



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE  
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS  
DOUTORADO EM RECURSOS NATURAIS**

**MONICA MARIA PEREIRA DA SILVA**

**TRATAMENTO DE LODOS DE TANQUES SÉPTICOS POR CO-  
COMPOSTAGEM PARA OS MUNICÍPIOS DO SEMI-ÁRIDO PARAIBANO:  
ALTERNATIVA PARA MITIGAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS**

**CAMPINA GRANDE- PARAÍBA-BRASIL  
DEZEMBRO DE 2008**

**TRATAMENTO DE LODOS DE TANQUES SÉPTICOS POR CO-  
COMPOSTAGEM PARA OS MUNICÍPIOS DO SEMI-ÁRIDO PARAIBANO:  
ALTERNATIVA PARA MITIGAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS**

**MONICA MARIA PEREIRA DA SILVA**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, em cumprimento às exigências para obtenção do grau de Doutor em Recursos Naturais.

**Área de Concentração:** Sociedade e Recursos Naturais

**Linha de Pesquisa:** Gestão de Recursos Naturais

**ORIENTADORES**

**PROF. DR. JOSÉ TAVARES DE SOUSA**

**PROFA. DRA. BEATRIZ SUSANA OVRUSKI DE CEBALLOS**

**CAMPINA GRANDE – PARAÍBA - BRASIL**

**DEZEMBRO DE 2008**

ALTERNATIVA PARA MITIGAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS  
COMPOSTAGEM PARA OS MUNICÍPIOS DO SEMI-ÁRIDO PARAIBANO:  
TRATAMENTO DE LODOS DE TANQUES SÉPTICOS POR CO-

MONICA MARIA PEREIRA DA SILVA

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

Campina Grande, em cumprimento às exigências

para obtenção do grau de Doutor em Recursos

S586tt

2008 Silva, Monica Maria Pereira da.

Tratamento de lodos de tanques sépticos por co-compostagem para os municípios do semi-árido paraibano: alternativa para mitigação de impactos ambientais / Monica Maria Pereira da Silva. — Campina Grande, 2008. 225f. : il.

Tese (Doutorado em Recursos Naturais) — Universidade Federal de Campina Grande, Centro Tecnologia e Recursos Naturais.

Referências.

Orientadores: Prof. Dr. José Tavares de Sousa, Profª. Drª. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos.

1. Tanque Séptico. 2. Lodos. 3. Co-Compostagem. 4. Educação Ambiental. I. Título.

CDU — 628.336.5 (043)

UFCG - BIBLIOTECA - CAMPUS I	
4586	02-03-09

CAMPINA GRANDE - PARAIBA - BRASIL


DEZEMBRO DE 2008

**MONICA MARIA PEREIRA DA SILVA**

**TRATAMENTO DE LODOS DE TANQUES SÉPTICOS POR CO-  
COMPOSTAGEM PARA OS MUNICÍPIOS DO SEMI-ÁRIDO PARAIBANO:  
ALTERNATIVA PARA MITIGAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS**


**APROVADA EM: 18/12/2008**


**BANCA EXAMINADORA**

  
**Dr. JOSÉ TAVARES DE SOUZA**  
Centro de Ciências e Tecnologia - CCT  
Universidade Estadual da Paraíba – UEPB

  
**Dr. FRANCISCO SUETÔNIO BASTOS MOTA**  
Universidade Federal do Ceará - UFC

  
**Dr. GILSON BARBOSA ATHAYDE JÚNIOR**  
Centro de Tecnologia - CT  
Universidade Federal da Paraíba – UFPB

  
**Dra. ANNEMARIE KONIG**  
Centro de Tecnologia e Recursos Naturais - CTRN  
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

  
**Dra. VERA LÚCIA ANTUNES DE LIMA**  
Centro de Tecnologia e Recursos Naturais - CTRN  
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

## DEDICATÓRIA

Às mulheres e aos homens que por acreditarem em mudanças, lutam incessantemente, tornando-se fermento na massa, promovendo a renovação da nossa esperança!

À juventude, que entre a paz e a guerra, faz a opção em ser instrumento de paz e de transformação!

Às crianças, sementes que germinam entre rosas e espinhos, mas sabem discernir o joio do trigo e não permitem que os espinhos sufoquem a beleza das rosas!

Às educadoras e aos educadores, que concebem na educação um instrumento de transformação!

Aos parentes e amigos que tiveram os seus sonhos interrompidos, mas as sementes por eles semeadas continuam brotando flores que perfumam e alegam nossa caminhada: Adson (irmão); Ricelly (sobrinho), Josileide (ex-aluna), Lêucio (colega de trabalho) e Aurelir (colega da turma de doutorado).

A minha família, em especial a minha mãe, que tem vencido, nos últimos anos, vários desafios, dando-nos o exemplo de coragem e de persistência. Mãe, guerreira, amiga, meu exemplo de vida!

À Amanda, minha filha; uma frase pronunciada por ela foi o meu lema durante todo o período do doutorado: “mainha, não desista dos seus sonhos”. Jóia que reluz no meu dia a dia!

Por último, não menos importante, faço uma dedicação especial às mulheres que diariamente enfrentam o desafio de serem profissionais, educadoras, estudantes, mães, esposas, amantes e acima de tudo, mulheres!

## AGRADECIMENTOS

À UEPB, através do Departamento de Biologia e da Pró-Reitoria de Pós-Graduação e de Pesquisa pelo apóio e liberação das atividades docentes.

À UFCG, através do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, em especial ao coordenador Pedro Vieira de Azevedo, à secretária Cleide dos Santos e ao corpo docente que com seriedade e competência fazem deste programa, uma excelência nacional.

Aos professores e às professoras que fizeram parte desta caminhada: do ensino fundamental à pós-graduação.

Ao professor Valderi, por todas as portas abertas que me permitiram trilhar este caminho com mais segurança e confiança.

Ao professor José Tavares, pela confiança e paciência. Tortuosos foram os caminhos, mas com sabedoria soube apresentar o melhor horizonte.

A professora Beatriz, pela importante contribuição, desde os primeiros passos; suas orientações ajudaram a olhar mais adiante.

A Wanderson, outrora iniciação científica, hoje aluno deste programa de pós-graduação, pela parceria e cumplicidade; bem como, a Eliane e Enoque que constituíram o quarteto de campo.

Aos gestores dos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas por todo apóio e confiança e aos líderes comunitários, às famílias e aos educadores e às educadoras que participaram do processo de sensibilização.

Ao grupo de Saneamento da UEPB através dos pesquisadores e estagiários. Enfim, louvado seja Deus por todos que contribuiram direta e indiretamente para a execução e conclusão desta tese. A Deus, toda honra e toda Glória!

*Por mais tortuoso que se apresente o caminho, se persistires e não perderes o foco, chegarás ao destino desejado.*

*Monica Maria*

*Se procurares a justiça, hás de consegui-la, e dela te revestirás como um manto de festa.*

*Eclesiástico 27,9.*

## SUMÁRIO

**LISTA DE TABELAS**

**LISTA DE QUADROS**

**LISTA DE FIGURAS**

**LISTA DE APÊNDICES**

**LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS**

**RESUMO**

**ABSTRACT**

<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>28</b>
<b>1.0. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b>	<b>32</b>
1.1. Tanque séptico	32
1.2. Lodos de esgotos	34
1.2.1. Composição dos lodos de esgotos	34
1.2.2. Microrganismos patogênicos presentes nos lodos de esgotos	37
1.2.3. Produção de lodo de esgotos	44
1.2.4. Alternativas para tratamento dos lodos de esgotos	46
1.3. Potencialidade dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares à co-compostagem	52
1.4. Co-compostagem: alternativa para tratamento de lodos de esgotos	62
1.4.1. Fundamentos da co-compostagem	62
1.4.2. Condições favoráveis à co-compostagem	65
1.4.3. Organismos que participam do processo de compostagem	71
1.4.4. Experiências em co-compostagem com lodos de esgotos	76
1.4.5. Educação Ambiental: ferramenta indispensável à implementação da tecnologia de co-compostagem.	77
1.5. Marco legal referente à utilização biossólidos e produtos derivados de lodos de esgotos.	79



<b>2.0. MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>86</b>
2.1. Caracterização da pesquisa	86
2.2. Caracterização da área de estudo	86
2.3. Caracterização de lodos de tanques sépticos coletivos	88
2.3.1. Coleta de lodos de tanques sépticos coletivos	88
2.3.2. Características dos tanques sépticos coletivos	88
2.3.3. Caracterização física, química e sanitária dos lodos coletados	92
2.4. Caracterização dos resíduos sólidos domiciliares	93
2.4.1. Caracterização gravimétrica	93
2.4.2. Caracterização física, química e sanitária dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares	94
2.5. Atividades de Educação Ambiental realizadas nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas-PB	95
2.6. Co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares	96
2.6.1. O Sistema Experimental	96
2.6.2. Monitoramento do Sistema Experimental	100
2.6.3. Avaliação da qualidade do composto orgânico	102
2.6.4. Testes Biológicos: indicadores de maturidade e de fitotoxicidade aplicados aos compostos originados dos diferentes tratamentos por co-compostagem	102
2.7. Análise Estatística	105
<b>3.0. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>107</b>
3.1. Apresentação e Análise dos resultados	107
3.1.1. Caracterização de lodos de tanques sépticos multicâmaras de uso coletivo	107
3.1.1.1. Produção e densidade de lodos	107
3.1.1.2. Características físicas e químicas de lodos de tanques sépticos coletivos	109

3.1.1.3. Avaliação de ovos de helmintos nos lodos de tanques sépticos coletivos	113
3.1.2. Potencialidade dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares à co-compostagem nos municípios do semi-árido paraibano	120
3.1.2.1. Caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares	120
3.1.2.2. Caracterização física e química dos resíduos orgânicos domiciliares	122
3.1.2.3. Avaliação de ovos de helmintos em resíduos sólidos orgânicos domiciliares produzidos nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas-PB	124
3.1.3. Co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares	128
3.1.3.1. Composição do substrato	128
3.1.3.2. Monitoramento dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares	130
3.1.3.2.1. Teor de Umidade	130
3.1.3.2.2. Parâmetros relacionados à estabilização (STV, COT, NTK, DQO, P e K)	131
3.1.3.2.3. Potencial hidrogeniônico (pH)	137
3.1.3.2.4. Monitoramento de temperatura	138
3.1.3.2.5. Concentração de ovos de helmintos para os diferentes tratamentos	140
3.1.3.2.6. Mesoinvertebrados que participaram da co-compostagem	145
3.1.3.3. Análise de Variância	148
3.1.3.4. Cinética de biodegradação do substrato para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos e resíduos orgânicos sólidos domiciliares	152
3.1.3.5. Fases constatadas na co-compostagem de lodos de tanques sépticos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares	154
3.1.3.6. Transformação de substrato em composto para os diferentes tratamentos de co-compostagem	155

3.1.3.7. Testes Biológicos; indicadores de maturidade e de fitotoxicidade aplicados aos compostos originados dos diferentes tratamentos de co-compostagem	157
3.1.3.8. Qualidade dos compostos produzidos por co-compostagem	159
3.1.3.9. Análise de correlação entre os principais parâmetros monitorados durante a co-compostagem	164
3.1.4. Estratégias de sensibilização aplicadas nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas-PB	165
3.1.4.1. Mobilização Institucional	166
3.1.4.2. Mobilização Social	167
3.2. Discussão dos Resultados	171
3.2.1. Lodos de tanques sépticos coletivos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares gerados em Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas-PB	171
3.2.2. Co-compostagem: alternativa para tratamento de lodos de tanques sépticos coletivos para os municípios do semi-árido paraibano	173
3.2.2.1. Constituição do substrato inicial	173
3.2.2.2. Desenvolvimento do processo de co-compostagem	178
3.2.2.3. Avaliação da qualidade dos compostos originados dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares	178
3.2.3. Impactos mitigados	179
3.2.4. Educação Ambiental: instrumento ao desenvolvimento de alternativas tecnológicas sustentáveis	180
<b>4.0. CONCLUSÕES</b>	<b>182</b>
<b>5.0. RECOMENDAÇÕES</b>	<b>185</b>
<b>6.0. REFERÊNCIAS</b>	<b>186</b>
<b>7.0. APÊNDICES</b>	<b>216</b>

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.01:</b> Percentual de domicílios atendido por tanque séptico em diferentes países e continentes.	33
<b>Tabela 1.02:</b> Composição do lodo primário bruto e digerido.	35
<b>Tabela 1.03:</b> Composição dos lodos produzidos em diferentes sistemas de tratamento de esgotos localizados no Brasil.	36
<b>Tabela 1.04:</b> Composição dos lodos produzidos em diferentes sistemas de tratamento de esgotos de vários países.	36
<b>Tabela 1.05:</b> Valores mínimos e máximos referentes à composição de lodos esgotos coletados no Brasil e em outros países, tomando por base os estudos apresentados nas Tabelas 03 e 04.	37
<b>Tabela 1.06:</b> Dimensão, densidade e velocidade de sedimentação de diferentes ovos de helmintos.	41
<b>Tabela 1.07:</b> Tempo de sobrevivência dos microrganismos patogênicos em diferentes substratos.	42
<b>Tabela 1.08:</b> Tempo de exposição para inativação de ovos de helmintos em lodos de esgotos sob diferentes temperaturas	43
<b>Tabela 1.09:</b> Concentração de ovos de helmintos em lodos de esgotos coletados em diferentes sistemas de tratamento no Brasil.	44
<b>Tabela 1.10:</b> Concentração de ovos de helmintos em lodos de esgotos coletados em diferentes sistemas de tratamento de vários países.	44
<b>Tabela 1.11:</b> Produção de lodos de esgoto no Brasil, França, Grécia, Estados Unidos e Reino Unido (RU).	45
<b>Tabela 1.12:</b> Densidade de lodos para diferentes tipos de tratamento de esgotos	46
<b>Tabela 1.13:</b> Destinação final dos lodos de esgotos em alguns países.	51
<b>Tabela 1.14:</b> Produção diária <i>per capita</i> de resíduos sólidos domiciliares em diferentes municípios brasileiros	53
<b>Tabela 1.15:</b> Caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos produzidos em diferentes municípios brasileiros.	54

<b>Tabela 1.16:</b> Caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos produzidos em diferentes países	55
<b>Tabela 1.17:</b> Concentração de metais pesados em diferentes compostos de resíduos sólidos orgânicos urbanos	55
<b>Tabela 1.18:</b> Composição química e física de diferentes resíduos orgânicos	57
<b>Tabela 1.19:</b> Bactérias indicadoras de contaminação fecal identificadas em resíduos sólidos de serviços de saúde e resíduos sólidos orgânicos domiciliares.	58
<b>Tabela 1.20:</b> Condições favoráveis ao processo de compostagem	66
<b>Tabela 1.21:</b> Concentração de microrganismos em função da temperatura durante a compostagem e o respectivo número de espécies.	72
<b>Tabela 1.22:</b> Critérios de classificação de biossólidos segundo a normatização dos Estados Unidos (USEPA, 1993)	80
<b>Tabela 1.23:</b> Densidade limite de microrganismos indicadores de contaminação em biossólidos na Austrália e no Reino Unido.	82
<b>Tabela 1.24:</b> Densidade limite de microrganismos indicadores de contaminação em biossólidos na França	83
<b>Tabela 1.25:</b> Densidade limite de microrganismos indicadores de contaminação em biossólidos no México.	83
<b>Tabela 1.26:</b> Densidade limite de microrganismos indicadores de contaminação em biossólidos no Brasil.	84
<b>Tabela 1.27:</b> Concentrações limites de metais pesados para biossólidos segundo legislação de diferentes países.	85
<b>Tabela 2.01:</b> Características dos tanques sépticos coletivos estudados em Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas, no estado da Paraíba. 2006.	89
<b>Tabela 2.02:</b> Organização do universo amostral tomando-se por base o número de ligações para o tanque séptico coletivo de cada município. Paraíba. 2006.	94
<b>Tabela 2.03:</b> Constituição dos substratos, os teores de umidade e relação	100

C/N calculados para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

- Tabela 3.01:** Produção de lodos estimada para os tanques sépticos coletivos dos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. No período de agosto a novembro de 2006. 107
- Tabela 3.02:** Densidade relativa e relação STV/ST por câmara dos lodos dos tanques sépticos coletivos dos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Agosto a novembro de 2006. 108
- Tabela 3.03:** Características dos lodos originados das diferentes câmaras dos tanques sépticos coletivos dos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Agosto a novembro de 2006. 110
- Tabela 3.04:** Concentração de ovos de helmintos nos lodos originados das diferentes câmaras dos tanques sépticos coletivos nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Agosto a novembro de 2006. 115
- Tabela 3.05:** Diversidade de ovos de helmintos viáveis nos lodos das diferentes câmaras do tanque séptico de Cabaceiras-PB. Agosto a novembro de 2006. 117
- Tabela 3.06:** Diversidade de ovos de helmintos não viáveis nos lodos das diferentes câmaras do tanque séptico de Cabaceiras-PB. Agosto a novembro de 2006. 117
- Tabela 3.07:** Diversidade de ovos de helmintos viáveis nos lodos das diferentes câmaras do tanque séptico de Caraúbas-PB. Agosto a novembro de 2006. 117
- Tabela 3.08:** Diversidade de ovos de helmintos não viáveis nos lodos das diferentes câmaras do tanque séptico de Caraúbas-PB. Agosto a novembro de 2006. 118
- Tabela 3.09:** Diversidade de ovos de helmintos viáveis nos lodos das

diferentes câmaras do tanque séptico de Queimadas-PB. Agosto a novembro de 2006.	118
<b>Tabela 3.10:</b> Diversidade de ovos de helmintos não viáveis nos lodos das diferentes câmaras do tanque séptico de Queimadas-PB. Agosto a novembro de 2006.	118
<b>Tabela 3.11:</b> Composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares produzidos na área urbana de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Setembro a novembro de 2006.	120
<b>Tabela 3.12:</b> Estimativa de produção de resíduos sólidos domiciliares para a população urbana de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Setembro a novembro de 2006.	121
<b>Tabela 3.13:</b> Caracterização física e química dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares produzidos na área urbana de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Setembro a novembro de 2006.	123
<b>Tabela 3.14:</b> Concentração de ovos de helmintos viáveis e não viáveis identificada nos resíduos sólidos orgânicos domiciliares produzidos na área urbana de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Setembro a novembro de 2006.	124
<b>Tabela 3.15:</b> Valores médios de NTK, fósforo total e potássio total para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares expressos em sólidos totais. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	136
<b>Tabela 3.16:</b> Concentração de ovos de helmintos viáveis (V), não viáveis (NV) e totais (T) para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	141
<b>Tabela 3.17:</b> Valores médios semanais de mesoinvertebrados nos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de	

- tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 145
- Tabela 3.18:** Análise de variância para os parâmetros: teor de umidade, STV, C/N e temperaturas para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 148
- Tabela 3.19:** Análise de variância pelo teste de Tukey para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 149
- Tabela 3.20:** Análise de variância pelo teste de Tukey para as semanas dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 150
- Tabela 3.21:** Equações de biodegradação ajustadas para os dados de concentração de STV e relação C/N obtidos semanalmente dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 152
- Tabela 3.22:** Fases constatadas na co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares e os valores médios dos parâmetros monitorados no período de 91 dias. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 155
- Tabela 3.23:** Composição da massa final resultante dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 156



2007.

- Tabela 3.24:** Composição da massa final dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares e o percentual de transformação do substrato em composto. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 156
- Tabela 3.25:** Características dos compostos obtidos no final dos diferentes tratamentos por co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fevereiro de 2007. 160
- Tabela 3.26:** Macronutrientes em compostos obtidos dos diferentes tratamentos por co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos orgânicos domiciliares e em composto de resíduos vegetais adquirido em supermercado. Campina Grande-PB. Fevereiro de 2007. 162
- Tabela 3.27:** Micronutrientes em compostos dos diferentes tratamentos por co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos orgânicos domiciliares e em composto de resíduos vegetais adquirido em supermercado. Campina Grande-PB. Fevereiro de 2007. 163
- Tabela 3.28:** Metais pesados em compostos dos diferentes tratamentos por co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos orgânicos domiciliares e em composto de resíduos vegetais adquirido em supermercado. Campina Grande-PB. Fevereiro de 2007. 163

## LISTA DE QUADROS

- Quadro 1.01:** Microrganismos patogênicos freqüentes em lodos de esgotos. 39
- Quadro 1.02:** Condições adversas à sobrevivência de ovos de helmintos. 42
- Quadro 1.03:** Síntese dos objetivos relativos ao tratamento de lodos de esgotos e os impactos negativos previstos. 47

<b>Quadro 1.04:</b>	Alternativas de disposição final para lodos de esgotos e os respectivos impactos negativos.	50
<b>Quadro 1.05:</b>	Experiências nacionais de co-compostagem com resíduos sólidos orgânicos	60
<b>Quadro 1.06:</b>	Experiências internacionais de co-compostagem com diferentes tipos de resíduos sólidos orgânicos	61
<b>Quadro 1.07:</b>	Fases da compostagem e suas respectivas temperaturas	65
<b>Quadro 1.08:</b>	Fungos participantes do processo de co-compostagem de resíduos orgânicos e lodos de esgotos.	73
<b>Quadro 1.09:</b>	Cenário nacional em relação à análise biológica em compostagem e em co-compostagem	74
<b>Quadro 1.10:</b>	Cenário internacional em relação à avaliação biológica em compostagem e em co-compostagem	75
<b>Quadro 1.11:</b>	Níveis de consumidores identificados na compostagem e os respectivos organismos.	76
<b>Quadro 1.12:</b>	Experiências brasileiras em co-compostagem com lodos de esgotos	76
<b>Quadro 1.13:</b>	Experiências internacionais em co-compostagem com lodos de esgotos.	77
<b>Quadro 2.01:</b>	Métodos utilizados para caracterização física, química e sanitária dos lodos dos tanques sépticos coletivos nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Agosto a novembro de 2006.	92
<b>Quadro 2.02:</b>	Atividades de Educação Ambiental realizadas em Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Agosto de 2005 a junho de 2008.	95
<b>Quadro 2.03:</b>	Fração de lodos de tanques sépticos coletivos utilizada para os diferentes tratamentos de co-compostagem com resíduos sólidos orgânicos. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	98
<b>Quadro 2.04:</b>	Método e frequência de análise dos parâmetros físico, químicos e biológicos dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-	101

	PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	
<b>Quadro 2.05:</b>	Organização das parcelas relativas aos testes biológicos de maturidade e de fitotoxicidade aplicados aos compostos originados dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Abril a julho de 2007.	104
<b>Quadro 2.06:</b>	Interpretação referente ao coeficiente de correlação (r)	106
<b>Quadro 3.01:</b>	Fases constatadas no período de 91 dias nos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	154
<b>Quadro 3.02:</b>	Correlação entre os parâmetros monitorados no período de 91 dias para os diferentes tratamentos por co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	165

### LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 2.01:</b>	Localização dos municípios de Campina Grande (1), Cabaceiras (2), Caraúbas (3) e Queimadas (4) no mapa da Paraíba.	88
<b>Figura 2.02:</b>	Desenho esquemático projetado para o tanque séptico coletivo de Cabaceiras-PB.	90
<b>Figura 2.03:</b>	Desenho esquemático projetado para o tanque séptico coletivo de Caraúbas-PB.	90
<b>Figura 2.04:</b>	Desenho esquemático projetado para o tanque séptico coletivo de Queimadas-PB	90

<b>Figura 2.05:</b>	Condições de secagem dos lodos coletados nos tanques sépticos coletivos de Cabaceiras e Caraúbas, Paraíba. Setembro a outubro de 2006.	97
<b>Figura 2.06:</b>	Disposição casualizada dos reatores para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	98
<b>Figura 2.07:</b>	Compostos tipo pó e farelo e o rejeito originado da co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	102
<b>Figura 3.01:</b>	Prevalência de helmintos nos lodos por tanque séptico coletivo nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Agosto a novembro de 2006.	119
<b>Figura 3.02:</b>	Prevalência geral de helmintos nos lodos dos tanques sépticos de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Agosto a novembro de 2006.	119
<b>Figura 3.03:</b>	Prevalência de ovos helmintos nos resíduos sólidos orgânicos domiciliares por município. Paraíba. Setembro a novembro de 2006.	125
<b>Figura 3.04:</b>	Prevalência geral de ovos helmintos nos resíduos orgânicos domiciliares coletados em Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Setembro a novembro de 2006.	125
<b>Figura 3.05:</b>	Helmintos prevalentes nos lodos dos tanques sépticos coletivos e nos resíduos orgânicos domiciliares coletados em Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Agosto a novembro de 2006.	126
<b>Figura 3.06:</b>	Valores médios relativos ao teor de umidade para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	131

<b>Figura 3.07:</b>	Valores médios de STV para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	132
<b>Figura 3.08:</b>	Valores médios de COT para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	133
<b>Figura 3.09:</b>	Decaimento da relação C/N para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	134
<b>Figura 3.10:</b>	Valores médios de DQO para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	135
<b>Figura 3.11:</b>	Relação STV/ST para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	135
<b>Figura 3.12:</b>	Níveis de pH para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	137
<b>Figura 3.13:</b>	Valores médios diários de temperatura no tratamento 1 (T1) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	138
<b>Figura 3.14:</b>	Valores médios diários de temperatura no tratamento 2 (T2) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	139

- Figura 3.15:** Valores médios diários de temperatura no tratamento 3 (T3) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 139
- Figura 3.16:** Valores médios diários de temperatura no tratamento 4 (T4) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 139
- Figura 3.17:** Valores médios semanais de ovos de helmintos no tratamento 1 (T1) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 143
- Figura 3.18:** Valores médios semanais de ovos de helmintos no tratamento 2 (T2) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 143
- Figura 3.19:** Valores médios semanais de ovos de helmintos no tratamento 3 (T3) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 143
- Figura 3.20:** Valores médios semanais de ovos de helmintos no tratamento 4 (T4) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 144
- Figura 3.21:** Sucessão observada entre os mesoinvertebrados no tratamento 1 (T1) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 146
- Figura 3.22:** Sucessão observada entre os mesoinvertebrados no

- tratamento 2 (T2) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 147
- Figura 3.23:** Sucessão observada entre os mesoinvertebrados no tratamento 3 (T3) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 147
- Figura 3.24:** Sucessão observada entre os mesoinvertebrados no tratamento 4 (T4) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 147
- Figura 3.25:** Equação geral de biodegradação de STV no período de 91 dias de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 153
- Figura 3.26:** Equação geral de regressão de C/N no período de 91 dias de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 153
- Figura 3.27:** Valores médios relativos aos índices de massa seca de agrião obtidos no teste biológico aplicado aos compostos resultantes dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Abril a julho de 2007. 57
- Figura 3.28:** Valores médios dos índices de sementes germinados (SG) no teste biológico com tomateiro para diferentes doses de compostos resultantes dos tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Abril a julho de 2007. 158

- Figura 3.29:** Valores médios dos índices de crescimento no teste de teste biológico com tomateiro para diferentes doses de compostos resultantes dos tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Abril a julho de 2007. 159

## LISTA DE APÊNDICES

- Apêndice A:** Cartões entregues às famílias durante às visitas 216
- Apêndice B:** Tabelas 7.01 a 7.04 referentes aos valores médios semanais de ovos de helmintos por gênero ou espécie para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. 217
- Apêndice C:** Tabelas 7.05 a 7.08 relativas à sucessão observada entre os mesoinvertebrados para os diferentes tratamento de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007. 218



## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AAB - Ausência de Atividade Biológica  
ABNT - Associação Brasileira de Normas e Técnicas  
ADB - Adaptação Biológica  
ASD - Área Susceptível de Desertificação  
APHA - American Public Health Association  
AWWA - American Water Works Association  
B - Boro  
BAB - Baixa Atividade Biológica  
Ca - Cálcio  
CEASA-CE - Centrais de Abastecimento do Ceará S/A  
C - Carbono  
Cd - Cádmiio  
CIC - Catação, Identificação e Contagem  
COT- Carbono Orgânico Total  
CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente  
Cr - Cromo  
CV - Coeficiente de Variação  
Cu - Cobre  
DGA - Digestão Anaeróbia  
DMS - Diferença Mínima Significativa  
Dp - Desvio Padrão  
DQO - Demanda Química de Oxigênio  
EEA - European Environmental Agency  
EEC - European Economic Community  
EMPASA - Empresa Paraibana de Abastecimento de Serviços Agrícolas  
EPA - Environmental Protection Agency  
ETE - Estação de Tratamento de Esgotos  
EUA - Estados Unidos da América  
EU- European Union  
EXTRABES - Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos

## Sanitários

IAB - Intensa Atividade Biológica

IC - Índice de Crescimento

IMs - Índice de Massa Seca

IWMI - International Water Management Institute

K - Potássio

LAT - Lodo ativado

LTSC - Lodo de Tanque Séptico Coletivo

MAB - Moderada Atividade Biológica

Mg - Magnésio

Mn - Manganês

N - Nitrogênio

NA - Não Analisado

ND - Ausência de microrganismos

NE - Não Especificado

NMP - Número Mais Provável

NSW - New South Wales

NTK - Nitrogênio Kjeldahl

NV - Ovos Não Viáveis

P - Fósforo

pH - Potencial Hidrogeniônico

PROSAB - Programa de Saneamento Básico

RSD - Resíduos Sólidos Domiciliares

RSOD - Resíduos Sólidos Orgânicos Domiciliares

RU - Reino Unido

SANDEC - Department Water and Sanitation in Developing Countries

SG - Índice de sementes germinado

ST- Sólidos Totais

STV - Sólidos Totais Voláteis

T - Total de ovos de helmintos

T1 - 00% de lodos de Tanques sépticos+100% de resíduos sólidos orgânicos domiciliares

T2 - 10% de lodos de Tanques sépticos+90% de resíduos sólidos orgânicos

domiciliares

T3 - 20% de lodos de Tanques sépticos+80% de resíduos sólidos orgânicos domiciliares

T4 - 30% de lodos de Tanques sépticos+70% de resíduos sólidos orgânicos domiciliares

T5 - Composto de resíduos vegetais adquirido em supermercado de Campina Grande-PB

UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket

UE - União Européia

UEPB - Universidade Estadual da Paraíba

UFC - Unidade Formadora de Colônia

UFP - Unidade Formadora de Placas

UFCG- Universidade Federal de Campina Grande

UK - United Kingdom

V - Ovos Viáveis

Zn - Zinco

WEF- Water Environment Federation

WHO - World Health Organization

## RESUMO

A utilização de tanques sépticos ainda é ampla no Brasil e em outros países, consequência dos baixos índices de cobertura em saneamento e das vantagens pertinentes a este tipo de tecnologia. No estado da Paraíba, em municípios de pequeno e médio porte da região semi-árida, geralmente os tanques sépticos multicâmara de uso coletivo constituem a única forma de tratamento de esgotos. Os objetivos deste trabalho foram avaliar a co-compostagem como alternativa tecnológica viável ao tratamento de lodos de tanques sépticos multicâmara de uso coletivo para municípios de pequeno e médio porte do semi-árido paraibano; verificar a potencialidade dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares nos municípios à co-compostagem e delinear estratégias que permitem a superação da rejeição de produtos originados de esgotos. O trabalho foi realizado no período de agosto de 2005 a junho de 2008. Os lodos foram coletados em diferentes câmaras de tanques sépticos coletivos dos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas e submetidos à secagem natural. Os resíduos orgânicos domiciliares foram coletados nas fontes geradoras (residências) em Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas e triturados previamente. O experimento consistiu de quatro tratamentos com três repetições, totalizando 12 reatores. Estes de configuração cilíndrica em polietileno de 100L de capacidade. Cada reator foi alimentado com 50 kg de substrato com composição variável em função da fração de lodo: 0%, 10%, 20% e 30%. As análises físicas, químicas e biológicas ocorreram semanalmente. O reviramento manual foi realizado três vezes por semana e a temperatura foi monitorada diariamente. A total destruição de ovos de helmintos foi alcançada em período diferenciado em função da fração de lodo (14, 28, 35 e 63 dias). A transformação média de 54,06% de lodos e de resíduos orgânicos em bio sólidos classe A e classe B, com características favoráveis ao uso em culturas agrícolas em 91 dias, expressaram o alcance dos objetivos da presente pesquisa. Indicando êxito do tratamento escolhido para os lodos de esgotos: foi atingida sua estabilização e higienização. A co-compostagem constitui uma alternativa viável ao tratamento dos lodos de tanques sépticos multicâmara de uso coletivo para os municípios de pequeno e médio porte do semi-árido paraibano, por atender aos princípios da sustentabilidade e à legislação vigente. O processo de Educação Ambiental contribuiu para a superação da rejeição de compostos originados de lodos de esgotos e a articulação entre os setores da sociedade.

**Palavras-chave:** Tanque séptico, lodos, co-compostagem e Educação Ambiental.

## ABSTRACT

The use of septic tanks, is still wide in Brazil and in other countries, consequence of the low covering indexes in sanitation and of the pertinent advantages to this technology type. In states of Paraíba, in cities of small and medium load of the semiarid, usually the septic tanks, multichamber of collective use, constitute the only form of treatment of sewages. The objectives of this work were to evaluate the co-composting, as viable technological alternative to the treatment of sludges of septic tanks multichamber of collective use for cities of small and medium loads of the semiarid paraiban; to verify the potentiality of the domiciliary organic solid waste to the co-compostagem and to delineate strategies that allow to the surmountion of the rejection of originated products of sewage sludges. The work was accomplished in the period of august from 2005 to june of 2008. The sludges were collected in different chambers of septic tanks collective of the cities of Cabaceiras, Caraúbas and Queimadas and they were submitted to the natural drying. The domiciliary organic wastes were collected in the generating sources (homes) in Cabaceiras, Caraúbas and Queimadas and previously triturated. The experiment consisted of four treatments, with three repetitions, totaling 12 reactors. These of cylindrical configuration in polyethylene of 100L of capacity. Each reactor was fed with 50 substratum kg with variable composition in function of the sludge fraction: 0%, 10%, 20% and 30%. The physical analyses, chemistries and biological they weekly happened, the manual turning, three times a week and the temperature level was monitored daily. To total destruction of helminth eggs it was reached in period differentiated in function of the sludge fraction (14, 28, 35 e 63 days). The medium transformation of 54,06% of sludges in biosolids class A and class B, with favorable characteristics to the use in agricultural cultures in 91 days, expressed the reach of the objectives of the present researches. Indicating success of the chosen treatment for the sludges sewage: the stabilization and higienização were reached. The co-composting it constitutes a viable alternative to the treatment of sludges of septic tanks multichamber of collective use for the cities of small and medium loads of the semiarid paraiban, for assisting to the beginnings of the sustainable and the effective legislation. The process of Environmental Education contributed to the surmountion of the rejection of originated compositions of sludges and the articulation among the sections of the society.

**Keywords:** Septic tank; sludges, co-composting and Environmental Education

## INTRODUÇÃO:

A evolução da consciência de que todo sistema natural apresenta um âmbito de resistência ou elasticidade, dentro do qual a vida permanece em condições de equilíbrio e que exceder a capacidade de suporte, implica em efeitos negativos para os ecossistemas naturais e antrópicos, vem motivando políticas públicas voltadas à universalização dos serviços de saneamento ambiental, destacando-se a implantação de sistemas de tratamento de esgotos domésticos. Todos os sistemas de tratamentos de esgotos geram lodos (SINGH e AGRAWAL, 2008; WANG *et al.*, 2008a; AGUSTINI e ONOFRE, 2007), em maior ou menor quantidade e o tratamento e a destinação final constituem mais um desafio para o saneamento (ALÉM SOBRINHO, 2002; ANDREOLI e PINTO, 2001).

Quanto mais avançado for o sistema de tratamento de esgotos, maior será a quantidade do lodo produzida (IMHOFF e IMHOFF, 2002), cujas características físicas, químicas e biológicas retratam aquelas presentes nos esgotos, expressam as condições do sistema e as características da população contribuinte (SINGH e AGRAWAL, 2008; METCALF e EDDY, 2003; ALÉM SOBRINHO, 2002). A redução da produção dos lodos não é possível para os diferentes sistemas de tratamento (GOMEZ PALACIOS *et al.*, 2001) e seu gerenciamento, habitualmente negligenciado, é urgente mesmo nos municípios de pequeno e médio porte.

A utilização de tanques sépticos é ampla no Brasil e em países da África, Ásia e da América Latina (LEITE, INGUNZA e ANDREOLI, 2006; KOOTTAPE *et al.*, 2001), conseqüência dos baixos índices de cobertura de rede coletora de esgotos e das vantagens deste tipo de tecnologia: simplicidade, baixo custo, poucos requisitos para operação e manutenção (PRADHAN *et al.*, 2008; MAUNOIR, PHILIP e RAMBAUD, 2007; AQUINO e CHERNICHARO, 2005), possibilidade de reaproveitamento do efluente (SUMMERFELT e PENNE, 2007) e de retorno dos nutrientes ao solo (BEAL, GARDNER e MENZIES, 2005; MONTANGERO e BELEVI, 2007), efluente fácil

de ser submetido ao tratamento secundário (ANDRADE NETO e CAMPOS, 1999; BOUNDS, 1997) e vida útil longa (USEPA, 1999).

Na Paraíba, em municípios de pequeno e médio porte, geralmente os tanques sépticos multicâmaras de uso coletivo constituem a única forma de tratamento de esgotos, sendo, algumas vezes, seguidos de filtro anaeróbio. Nessa configuração, de acordo com Chernicharo e Sousa (2006), Valentim, Roston e Mazzola (2003), Andrade Neto *et al.* (2000) e Bounds (1997), tende a haver aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica e microrganismos patogênicos. No entanto, pode ser mais elevada a contaminação dos lodos gerados.

Os sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos originam menor quantidade de lodos que os aeróbios, no entanto, o lodo primário é mais agressivo do que o próprio esgoto, por conter materiais orgânicos e inorgânicos mais concentrados (ALÉM SOBRINHO, 2002). O lançamento de lodos primários no meio ambiente compromete os sistemas naturais e antrópicos, devido à instabilidade biológica, à alta carga de microrganismos patogênicos e ao volume elevado (VAN HAANDEL e ALÉM SOBRINHO, 2006). Na medida em que ocorre a estabilização e a higienização, essas características podem ser atenuadas até ser aceitáveis para o seu reaproveitamento de acordo com a legislação vigente.

O gerenciamento de lodos de esgotos é de grande complexidade e de alto custo (ANDREOLI, VON SPERLING e FERNANDES, 2001). As alternativas tecnológicas desenvolvidas ou em desenvolvimento buscam possibilitar a atenuação desta complexidade e subsidiar o seu reaproveitamento controlado, no intuito de proteger a saúde pública e o meio ambiente (IWEBUE *et al.*, 2007; CARRINGTON, 2001).

A co-compostagem dos lodos de esgotos com resíduos sólidos orgânicos vem sendo apontada na literatura internacional (BANEGAS *et al.*, 2007; TOGNETTI, MAZZARINO e LAOS, 2007; KONE *et al.*, 2007; GALLIZZI, 2003) e nacional (BRITTO JR. *et al.*, 2007; CORREA, FONSECA e CORREA, 2007; REIS e PAMPANELLI, 2007) como alternativa de tratamento dos lodos de esgotos por propiciar a sua estabilização e higienização (GEA *et al.*, 2007),

originando um produto favorável à aplicação como fertilizante orgânico em diferentes tipos de solos e que pode atender às restrições ambientais e legais (HACHICHA *et al.*, 2008; KRANERT *et al.*, 2008).

No contexto do presente trabalho, a problemática dos lodos de tanques sépticos multicâmara de uso coletivo desencadeou os seguintes questionamentos: a tecnologia de co-compostagem constitui uma alternativa viável para o tratamento de lodos de tanques sépticos multicâmaras de uso coletivo em municípios do semi-árido paraibano? A quantidade e as características desses lodos expressam potencialidade para a co-compostagem? Os municípios do semi-árido paraibano geram resíduos sólidos orgânicos domiciliares em quantidade e qualidade exequíveis à co-compostagem com lodos de tanques sépticos multicâmara de uso coletivo? Quais os mesoinvertebrados que participam das fases da co-compostagem? Que estratégias de Educação Ambiental permitirão a superação da rejeição de produtos originados dos esgotos? Esses questionamentos integram-se na tese de que a tecnologia de co-compostagem constitui uma alternativa viável ao tratamento dos lodos de tanques sépticos multicâmaras de uso coletivo para os municípios de pequeno e médio porte do semi-árido paraibano, por atender aos princípios da precaução, prevenção, co-responsabilidade e sustentabilidade e à legislação nacional e internacional. No entanto, requer um amplo processo de Educação Ambiental que permita a superação da rejeição ao uso dos compostos originados.

A co-compostagem é uma tecnologia de baixo custo, de fácil operação e manutenção (CORREA, FONSECA e CORREA, 2007) que permite a superação das limitações inerentes à compostagem do lodo isolado: baixa relação C/N, alta umidade, baixa diversidade de organismos e granulometria fina (PINTO, 2001). Essas limitações dificultam a ação dos organismos na estabilização, conseqüentemente, o aumento dos níveis de temperatura e a destruição e/ou inativação de ovos de helmintos são prejudicados, considerados os mais resistentes, entre os microrganismos patogênicos por Koné *et al.* (2007), Metcalf e Eddy (2003); Gallizzi (2003) e Carrington (2001).

Não foram verificados na literatura específica trabalhos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos multicâmaras de uso coletivo em



municípios do semi-árido nordestino, embora haja consenso de sua viabilidade para o tratamento dos lodos de esgotos. Essa consonância tem por base as análises dos parâmetros físicos e químicos, limitando a avaliação da seguridade sanitária do composto produzido.

Das experiências de co-compostagem de lodos de esgotos consultadas, apenas cinco fazem referência aos parâmetros sanitários (CORREA, FONSECA e CORREA, 2007; KONÉ *et al.*, 2007; SILVA, 2007; KONÉ e STRAUSS, 2004, GALLIZZI, 2003). Os ovos de helmintos são utilizados como indicadores da qualidade sanitária do composto em todos esses trabalhos. Entretanto, nenhum faz referência à participação dos mesoinvertebrados e à Educação Ambiental como instrumento para a aceitação do reaproveitamento dos produtos originados de esgotos. Apenas três trabalhos envolveram lodos de tanques sépticos e resíduos orgânicos domiciliares (KONÉ e STRAUSS, 2004; GALLIZZI, 2003; FANG, WONG e WONG, 1998) e nenhum desses foi realizado no Brasil, além de que os resíduos orgânicos não foram coletados na fonte geradora. Apenas dois trabalhos estão relacionados com regiões semi-áridas: Joannesburg, África do Sul (DOLLAR, 2005) e Arizona, Estados Unidos (HAYES, 2004). No geral, os estudos abordam os lodos produzidos em estação de tratamento de esgotos e resíduos orgânicos de mercados públicos centrais em municípios de grande porte.

O objetivo geral deste trabalho consistiu em avaliar a tecnologia de co-compostagem como alternativa viável para o tratamento de lodos de tanques sépticos multicâmaras de uso coletivo para municípios de pequeno e médio porte do semi-árido paraibano. Os objetivos específicos compreenderam: 1) quantificar e caracterizar os lodos de tanques sépticos multicâmaras de uso coletivo para municípios de pequeno e médio porte do semi-árido paraibano; 2) avaliar nesses municípios a potencialidade dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares para a co-compostagem; 3) identificar os mesoinvertebrados que atuam nas fases da co-compostagem, relacionando-os com as alterações físico-químicas do composto; 4) delinear estratégias que permitem a superação da rejeição ao uso dos produtos originados de lodos de esgotos.

## **1.0. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

### **1.1. Tanque séptico**

O debate internacional sobre a problemática ambiental impulsionou, nas últimas décadas, mudanças de concepção em relação ao saneamento, motivando o desenvolvimento de tecnologias que atendam aos princípios da precaução, universalização e da sustentabilidade.

O potencial de tecnologias avançadas para o tratamento de esgotos é significativo (AGUSTINA, ANG e PAREEK, 2008; HARDEN *et al.* 2008; JAMWAL, MITTAL e MOUCHEL, 2008; MAHMOUD, ZEEMAN e VAN LIER, 2008, OENNING JR. e PAWLOWSKY, 2007), todavia, ainda persiste no Brasil e em outros países, um número considerável de domicílios que adota os tanques sépticos, seguidos ou não de filtro anaeróbio, como a única forma de tratamento de esgotos.

Nos Estados Unidos, 25% das residências realizam o tratamento do esgoto na origem, em tanque séptico seguido de absorção no solo, embora o atendimento em saneamento atinja 100% dos domicílios (LOWE e SIEGRIST, 2008). No Japão, 55% dos domicílios são atendidos por unidades pré-fabricadas compactas de tanques sépticos (CHERNICHARO, 2001). Na África e na Ásia, esses sistemas são utilizados por 65% dos habitantes. Na América Latina, praticamente 50% dos domicílios estão ligados a esse tipo de serviço (LEITE, INGUNZA e ANDREOLI, 2006). No Brasil, 45,8% dos domicílios utilizam tanques sépticos para tratamento de esgotos (BRASIL, 2006).

Os dados da Pesquisa Nacional de Amostra por Domicílio – PNAD (BRASIL, 2006), expõem que no estado da Paraíba, a coleta de esgoto só atinge 32,91% das residências e destes, 16,64% encaminham os esgotos para tanques sépticos (BRASIL, 2006). Nesse levantamento, não foram consideradas as fossas rudimentares e as residências que direcionam seus esgotos de forma particular para os tanques sépticos.

A ampla utilização dos tanques sépticos justifica-se pelo tipo de tecnologia simples, silenciosa (BOUNDS, 1997), de baixo custo e de poucos requisitos para operação e manutenção (PRADHAN *et al.*, 2008; MAUNOIR, PHILIP e RAMBAUD, 2007; AQUINO e CHERNICHARO, 2005). Apresenta

também a possibilidade de reaproveitamento do efluente (SUMMERFELT e PENNE, 2007) e de retorno dos nutrientes ao solo (BEAL, GARDNER e MENZIES, 2005; MONTANGERO e BELEVI, 2007). O seu efluente é fácil de ser submetido ao tratamento secundário (MAUNOIR, PHILIP e RAMBAUD, 2007; ANDRADE NETO e CAMPOS, 1999) e a vida útil é longa (USEPA, 1999). Soma-se a possibilidade de descentralização do tratamento dos esgotos, uma das tendências do saneamento contemporâneo (LOWE e SIEGRIST, 2008; MASSOUD, TARHINI e NASR, 2008; MOHAMMAD e MAHAMOUD, 2008; MUGA e MIHELICIC, 2008; SARTOR, KASCHEK e MAVROV, 2008; VASHI e SHAH, 2008; YOON *et al.*, 2008).

Na Tabela 1.01 são apresentados os percentuais de domicílios atendidos por tanques sépticos em diferentes países e continentes.

**Tabela 1.01:** Percentual de domicílios atendido por tanque séptico em diferentes países e continentes.

Local	Domicílios com tanque séptico (%)	Referências
África	65	Leite, Ingunza e Andreoli (2006)
América Latina	50	Leite, Ingunza e Andreoli (2006)
Argentina	46	Ingallinela <i>et al.</i> (2001)
Ásia	65	Koottape <i>et al.</i> (2001)
Bangkok-Tailândia	65	Ingallinela <i>et al.</i> (2001)
Brasil	45,8	Brasil (2006)
Estados Unidos	25	Lowe e Siegrist (2008)
Filipinas	98	Ingallinela <i>et al.</i> (2001)
Japão	55	Chernicharo (2001)
República de Gana	85	Ingallinela <i>et al.</i> (2001)
Tanzânia	85	Ingallinela <i>et al.</i> (2001)

Ingallinela *et al.* (2001) consideram que o tratamento descentralizado de esgotos em tanques sépticos é uma forma de diminuir a poluição e os riscos à saúde. Os autores sugerem o uso de tanques sépticos coletivos por facilitar a coleta e reduzir as despesas com o transporte dos lodos, além de propiciar o tratamento final. Montangero *et al.* (2000) citam que o uso de tanques sépticos coletivos em bairros, condomínios e distritos urbanos, constitui estratégia para aumentar a eficácia de recolhimento, coleta e destinação final para os lodos gerados nos países em desenvolvimento da Ásia, África e da América Latina.

As limitações inerentes aos tanques sépticos para o tratamento de esgotos podem ser minimizadas, assumindo-se os critérios construtivos e de

manutenção previstos na legislação (ABNT, 1993; ABNT, 1997; USEPA, 1999) e na concepção contemporânea de saneamento ambiental. A transformação de matéria orgânica complexa em compostos mais simples por meio de processo biológico (digestão anaeróbia) e a conseqüente, diminuição da concentração de microrganismos patogênicos no efluente primário, justificam a sua utilização. Não dispensa, porém, os sistemas de tratamentos de esgotos secundários e terciários.

## **1.2. Lodos de esgotos**

### **1.2.1. Composição dos lodos de esgotos**

Todo processo de tratamento de esgotos gera lodos. Suas características retratam aquelas presentes nos esgotos. Expressam as condições do sistema e as características da população contribuinte (SINGH e AGRAWAL, 2008; METCALF e EDDY, 2003; ALÉM SOBRINHO, 2002). A redução da produção de lodos não é possível (GOMEZ PALACIOS *et al.*, 2001), porém, podem ser tratados e processados, transformando-se em bio sólidos (BARBOSA e TAVARES FILHO, 2006).

O lodo de esgoto constitui um material de composição variável e heterogênea, cujas características químicas, físicas e biológicas são modificadas em função do tipo de sistema de tratamento de esgotos adotado e depende de sua operação e manutenção, do tempo e da temperatura (SILVA, VON SPERLING e OLIVEIRA FILHO, 2007; METCALF e EDDY, 2003; IMHOFF e IMHOFF, 2002). Na sua composição encontram-se água e material sólido, nestes estão presentes os constituintes orgânicos e inorgânicos: nutrientes, matéria orgânica, metais pesados e microrganismos (ANDREOLI, 2006; AGUSTINI e ONOFRE, 2007). Além da água, do material orgânico de origem fecal e inorgânico, como areia, pode conter surfactantes em menor quantidade (LEITE, INGUNZA e ANDREOLI, 2006).

Comumente, o lodo bruto contém de 5% a 9% de sólidos totais, o que lhe confere alto teor de umidade e volume elevado (LEITE, INGUNZA e ANDREOLI, 2006), impondo a secagem, antecedendo ao tratamento (ARLABOSSE, CHAVEZ e PREVOT, 2005; CHEN *et al.*, 2004). A alta fração

de material orgânico biodegradável contida no lodo confere-lhe a característica de instabilidade biológica (AGUSTINI e ONOFRE, 2007; VAN HAANDEL e ALÉM SOBRINHO, 2006; AISSE *et al.*, 1999). O elevado potencial de putrefação e fermentação e conseqüentemente, de produção de aminas, gases responsáveis pelos odores desagradáveis, acarreta mais desconforto do que mal físico e pode ocasionar rejeição da população, inviabilizando a sua gestão (MALTA, 2001).

O conteúdo de nitrogênio, fósforo e potássio favorece a aplicação na agricultura (KITAMURA *et al.*, 2008; AGUSTINI e ONOFRE, 2007; BARBOSA e TAVARES FILHO, 2006). Os trabalhos de Gomes, Nascimento e Biondi (2007) e Deschamps e Favoretto (1999), observaram que o potássio é encontrado em baixas concentrações nos lodos de esgotos, diferente do nitrogênio e do fósforo. A maior parte do potássio dos lodos encontra-se na forma mineral, estando disponível às plantas. Deschamps e Favoretto (1999) sugerem a suplementação de potássio com fertilizantes minerais, quando da utilização de biossólidos na agricultura, devido às baixas concentrações deste macronutriente.

Na Tabela 1.02 apresentam-se as faixas das concentrações dos constituintes que distinguem o lodo primário bruto do lodo primário digerido.

**Tabela 1.02:** Composição do lodo primário bruto e digerido.

<b>Constituintes</b>	<b>Bruto</b>	<b>Digerido</b>
Sólidos totais - ST (%)	5,0 – 9,0	2,0 -5,0
Sólidos voláteis - STV (%ST)	60,0-80,0	30,0-60,0
pH	5,0-8,0	6,5-7,5
Nitrogênio - N (%ST)	1,5-4,0	1,6-3,0
Fósforo - P (%ST)	0,8-2,8	1,5- 4,0
Potássio - K (%ST)	0,0 – 1,0	0,0-3,0

**Fonte:** Metcalf e Eddy (2003)

Os conteúdos de fósforo, nitrogênio, potássio e de micronutrientes dos lodos de esgotos representam fonte potencial de nutrientes aos vegetais, após o processo de estabilização (AGUSTINI e ONOFRE, 2007). O lançamento destes nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, sem o tratamento adequado, representa fonte de eutrofização antrópica para os sistemas aquáticos e de poluição para os sistemas edáficos.

Nas Tabelas 1.03 e 1.04 apresenta-se a composição de lodos de esgotos coletados em diferentes sistemas de tratamento de esgotos no Brasil e em outros países.

**Tabela 1.03:** Composição dos lodos produzidos em diferentes sistemas de tratamento de esgotos localizados no Brasil.

Constituinte	LA Maringá ES <sup>(1)</sup>	ETE-LA Ribeirão dos Arrudas MG <sup>(2)</sup>	LA S. Paulo SP <sup>(3)</sup>	LA Jerônimo Monteiro ES <sup>(4)</sup>	ETE Jundiaí SP <sup>(5)</sup>	ETE Pato Branco PR <sup>(6)</sup>	TS C. Grande PB <sup>(7)</sup>
pH	6,90	2,0-7,0	6,60	6,30	4,30	7,56	7,03
ST (%)	12,50	6,8-7,2	NE	70,0	32,5	NE	22,02
STV (%ST)	43,60	NE	12,75	30,0	55,0	NE	28,05
C (% ST)	24,22	NE	7,08	17,0	30,6	15,89	15,58
N (%ST)	2,4	NE	0,72	2,2	3,18	1,54	2,1
C/N	9,00	NE	9,83	7,23	9,62	10,0	7,42
P (%ST)	0,04	NE	0,37	0,38	1,72	1,22	NE
K (%ST)	NE	NE	0,04	0,14	NE	1,26	NE

Lagoa Anaeróbia (LA); Estação de tratamento de esgoto (ETE); Tanque séptico (TS); NE- Não especificado

**Fonte:** <sup>(1)</sup> Taveira *et al.* (2001); <sup>(2)</sup> Silva, Von Sperling e Oliveira Filho (2007); <sup>(3)</sup> Veras e Povinelli, (2004); <sup>(4)</sup> Lopes *et al.* (2005); <sup>(5)</sup> Lobo e Grassi Filho (2007); <sup>(6)</sup> Agustini e Onofre (2007); <sup>(7)</sup> Silva (2007)

**Tabela 1.04:** Composição dos lodos produzidos em diferentes sistemas de tratamento de esgotos de vários países.

Constituinte	ETE Falcon Venezuela <sup>(1)</sup>	DGA Tessalonique Grécia <sup>(2)</sup>	LAT Atenas Grécia <sup>(2)</sup>	LAT Chânia Grécia <sup>(2)</sup>	TS Bangkok Tailândia <sup>(3)</sup>	TS Victória Austrália <sup>(4)</sup>
pH	6,6	NE	NE	NE	7,5	6,4
ST (%)	NE	23,9	18,5	22,6	19,0	NE
STV (%ST)	69	45,4	54,4	55,5	13,5	NE
C (%ST)	38,33	25,22	30,22	30,83	7,5	40,4
N (% ST)	3,61	9,9	5,2	5,7	1,0	0,65
C/N	10,61	2,55	5,3	5,4	7,5	62,0
P (%ST)	0,45	2,0	3,5	2,0	NE	0,72
K (%ST)	NE	NE	NE	NE	NE	NE

Estação de tratamento de esgoto (ETE); Digestão Anaeróbia (DGA); Lodo Ativado (LAT); Tanque séptico (TS); NE- não especificado

**Fonte:** <sup>(1)</sup> Gutierrez *et al.* (2001); <sup>(2)</sup> Andreadakis *et al.* (2001); <sup>(3)</sup> Koottatep *et al.* (2001); <sup>(4)</sup> Correa, White e Weatherley (2005)

Verifica-se a variação da composição dos lodos de esgotos em função do tipo de tratamento de esgotos adotado e que em tanques sépticos a concentração de sólidos totais voláteis nos lodos é inferior aos dos demais sistemas, refletindo os princípios dos sistemas de tratamento primários de esgotos. Observa-se que as maiores concentrações dos nutrientes fósforo e potássio foram identificadas em sistemas de tratamento secundário, reafirmando a baixa eficiência de remoção desses nutrientes pelos sistemas de tratamento primários de esgotos.

Na Tabela 1.05 apresenta-se a faixa para os diferentes constituintes dos lodos de esgotos coletados no Brasil e em outros países, tomando por base os estudos expressos nas Tabelas 1.03 e 1.04.

**Tabela 1.05:** Valores mínimos e máximos referentes à composição de lodos esgotos coletados no Brasil e em outros países, tomando por base os estudos apresentados nas Tabelas 03 e 04.

<b>Constituinte</b>	<b>Nacional</b>	<b>Internacional</b>
pH	4,03-7,30	6,40-7,50
ST (%)	12,05-70,00	18,50-23,90
STV (%ST)	12,75-55,00	13,50-69,00
C (%ST)	7,08-30,60	7,50-40,40
N (%ST)	0,72-3,18	0,65-9,90
C/N	7,42-9-83	2,55-62,00
P (%ST)	0,04-1,72	0,45-3,50
K (%ST)	0,06-1,26	NE

NE: Não especificado

A ampla faixa para os diferentes parâmetros que refletem a composição dos lodos de diferentes sistemas de tratamento apontam para a necessidade de caracterização desses resíduos como procedimento básico à escolha da alternativa de tratamento.

### **1.2.2. Microrganismos patogênicos presentes nos lodos de esgotos**

Nos lodos de esgotos são encontrados microrganismos importantes ao processo de estabilização e à higienização e outros de importância sanitária. Os vírus, as bactérias, os protozoários e os helmintos são microrganismos encontrados nos lodos de esgotos (METCALF e EDDY, 2003; CARRINGTON, 2001; USEPA, 1993; FEACHEM *et al*, 1983) que representam relevância sanitária (CARRIJO e BIONDI, 2008; WHO, 2004; PAULINO, CASTRO,

THOMAZ-SOCCOL, 2001), em virtude de sua alta concentração desencadear a incidência de doenças endêmicas (CARRINGTON, 2001). A quantidade desses microrganismos nos lodos é inversamente proporcional às condições sanitárias da população atendida (PINTO, 2001). A partir de dados referentes a microrganismos patogênicos, é possível traçar um perfil da população usuária do sistema de tratamento de esgotos (LEITE, INGUNZA e ANDREOLI, 2006).

Freqüentemente, as pesquisas com lodos de esgotos excluem os aspectos biológicos, o que limita a avaliação da seguridade sanitária e ambiental para o uso agrícola. USEPA (2003) e Silva *et al.* (2001) acrescentam os fungos, com destaque aos da espécie *Aspergillus fumigatus* encontrada nos lodos de esgotos, resíduos de folhas e de madeira com baixo teor de matéria orgânica. Estes facilitam a decomposição dos resíduos mais recalcitrantes à biodegradação. A inalação de esporos de fungos pode provocar respostas alérgicas, irritação das mucosas e asma. Os fungos são considerados organismos oportunistas para o ser humano. No composto resultante da co-compostagem, não há, entretanto, relatos de impactos sobre a saúde (USEPA, 2003).

A concentração de vírus em lodos de esgotos é variável e depende das condições de saúde da população contribuinte, assim como do tipo de processo de tratamento dos esgotos e dos lodos. A contaminação, geralmente, ocorre por via direta, por aspiração ou ingestão de partículas de lodos e indiretamente por ingestão de água e alimentos contaminados. A dose infectante, dependendo do vírus, é da ordem de  $10^2$  vírus ou superior (USEPA, 2003; IMHOFF e IMHOFF, 2002; SILVA *et al.*, 2001; FEACHEM *et al.*, 1983). As doenças mais severas estão relacionadas ao sistema respiratório (CARRINGTON, 2001).

A freqüência de enfermidades enterobacterianas transmitidas pelos lodos é baixa. Todavia, a sua utilização na agricultura pode aumentar os riscos de contaminação (SILVA *et al.*, 2001). A transmissão da maioria das bactérias entéricas ocorre por via ora-fecal, água e alimentos. A inalação de partículas contendo esses patógenos também é possível. Esta forma de infecção representa maior risco para indivíduos que trabalham diretamente com lodos. Outra preocupação é que algumas bactérias persistem em animais infectados



que funcionam como reservatórios (FEACHEM *et al.*, 1983). A dose mínima infectante para bactérias varia entre  $10^3$  a  $10^6$  (USEPA, 1993).

No Quadro 1.01 são apresentados os microrganismos patogênicos freqüentes nos lodos de esgotos.

**Quadro 1.01:** Microrganismos patogênicos freqüentes em lodos de esgotos.

Bactérias	Protozoários	Nematoda	Platyhelminthes
<i>Campylobacter jejuni</i>	<i>Balantidium coli</i>	<i>Ascaris lumbricoides</i>	<i>Hymenolepis diminuta</i> (Cs)
<i>Escherichia coli</i>	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Ascaris. suun</i>	<i>Hymenolepis nana</i> (Cs)
<i>Salmonella paratyphi</i>	<i>Entamoeba histolytica</i>	<i>Ancylostoma duodenale</i>	<i>Taenia solium</i> (Cs)
<i>Salmonella typhi</i>	<i>Giardia lamblia</i>	<i>Necator americanus</i>	<i>Taenia saginata</i> (Cs)
<i>Salmonella sp.</i>	<i>Toxoplasma gondii</i>	<i>Strongyloides stercoralis</i>	<i>Schistosoma mansoni</i> (Tr)
<i>Shigella sp.</i>		<i>Toxocara canis</i>	<i>Schistosoma haematogium</i> (Tr)
<i>Vibrio cholerae</i>		<i>Trichostrongylus axei</i>	<i>Schistosoma japonicum</i> (Tr)
<i>Yersinia sp.</i>		<i>Trichuris trichiura</i>	

Cs- Cestóides Tr- Trematóides

**Fontes:** Metcalf e Eddy (2003); USEPA (2003); Carrington (2001); Storer *et al.* (1989); Feachem *et al.*(1983)

Dentre os protozoários presentes nos lodos de esgotos, *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium parvum*, são considerados os de maior importância sanitária, devido às suas características de persistência no meio ambiente e aos diferentes tipos de tratamento de esgotos, alta resiliência à inativação em sistemas aquáticos e geralmente, pela sua resistência aos métodos de desinfecção de água para consumo humano, a exemplo da cloração, cuja efetividade depende da concentração e do tempo de contato (USEPA, 2003).

Os helmintos patogênicos são relevantes nos lodos de esgotos pela sua importância médica, sanitária e seu alto grau de resistência ao estresse ambiental. O número de pessoas infectadas é expressivo no Brasil e no mundo (NEVES, 2005), em decorrência da deficiência em saneamento básico e de educação sanitária. Os ovos são resistentes aos fatores ambientais extremos e podem sobreviver a diversos tipos de tratamentos de esgotos e de lodos (KONÉ *et al.*, 2007; WHO, 2004; METCALF e EDDY, 2003; GALLIZZI,

2003; CARRINGTON, 2001; FEACHEM *et al.*, 1983). São raros os procedimentos de desinfecção que conseguem inativar ovos de helmintos, sendo que várias substâncias químicas foram testadas sem sucesso para sua inativação (METCALF e EDDY, 2003; FEACHEM *et al.*, 1983), além disso, possuem baixa dose infectante (FEACHEM *et al.*, 1983). Os ovos de helmintos, principalmente os de *Ascaris*, são resistentes a fatores químicos e ambientais, que normalmente destroem bactérias e vírus. Podem desenvolver-se em 50% de ácido sulfúrico, nítrico, e acético. Os ovos de *Ascaris* são usados como indicador parasitológico na eficiência do tratamento dos lodos (WHO, 2004; METCALF e EDDY, 2003; USEPA, 2003; CARRINGTON, 2001). Quando no tratamento de esgotos e de lodos se atinge a inativação ou inviabilidade dos ovos de *Ascaris*, é muito provável que todos os outros tipos de microrganismos patogênicos foram inativados. Desse modo, na ausência de dados referentes aos vírus e às bactérias, cujas metodologias são de alto custo, ovos de *Ascaris* mostram-se como os melhores indicadores (WHO, 2004; USEPA, 2003; FEACHEM *et al.*, 1983).

Há necessidade de avaliar as técnicas utilizadas para recuperação, quantificação e identificação de ovos de helmintos em lodos de esgotos, principalmente aquelas que se utilizam da sedimentação espontânea, pois, em geral, a velocidade de sedimentação dos diferentes tipos de helmintos não é considerada. Os ovos de helmintos menos densos que a água e, portanto, de menor velocidade de sedimentação, podem não ser recuperados, sendo informada a sua ausência de forma incorreta ou mesmo, pode-se quantificar número elevado de ovos de helmintos de maior velocidade de sedimentação, em detrimento daqueles de menor velocidade. Segundo Carrington (2001) a identificação de ovos de helmintos e cistos de protozoários é complexa, ineficiente e a viabilidade não é fácil de ser determinada. A discussão dos dados é ainda mais complexa, devido à forma diversificada de expressão dos resultados (milímetro, grama, quilograma, litro).

Na Tabela 1.06 apresentam-se as dimensões, densidades e velocidades de sedimentação de diferentes ovos de helmintos.

**Tabela 1.06:** Dimensão, densidade e velocidade de sedimentação de diferentes ovos de helmintos.

<b>Helmintos</b>	<b>Dimensão (µm)</b>	<b>Densidade <sup>(3)</sup></b>	<b>Velocidade de sedimentação <sup>(3)</sup> (m/h)</b>
<i>Ancylostoma sp</i>	60x40 <sup>(3)</sup>	1,055 <sup>(1)</sup>	0,26
<i>Ascaris lumbricoides</i>	55x40 <sup>(1)</sup>	1,11	0,43
<i>Enterobius vermiculares</i>	50x20 <sup>(2)</sup>	NE	NE
<i>Fasciola hepatica</i>	35 <sup>(2)</sup>	NE	NE
<i>Hymenolepis nana</i>	40 <sup>(2)</sup>	NE	NE
<i>Taenia saginata</i>	40x35 <sup>(1)</sup>	1,30	0,83
<i>Taenia solium</i>	30x35 <sup>(2)</sup>	NE	NE
<i>Trichuris Trichiura</i>	50x22 <sup>(2)</sup>	1,15	0,48

NE- não especificado

**Fonte:** <sup>(1)</sup>WHO, 2005; <sup>(2)</sup>Neves, 2005; <sup>(3)</sup>WHO, 2004

Observa-se a associação entre densidade e velocidade de sedimentação de alguns ovos de helmintos estudada por Dunn (1991) e citada pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2005). De acordo com a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2004), a sobrevivência dos ovos helmintos é afetada pela combinação temperatura-tempo de exposição, requisito primordial para a destruição desses ovos. O pH e a composição do substrato, como fatores químicos, também podem interferir na sobrevivência dos helmintos e, por último, os fatores biológicos, representados pelas relações tróficas. Os fungos e os invertebrados são os principais predadores dos ovos de helmintos e os insetos e os gastrópodes especialmente, quebram e os ingerem.

O sucesso sanitário de um sistema de tratamento de esgotos e de lodos consiste na redução do nível de patogenicidade, o qual deve considerar os fatores essenciais à limitação da persistência dos microrganismos patogênicos. Dependendo do substrato e do ambiente onde se encontram os microrganismos patogênicos, terão tempo diferente de sobrevivência.

Na Tabela 1.07 mostra-se o tempo de sobrevivência dos microrganismos patogênicos em diferentes substratos.

**Tabela 1.07:** Tempo de sobrevivência dos microrganismos patogênicos em diferentes substratos.

Microrganismos	Tempo (dias)			
	Lodo <sup>(1)</sup>	Culturas <sup>(1)</sup>	Água <sup>(2)</sup>	Solo <sup>(1)</sup>
Vírus	100 - 20	60 - 15	120 - 50	100 - 20
<i>Coliformes fecais</i>	90 - 50	30 - 15	60 - 30	70 - 30
<i>Salmonella spp.</i>	60 - 30	30 - 15	60 - 30	70 - 20
<i>Entamoeba histolytica</i> (cistos)	30 - 15	10 - 2	30 - 15	20 - 10
<i>Ascaris lumbricoides</i> (ovos)	Vários meses	60 - 30	Vários meses	Vários meses

**Fonte:** <sup>(1)</sup> Feachem *et al.* (1983); <sup>(2)</sup> Metcalf e Eddy (2003).

Habitualmente, os ovos de helmintos não suportam longo período sob condições de baixa umidade (<80%), temperaturas termófilas (>40°C), pH alcalino (>11,5) e exposição aos raios solares (WHO, 2004; Carrington, 2001; Feachem *et al.*, 1983). Para inativação de ovos de helmintos, Carrington (2001) sugere sete minutos a 70°C; 30 minutos a 65°C; duas horas a 60°C; 15 horas a 55°C ou três dias a 50°C. Nestas condições, resultaria um lodo livre de ovos de helmintos e de outros patógenos. Observando as recomendações da USEPA (1999) constata-se divergência em relação ao tempo de exposição em temperaturas inferiores a 60°C (Tabela 1.08). Em temperaturas mesófilas não ocorre higienização dos lodos de esgotos. Na medida em que a temperatura se aproxima da faixa mesófila há necessidade de aumentar o tempo de exposição para atingir a higienização. No Quadro 1.02 apresentam-se as condições ambientais adversas à sobrevivência de ovos de helmintos.

**Quadro 1.02:** Condições adversas à sobrevivência de ovos de helmintos.

Helmintos	Condições adversas
<i>Ancylostoma sp</i>	Baixa umidade; temperatura >32°C e <10°C
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Baixa umidade, exposição aos raios solares; localização próximo a superfície do solo; temperatura >40°C e <10°C; pH <4,6 e >9,4
<i>Enterobius vermiculares</i>	Baixa umidade; pouca aeração; temperatura >22°C.
<i>Fasciola hepatica</i>	Baixa umidade; temperatura >35°C e <10°C; pH <4,2 e >9,0; ambiente com baixa concentração de matéria orgânica
<i>Hymenolepis nana</i>	Baixa umidade; temperatura >37°C
<i>Taenia sp</i>	Baixa umidade, temperatura >40°C
<i>Trichuris trichiura</i>	Baixa umidade; temperatura >40°C

**Fonte:** WHO (2004); Carrington (2001); Feachem *et al.* (1983)

Na Tabela 1.08 é apresentado o tempo necessário para inativar ovos de helmintos em lodos de esgotos em diferentes temperaturas.

**Tabela 1.08:** Tempo de exposição para inativação de ovos de helmintos em lodos de esgotos sob diferentes temperaturas

Carrington (2001)		USEPA (1999)	
Temperatura	Tempo	Temperatura	Tempo
70°C	7 min	70°C	-
65°C	30 min	67°C	30 min
60°C	2 h	65°C	1 h
55°C	15 h	55°C	1 dia
50°C	3 dia	50°C	5 dia

A concentração e o tipo de microrganismos patogênicos presentes nos lodos refletem o nível de infecção da população, o tipo e a eficiência de operação do sistema de tratamento de esgotos, conforme mostram as Tabelas 1.09 e 1.10. As maiores concentrações de ovos de helmintos, em geral, foram registradas em lodos resultantes de sistemas de tratamentos de esgotos primários e situados em regiões de precárias condições de saneamento e de baixo nível de escolaridade e de renda. Os dados identificados por Paulino, Castro e Thomaz-Soccol (2001) em Curitiba-Brasil referem-se a um bairro enquadrado nas condições relatadas.

A concentração de ovos de helmintos nos lodos de esgotos (Tabelas 1.09 e 1.10) alerta para a necessidade de monitoramento desse parâmetro, para garantir a completa higienização. As condições físicas, químicas e biológicas adversas à viabilidade de ovos de helmintos relatadas na literatura devem ser observadas durante a escolha do sistema de tratamento dos lodos de esgotos, para favorecer a destruição ou inviabilidade desses ovos e não apenas a sua remoção.

O conhecimento da taxonomia, morfologia, fisiologia, ecologia e do ciclo evolutivo desses organismos, constitui instrumento fundamental ao alcance dos objetivos dos sistemas de tratamento dos lodos de esgotos.

Nas Tabelas 1.09 e 1.10 mostra-se a concentração de ovos de helmintos em lodos de esgotos coletados em diferentes sistemas de tratamento no Brasil e em outros países, respectivamente.

**Tabela 1.09:** Concentração de ovos de helmintos em lodos de esgotos coletados em diferentes sistemas de tratamento no Brasil.

Local	Sistema de tratamento	Nº Helmintos (Ovos/gST)	Referências
Campina Grande-PB	Tanque séptico	102,44	Silva (2007)
Curitiba-PR	ETE- Guaraituba	2,59 - 37,86	Leite, Ingunza e Andreoli (2006)
Curitiba-PR	ETE-Belém	1,67 – 12,19	Leite, Ingunza e Andreoli (2006)
Curitiba-PR	Tanque séptico	18,14	Leite, Ingunza e Andreoli (2006)
Campina Grande-PB	UASB	229,9	Sousa <i>et al.</i> (2005)
Curitiba-PR	ETEs	25,6 a 683,4 <sup>(1)</sup>	Paulino, Castro e Thomaz-Soccol (2001)
Distrito de Serra-ES	Lagoa anaeróbia	245,9	Taveira <i>et al.</i> (2001)
Itabira-MG	UASB	2 a 133 <sup>(1)</sup>	Chernicharo e Zerbini (2001)
Vitória - ES	ETE – Parque Flamengo	12,0	Passamani, Motta e Gonçalves (2000)

<sup>(1)</sup> Ovos/L ETE- Estação de Tratamento de Esgotos

**Tabela 1.10:** Concentração de ovos de helmintos em lodos de esgotos coletados em diferentes sistemas de tratamento de vários países.

Local	Sistema de tratamento	Nº Helmintos (ovos/gST)	Referências
Chiclayo-Peru	Lagoa facultativa	60,0-260,0	Ingallinela <i>et al.</i> (2001)
Esfahân-Iran	ETE	135,0-225,0	Bina, Movahedian e Kord (2004)
Kumasi-Gana	Lagoa de secagem	22,0-83,0	Gallizzi (2003)
Kumasi-Gana	Tanque séptico	15,0 -118,0	Koné <i>et al.</i> (2007)
México- México	Lagoa de estabilização	179,0	Barrios <i>et al.</i> (2001)
México-México	Digestão anaeróbia	70,0	Barrios <i>et al.</i> (2001)
México-México	Digestão aeróbia	20,0	Barrios <i>et al.</i> (2001)
México- México	Tanque séptico	73,0-177,0	Jimenez <i>et al.</i> (2001)

ETE- Estação de Tratamento de Esgotos

### 1.2.3. Produção de lodo de esgotos

A quantificação dos lodos produzidos e de sua densidade é indispensável para o gerenciamento dos mesmos, para escolher a melhor alternativa tecnológica para o seu tratamento e para a sua correta destinação final (IMHOFF e IMHOFF, 2002).

Em sistemas de tratamento de esgotos usados na Alemanha, a produção *per capita* de lodos encontra-se na faixa de 1,8 a 5,0 L/hab.dia, para o lodo bruto e 0,16 a 2,0 L/hab.dia, para o lodo digerido. Em geral, a maior produção ocorre em sistemas de tratamento de esgotos mais avançados (IMHOFF e IMHOFF, 2002). De acordo com Andreoli, Von Sperling e Fernandes (2001) a produção de lodos estimada para o Brasil varia de 90.000 a 350.000 t/dia e 1 a 4 L/hab.dia. Além Sobrinho (2002) estima que em tanques sépticos com limpeza anual, a produção de lodos é de 5 a 7kgSTS/hab.ano ou cerca de 120 a 200 L/hab.ano. Comparando-se com a França e o Reino Unido, o Brasil apresenta produção *per capita* de lodos de esgotos inferior (Tabela 1.11), principalmente pelos baixos níveis de cobertura de saneamento básico e pelo tipo de tecnologia predominante para tratamento de esgotos.

**Tabela 1.11:** Produção de lodos de esgoto no Brasil, França, Grécia, Estados Unidos e Reino Unido (RU).

Produção	Brasil <sup>(1)</sup>	França <sup>(2)</sup>	Grécia <sup>(3)</sup>	Estados Unidos <sup>(4)</sup>	RU <sup>(5)</sup>
t/ano	90.000-350.000	850.000	76.000	7.000.000- 13.000.000	750000
t/dia	246 - 958	2329	208	19.178-35.616	2055
Per capita (L/hab.dia)	1 a 4	15*	NE	NE	NE

\*kgSTS/hab.dia NE- não especificado RU- Reino Unido

**Fonte:** <sup>(1)</sup> Andreoli, Von Sperling e Fernandes (2001); <sup>(2)</sup> Picote *et al.* (2001); <sup>(3)</sup> Andreadakis *et al.* (2001); <sup>(4)</sup> Tsutiya (2002); Gerba (2001); <sup>(5)</sup> Gerba (2001)

A densidade do lodo, de acordo com Metcalf e Eddy (2003) depende da distribuição relativa de três constituintes: sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis e água. A densidade de sólido fixo situa-se em torno de 2,5, água 1,0 e sólido total volátil próxima a 1,0.

Os valores citados por Metcalf e Eddy (2003), tomando por base os lodos coletados nos Estados Unidos (Tabela 1.12), são próximos e/ou iguais aqueles apresentados por Von Sperling e Gonçalves (2001) para o Brasil e por Correa, White e Weatherley (2005) para Victoria-Austrália (Tabela 1.12).

**Tabela 1.12:** Densidade de lodos para diferentes tipos de tratamento de esgotos

Local	Tipo de lodo	Densidade	Referências
Estados Unidos	Primário	1,020	Metcalfe e Eddy (2003)
Estados Unidos	Secundário	1,025	Metcalfe e Eddy (2003)
Victória-Austrália	Bruto	1,20	Correa, White e Weatherley (2005)
Victória-Austrália	Compostado	0,40	Correa, White e Weatherley (2005)
Minas Gerais – Brasil	Primário	1,003-1,010	Von Sperling e Gonçalves (2001)
Minas Gerais – Brasil	Secundário anaeróbico	1,010-1,020	Von Sperling e Gonçalves (2001)

A densidade dos lodos é influenciada também pelo tipo de tratamento de esgotos. O conhecimento da quantidade e da densidade dos lodos gerados em determinado sistema ou região, constitui estratégia básica à escolha de alternativas para o correto gerenciamento desse tipo de resíduo.

#### 1.2.4. Alternativas para tratamento dos lodos de esgotos

São várias as alternativas de tratamento para os lodos de esgotos que estão disponíveis e a opção depende do propósito de uso. O objetivo principal compreende torná-lo um produto com condições favoráveis e aceitáveis para as diversas possibilidades de aproveitamento e que atenda a legislação.

Considerando as principais características dos lodos dos esgotos e os impactos adversos ao meio ambiente e à saúde pública, entende-se que o grau e o tipo de tratamento a ser adotados dependem do objetivo que se pretende atingir.

O gerenciamento dos lodos de esgotos envolve três etapas: pré-tratamento, tratamento e pós-tratamento. O pré-tratamento compreende a redução do teor de umidade, para propiciar as outras fases que constituem o tratamento que consiste na degradação da matéria orgânica, resultando na sua mineralização (estabilização). O pós-tratamento favorece a concretização da destruição ou inviabilização dos microrganismos patogênicos presentes nos lodos (higienização ou desinfecção).

No Quando 1.03 são relacionados os objetivos do tratamento de lodos de esgotos, em decorrência de sua característica específica e os impactos negativos previstos.



**Quadro 1.03:** Síntese dos objetivos relativos ao tratamento de lodos de esgotos e os impactos negativos previstos.

<b>Características Indesejáveis do lodo</b>	<b>Objetivos do tratamento</b>	<b>Impactos adversos</b>
Volume elevado	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Reduzir o teor de água</li> <li>✓ Amortizar o volume e favorecer o transporte, a distribuição e manejo</li> <li>✓ Mitigar os custos nas estações de tratamento de esgotos</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Alto teor de umidade</li> <li>✓ Dificuldade de transporte</li> <li>✓ Elevação dos custos de tratamento</li> <li>✓ Produção de chorume</li> </ul>
Instabilidade biológica	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Transformar o material orgânico em inorgânico</li> <li>✓ Propiciar o aproveitamento por parte dos vegetais</li> <li>✓ Permitir o destino adequado</li> <li>✓ Evitar as diversas formas de poluição ou contaminação</li> <li>✓ Evitar a exalação de odores féticos</li> <li>✓ Mitigar a rejeição por parte da população</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Alta concentração de matéria orgânica</li> <li>✓ Exalação de odores féticos;</li> <li>✓ Atração de vetores de doenças</li> <li>✓ Interferência negativa na estética paisagística</li> <li>✓ Inviabilidade de uso agrícola;</li> <li>✓ Contribuição para a eutrofização de corpos aquáticos</li> </ul>
Péssima qualidade sanitária	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Destruir e/ou inviabilizar os microrganismos patogênicos</li> <li>✓ Prevenir a proliferação de doenças</li> <li>✓ Evitar impactos adversos aos sistemas naturais e antrópicos</li> <li>✓ Contribuir para melhoria da qualidade de vida e da saúde</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Disseminação de microrganismos patogênicos</li> <li>✓ Comprometimento da saúde pública</li> </ul>

**Fonte:** Van Haandel e Além Sobrinho (2006); Metcalf e Eddy (2003); Imhoff e Imhoff (2002); Gonçalves, Luduvic e Von Sperling (2001).

O pré-tratamento pode ser natural ou artificial. O natural tem como princípio à evaporação. Os processos naturais demandam maior tempo de exposição dos lodos às condições que resultam no desaguamento. Os processos artificiais compreendem aspectos mecânicos como leitos de secagem, lagoas de secagem, centrífugas, filtros a vácuo, prensas desaguadoras e filtro prensa (GUTIERREZ *et al.*, 2006; METCALF e EDDY, 2003; IMHOFF e IMHOFF, 2002).

Na Europa, desenvolvem-se tecnologias que utilizam os princípios de redução da umidade em altas temperaturas, aplicando-se a redução de 10% de umidade a 80°C. Nessas condições, dez minutos são suficientes para provocar a morte dos microrganismos patogênicos. Essa rápida redução dos teores de

umidade favorece a morte dos microrganismos (CARRINGTON, 2001), porém, a simples redução de umidade não é suficiente para reduzir os microrganismos patogênicos dos lodos de esgotos (KONÉ *et al.*, 2007).

As tecnologias mais utilizadas para estabilização são: estabilização química-caleação ou alcalinização, digestão anaeróbia, aeróbia e compostagem. Sobressai a alternativa de digestão anaeróbia (ALÉM SOBRINHO e VAN HAANDEL, 2006; METCALF e EDDY, 2003; AGUSTINI e ONOFRE, 2007). Com freqüência, a digestão anaeróbia não reduz o nível de microrganismos patogênicos a patamares aceitáveis pela legislação. A compostagem vem sendo apontada como alternativa adequada para a estabilização dos lodos de esgotos (BANEGAS *et al.*, 2007; TOGNETTI, MAZZARINO e LAOS, 2007; KONÉ *et al.*, 2007). Este tipo de alternativa, além de estabilizar, promove a higienização (GEA *et al.*, 2007), originando um produto final isento de microrganismos patogênicos e com teor de umidade, nutrientes e sólidos totais voláteis dentro dos padrões ambientais e sanitários.

Na Europa e nos Estados Unidos estão em andamento estudos com a finalidade de avaliar a eficiência da radiação solar (ultravioleta), feixe de elétrons de alta energia e radiação gama para estabilização e higienização dos lodos, porém, em nível mundial predomina ainda a digestão anaeróbia (USEPA, 2003; CARRINGTON, 2001). No Brasil, a digestão anaeróbia mesofílica é o processo mais utilizado para estabilização de lodos (GONÇALVES, LUDUVICE e VON SPERLING, 2001). Em menor escala usa-se a estabilização química, predominando a utilização de cal virgem, caleação. A cal libera calor em contato com a água, mas ao ser misturada aos lodos, o aumento da temperatura não é suficiente para eliminar microrganismos patogênicos. A redução desses microrganismos decorre da elevação do pH dos lodos de esgotos para valores iguais ou superiores a 12, nos quais os microrganismos não sobrevivem (BINA, MOVAHEDIAN e KORD, 2004). A combinação de pH elevado e temperaturas entre 60-70°C destrói os ovos de *Ascaris lumbricoides*, em 24 horas (CARRINGTON, 2001). Ocorrem também efeitos negativos sob os microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica e sob a qualidade do produto final. Chueiri *et al.* (2007), em estudo realizado em Curitiba-PR, observaram que o lodo de esgotos

alcalinizado reduziu a disponibilidade de manganês no solo, em função da elevação do pH, prejudicando o desenvolvimento de plantios de trigo.

Em países africanos e asiáticos, especialmente no Senegal, Mali, Gana, Burkina Fasso, Vietnã e Nepal, bem como na América Latina, a preocupação com o tratamento dos lodos de esgotos tem aumentado, o que reflete em um desafio para a administração pública, para garantir a segurança sanitária e o destino final correto dos biossólidos (KONÉ e STRAUSS, 2004).

Na Coreia, devido às restrições à incineração dos lodos dos esgotos, a ozonização vem sendo estudada, como alternativa de tratamento de menor impacto ao meio ambiente (AHN *et al.*, 2001), conseqüentemente, à saúde pública.

A alternativa de disposição final para os lodos de esgotos tratados (biossólidos) depende da qualidade e do objetivo previamente traçado. Dentre as alternativas de disposição final destacam-se: em superfície, oceanos, lagoas de armazenamento, aterro sanitário, landfarming, recuperação de áreas degradadas, reciclagem agrícola, uso na construção civil (LARA, ANDREOLI e PEGORINI, 2001). Nenhuma das alternativas indica ausência de impactos ambientais e sociais. Deve-se, porém, optar por alternativas menos impactantes e viáveis economicamente; desafio a ser superado pelos pesquisadores e gestores públicos em curto prazo, devido à tendência de aumento de produção de lodos de esgotos.

No Quadro 1.04 são apresentados as alternativas de disposição para lodos de esgotos e os respectivos impactos negativos.

Na escolha da alternativa para tratamento de lodos de esgotos para determinada região ou instituição é importante ponderar os aspectos relativos à regulação, à participação e a projeto que sejam aceitáveis pela população, além de considerar os impactos e as conseqüências econômicas, que usualmente não são computadas, tais como: degradação do solo, destruição de sistemas dulcícolas e talassociclos, transmissão de doenças e desperdício de matéria e energia (YAGUAL e ESCALONA, 2001).

**Quadro 1.04:** Alternativas de disposição final para lodos de esgotos e os respectivos impactos negativos.

<b>Tipo de disposição</b>	<b>Impactos</b>
Descarga oceânica	✓ Poluição de água e do sedimento; alteração na fauna marinha; transmissão de doenças; contaminação de constituintes da cadeia alimentar;
Incineração	✓ Poluição do ar; contribuição ao efeito estufa; impacto relacionado com o local de disposição de cinzas;
Aterro sanitário	✓ Poluição das águas superficiais e subterrâneas; poluição do ar e do solo; transmissão de doenças e impactos estéticos e sociais;
landfarming	✓ Poluição das águas superficiais e subterrâneas; poluição do solo e do ar; transmissão de doenças
Recuperação de áreas degradadas	✓ Poluição das águas superficiais e subterrânea, do solo; odores féticos; contaminação de constituintes da cadeia alimentar; transmissão de doenças;
Reciclagem agrícola	✓ Poluição de água, solo; contaminação de elementos da cadeia alimentar; impactos estéticos e sociais; transmissão de doenças.

**Fonte:** Lara, Andreoli e Pegorini (2001)

Dentre as propostas para a destinação final dos lodos de esgotos, o uso como fertilizante ou condicionador de solo é o mais indicado na literatura internacional (LU *et al.*, 2008; WANG *et al.*, 2008a; CORREA, WHITE e WEATHERLEY, 2005) e nacional (AGUSTINI e ONOFRE, 2007; LOBO e GRASSI FILHO, 2007; BARBOSA e TAVARES FILHO, 2006; BETTIOL, FERNANDES e CERRI, 2005; LOPES *et al.*, 2005). Essa disposição só pode ocorrer com a garantia da qualidade do biossólido, que deve reunir condições dentro das normas e dos critérios determinados na legislação nacional. No caso do Brasil, essa legislação se expressa nas Resoluções 375/06 e 385/06 do CONAMA (BRASIL, 2006a; 2006b); na Instrução Normativa nº 23/05 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2005); no artigo 225 da Constituição Federal (BRASIL, 1988), na Política Nacional de Meio Ambiente, Lei 6938/81 (BRASIL, 1981) e nos princípios e objetivos da Agenda 21 Global (CNUMAD, 1992) e Agenda 21 Brasileira (2002).

Conforme Poggiani, Silva e Guedes (2006), os países desenvolvidos e industrializados destinam grande proporção dos resíduos do tratamento de esgotos para áreas agrícolas e florestais: Itália (33%), Suíça (45%) e Noruega (58%). No Brasil, 50% destes resíduos são encaminhados aos aterros sanitários (MACHADO *et al.*, 2004), os quais perpetuam a geração de poluentes e representam elevados custos operacionais.

Na Tabela 1.13 apresentam-se as formas de disposição final para os lodos de esgotos no Brasil, na Inglaterra, Coreia e França.

**Tabela 1.13:** Destinação final dos lodos de esgotos em alguns países.

Destinação final (%)	Brasil <sup>(1)</sup>	Inglaterra <sup>(2)</sup>	Coreia <sup>(3)</sup>	França <sup>(4)</sup>
Aplicação no solo	0,0	40,0	0,0	60,0
Aterro sanitário	50,0	40,0	56,1	25,0
Incineração	0,0	0,0	1,5	15,0
Mar e oceano	0,0	20,0	39,1	0,0
Reciclagem	15,0	0,0	2,4	0,0
Indefinido	35,0	0,0	0,0	0,0

**Fonte:** <sup>(1)</sup> Machado *et al.* (2004); <sup>(2)</sup> Além Sobrinho e Kato (1999); <sup>(3)</sup> Ahn *et al.* (2001); <sup>(4)</sup> Picote *et al.* (2001).

Na África e Ásia, bem como na América Latina, predominam a disposição dos lodos de esgotos no solo, sem nenhum tratamento. Na Coreia e França está sendo proibida a destinação de lodos de esgotos em aterros sanitários (AHN *et al.*, 2001; PICOTE *et al.*, 2001). Outras formas de destinação sugeridas para os lodos de esgotos são o uso em plantações florestais (LIRA, GUEDES e SCHALCH, 2008; NÓBREGA *et al.*, 2007; GUEDES *et al.*, 2006; POGGIANI, SILVA e GUEDES, 2006); disposição em áreas degradadas (KITAMURA *et al.*, 2008), principalmente em locais em processo de desertificação (SILVA, MOTA e AQUINO, 2003); adubação para o crescimento e desenvolvimento de vegetais adaptados à região semi-árida, como a mamona (NASCIMENTO *et al.*, 2006), uso como substrato para produção de mudas (FAUSTINO *et al.*, 2005), utilização na construção civil para produção de tijolos, matéria-prima para agregados de concretos e produtos cerâmicos, produção de cimento e concreto asfáltico (INGUNZA *et al.*, 2006); em solo do semi-árido como condicionante (GUTIERREZ, *et al.*, 2001; JIMENEZ *et al.*, 2001).

Estudo realizado por Bezerra *et al.* (2005), no Brasil, com lodo de reator UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket, mostrou que sua aplicação favoreceu o desenvolvimento do algodão colorido (*Gossypium hirsutum L. r.latifolium Hutch*). Outro estudo usou lodo de UASB no cultivo da mamona (*Ricinus communis*) (NASCIMENTO *et al.*, 2006), verificando o aumento de produção com a elevação da dose de bio sólido.

Sugerem-se para o Brasil pesquisas voltadas à aplicação de lodos de esgotos em solos da região semi-árida, principalmente em Áreas Susceptíveis à Desertificação- ASD. O Nordeste do Brasil conta com 55,25% do seu território em diferentes graus de desertificação (BRASIL, 2007). O uso de biossólidos nos solos da região semi-árida poderia ser uma forma de mitigar os impactos da desertificação.

### **1.3. Potencialidade dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares à compostagem**

Na maioria das cidades brasileiras, a geração *per capita* de resíduos sólidos domiciliares é superior a 0,50 kg/hab.dia (Tabela 14). O total produzido diariamente no Brasil corresponde a 228.413 toneladas, das quais 2.062 toneladas são geradas na Paraíba (BRASIL, 2004). Estes resultados, geralmente correspondem a dados coletados de locais de disposição final, como aterro sanitário e lixões e divergem dos relatórios oficiais. Comumente, a metodologia utilizada para caracterizar os resíduos sólidos corresponde ao quarteamento.

Comparando-se com outras regiões do mundo, em alguns municípios brasileiros, a produção *per capita* de resíduos é superior a registrada em Montreal-Canadá (0,35 a 0,61 kg/hab.dia) por Adhikari *et al.* (2008) e em Chennai-Índia (0,35 a 0,60 kg/hab.dia) por Elango *et al.* (2007).

Na Tabela 1.14 apresentam-se dados da produção diária *per capita* de resíduos sólidos domiciliares em diferentes municípios brasileiros.

A maior parte dos resíduos sólidos domiciliares produzida no Brasil tem potencial para reutilização ou reciclagem (Tabelas 1.15 e 1.16). Mas, este procedimento não se efetiva, refletindo-se na disposição final inadequada. A coleta seletiva ainda é uma atividade rara e pouco incentivada pela legislação nacional (MOTTA, 2005). Dos 5.566 municípios brasileiros, apenas 8,2% desenvolvem programas de coleta seletiva (RIBEIRO e BESEN, 2007) e, habitualmente, funcionam de forma ineficiente. O acondicionamento incorreto reduz o potencial dos recicláveis; já a separação na fonte, seguida da reciclagem propicia a preservação dos recursos naturais e a economia de energia (SIMONETTO e BORENSTEIN, 2006).

**Tabela 1.14:** Produção diária *per capita* de resíduos sólidos domiciliares em diferentes municípios brasileiros

<b>Local</b>	<b>Diária (t/dia)</b>	<b>Per capita (kg/hab.dia)</b>	<b>Referências</b>
Campina Grande-PB	184,14	0,54	Leite <i>et al.</i> (2007)
Espírito Santo	2168,00	0,70	Silva F. <i>et al.</i> (2007)
Feira de Santana-BA	317,43	0,66	Campos <i>et al.</i> (2007)
Fortaleza-CE	1775,00	0,73	Lessa e Mota (2007)
Guaratinguetá-SP	32,37	0,30	Marques e Nascimento (2001)
Indaiatuba-SP	135,00	1,28	Mancini <i>et al.</i> (2007)
Itabira-MG	70,00	0,63	Ferreira, Rocha e Barros (2007)
João Pessoa-PB	330,40	0,50	Athayde Jr., Beserra e Fagundes (2007)
Maceió-AL	1100,00	1,22	Silva J. <i>et al.</i> (2007)
Minas Gerais	9000,00	0,50 - 0,70	Prado Filho e Sobreira (2007)
Nova Alvorada do Sul-MS	4,00	0,60	Abrão, Steffen e Souza (2006)
Natal-RN	1600,00	0,48	Figueiredo (2006)
Santa Cruz do Sul-RS	75-80	0,67	Lopez, Rodriguez e Machado (2007)
Taperoá-PB	4,65	0,35	Leite <i>et al.</i> (2006)
União dos Palmares-AL	34,50	0,82	Silva e Callado (2007)
Viçosa-MG	50,00	0,67	Pereira <i>et al.</i> (2007)

É importante que os municípios, principais responsáveis pelo gerenciamento dos resíduos, elaborem estratégias que contemplem a gestão integrada. Dentre as estratégias, Puna e Baptista (2008) destacam a elaboração do plano de gerenciamento que considere a redução, reutilização e reciclagem dos resíduos. Mas, o equacionamento dos resíduos sólidos não é tarefa fácil. A sociedade moderna deve procurar novas formas de gerenciar os seus resíduos (MATTEI e ESCOSTEGUY, 2007), em conjunto com a administração pública e organização dos catadores (RIBEIRO e BESEN, 2007).

O problema é ainda mais grave quando se considera a proporção de resíduos orgânicos gerada e não valorizada. Os resíduos sólidos recicláveis: papel, papelão, plástico e metal, têm de certa forma maior valorização, por conta do potencial econômico, sendo usualmente coletados na fonte geradora, especialmente pelos catadores autônomos.

Nas Tabelas 1.15 e 1.16 apresentam-se dados de caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos de diferentes municípios brasileiros e países, respectivamente.

**Tabela 1.15:** Caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos produzidos em diferentes municípios brasileiros.

Local	Resíduos Sólidos (%)						Referências
	Papel e papelão	Plástico	Vidro	Metal	Orgânico	Outros	
Ananindeua-PA	17,36	16,27	2,96	3,87	42,34	17,20	Carneiro e Pereira (2007)
Belém- PA	17,06	14,98	1,52	2,64	45,89	17,91	Carneiro e Pereira (2007)
Comercinho – MG	15,60	13,40	2,50	3,60	30,20	34,70	Barros <i>et al.</i> (2007)
Feira de Santana-BA	2,23	3,85	0,96	0,93	59,25	32,78	Campos <i>et al.</i> (2007)
Campina Grande-PB	4,12	7,88	1,26	1,10	75,44	10,20	Leite <i>et al.</i> (2007)
Fortaleza- CE	6,10	14,5	2,10	2,50	42,20	32,60	Lessa e Mota (2007)
Francisco Badaró-MG	6,60	8,10	2,10	5,20	9,00	69,00	Barros <i>et al.</i> (2007)
Guaratinguetá-SP	17,29	8,35	2,81	4,31	58,45	8,79	Marques e Nascimento (2001)
Itabira- MG	6,62	11,24	1,89	1,18	52,53	26,54	Ferreira, Rocha e Barros (2007)
João Pessoa- PB	7,90	10,34	2,86	1,93	62,32	14,65	Seixas <i>et al.</i> (2006)
Maceió-AL	8,40	13,20	1,00	1,80	59,70	15,90	Tavares, Pinheiro e Callado (2007)
Pacatuba-CE	3,45	6,85	0,20	0,45	85,50	3,55	Assunção e Cabral (2006)
Pedra de Fogo – PB	2,17	2,51	2,07	1,15	69,96	22,14	Nóbrega <i>et al.</i> (2007)
Rio de Janeiro- RJ	12,69	19,85	2,54	1,71	58,70	4,54	Lourenço, Ritter e Campos (2006)
São Carlos-SP	6,44	9,10	1,61	1,57	58,78	22,50	Frésca (2006)
Santa Cruz do Sul-RS	15,00	11,00	2	1,00	71,00	0,00	Lopez, Rodriguez e Machado (2007)
Taperoá-PB	16,00	11,00	7,00	6,00	45,00	15,00	Leite <i>et al.</i> (2006)
Teresina-PI	16,33	12,80	13,07	14,60	33,30	9,90	Freitas <i>et al.</i> (2006)
União dos Palmares-AL	10,50	5,10	2,70	4,60	55,50	21,60	Silva e Callado (2007)
Viçosa-MG	27,00	19,00	1,00	0,00	48,00	5,00	Pereira <i>et al.</i> (2007)

NE- não especificado



**Tabela 1.16:** Caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos produzidos em diferentes países

Local	Resíduos Sólidos (%)						Referências
	Papel e papelão	Plástico	Vidro	Metal	Orgânico	Outros	
EUA	42,00	4,50	NE	11,30	32,50	9,70	El-Fadel <i>et al.</i> (2002)
Birmingham-Reino Unido	NE	NE	NE	NE	20,0-45,0	NE	Callaghan <i>et al.</i> (2002)
Chenai-Índia	NE	NE	NE	NE	70,00	NE	Elango <i>et al.</i> (2007)
Beirute-Líbano	12,57	11,69	3,71	2,30	64,50	1,40	El-Fadel <i>et al.</i> (2002)

NE- não especificado

A alta proporção de matéria orgânica nos resíduos sólidos, principalmente em países em desenvolvimento, mostra a potencialidade para a compostagem. Os resíduos orgânicos, em geral, estão contaminados e podem contaminar os resíduos recicláveis e as pessoas que os manipulam, além de inviabilizar o reaproveitamento daqueles passíveis de reciclagem quando são dispostos sem seleção prévia. De acordo com Hoornweg, Thomas e Otten (2000), os níveis de metais pesados nos compostos aumentam na ausência da seleção dos resíduos orgânicos na fonte geradora (Tabela 1.17).

**Tabela 1.17:** Concentração de metais pesados em diferentes compostos de resíduos sólidos orgânicos urbanos

Metal mg/kg	Compostos		
	Resíduos separados na fonte		Resíduos sem separação
	Europa e América do Norte	Indonésia	Holanda
Arsênico	NE	0,5	NE
Cádmio	1,2	0,9	7,3
Cromo	27,0	20,0	164,0
Cobre	59,0	54,0	608,0
Chumbo	86,0	99,0	835,0
Mercúrio	0,9	0,9	2,9
Níquel	17,0	50,0	173,0
Zinco	287,0	236,0	1567,0

NE- não especificado

**Fonte:** Hoornweg, Thomas e Otten (2000)

A poluição por metais pesados é complexa, porque a remediação é de alto custo, o que limita sua recuperação, especialmente para chumbo e zinco,

presentes, principalmente, em resíduos industriais (OLIVEIRA e MORITA, 2008).

As concentrações de nutrientes dos resíduos orgânicos urbanos indicam sua potencialidade para aplicação no solo (IWMI & SANDEC, 2002), o que requer a estabilização. Para alguns resíduos orgânicos, a relação C/N é superior ao considerado ideal para a compostagem; para outros, não atinge a faixa desejada (25:1 e 30:1). A co-compostagem com outros tipos de resíduos, como os resíduos agrícolas e domiciliares, pode corrigir esta limitação.

A composição dos resíduos de cada região varia em função do número de habitantes, hábitos alimentares e sociais, condições climáticas e sazonais e industrialização de alimentos (MATTEI e ESCOSTEGUY, 2007), expressando considerável heterogeneidade em termos gravimétricos e na composição química, física e sanitária dos resíduos orgânicos (Tabelas 1.18). A caracterização desses resíduos torna-se então importante, antecedendo ao tratamento, de forma que as frações que irão compor o substrato atendam às condições favoráveis à compostagem. A caracterização é pré-requisito para otimizar o seu gerenciamento e tratamento (ADHIKARI *et al.*, 2008).

Na Tabela 1.18 mostra-se a composição química e física de diferentes resíduos orgânicos.

Da mesma forma que os nutrientes podem ser transformados em fertilizantes ou condicionantes do solo quando são corretamente tratados, a ausência de seu gerenciamento resulta em impactos negativos, uma vez que correspondem à fração instável que é fonte de contaminação e de poluição (HANNEQUART, RADERMAKER e SAINTMARD, 2005).

As formas de disposição final predominantes, lixões e aterros sanitários, não possibilitam a oxigenação, propiciando a ação dos organismos anaeróbios, que geram gases e chorume. Os gases produzem odores indesejáveis, e alguns deles contribuem para o efeito estufa (BRASIL, 2008). Nestas condições de disposição, o ambiente torna-se favorável ao desenvolvimento de seres vivos, dentre os quais insetos, aves saprófagas e roedores. Estes, visíveis ao olho nu, representam, sobretudo, impactos estéticos (DIAS, 2003). Os riscos de contaminação persistem mesmo após a desativação dos lixões (SCHUELER e MAHLER, 2008).

**Tabela 1.18:** Composição química e física de diferentes resíduos orgânicos

Resíduos orgânicos	pH	ST (%)	C (%)	NTK (%)	C/N	Referências
Bagaço de cana-de-açúcar	NE	70,0	45,0	0,15	325	Metcalf e Eddy (2003)
Casca de arroz	7,2	NE	41,00	1,30	31,50	Lu <i>et al.</i> (2008)
Domiciliares	4,2	16,70	NE	0,10	NE	Callaghan (2002)
EMPASA- Campina Grande-PB	7,91	30,23	34,48	2,18	15,82	Silva (2007)
Fezes de gado	7,8	11,85	NE	1,48	NE	Callaghan (2002)
Fezes de galinha	7,3	37,50	NE	9,94	NE	Callaghan (2002)
Fezes de suíno	7,2	16,8	43,80	7,51	5,83	Barrington <i>et al.</i> (2002)
Mercado público central	6,90	71,30	19,50	1,47	13,30	Torres <i>et al.</i> (2007)
Palha de arroz	NE	85,0	37,50	1,05	36,0	Metcalf e Eddy (2003)
Palha de aveia	6,3	86,5	49,80	0,98	50,82	Barrington <i>et al.</i> (2002)
Podas de árvores	NE	70,0	50,0	1,00	50,92	Metcalf e Eddy (2003)
Palha de trigo	6,7	90,0	53,60	0,95	56,42	Barrington <i>et al.</i> (2002)
Resíduos de alface	NE	NE	41,70	4,17	10,0	Lu e Wang (2008)
Resíduos de flores	NE	NE	47,40	4,84	9,80	Lu e Wang (2008)
Resíduos de pinheiro	4,4	92,4	54,10	0,64	84,53	Barrington <i>et al.</i> (2002)
Resíduos de soja	NE	90,0	53,40	0,60	89,00	Barrington <i>et al.</i> (2002)
Serragem	NE	72,5	51,5	0,2	257,5	Metcalf e Eddy (2003)

EMPASA- Empresa Paraibana de Abastecimento de Serviços Agrícolas

NE- não especificado

O chorume transporta matéria orgânica, microrganismos e produtos tóxicos (MARAGNO, TROMGIN e VIANA, 2007), podendo contaminar lençóis freáticos e águas superficiais (HANNEQUART, RADERMAKER e SAINTMARD, 2005). A lixiviação de nitrogênio, dentre outros nutrientes, contribui para o processo de eutrofização (GOMEZ PALÁCIOS *et al.*, 2001; EL-FADEL *et al.*, 2002). O tratamento deste tipo de resíduo compreende um grande desafio (MATOS, CARVALHO e AZEVEDO, 2008). A amônia em altas concentrações representa um dos compostos tóxicos mais comuns, responsáveis pelos problemas operacionais durante o tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos (AMARAL, 2008) e pode estagnar o processo de degradação da matéria orgânica (CALLAGHAN *et al.*, 2002).

Nos resíduos orgânicos domiciliares são encontrados diversos microrganismos e alguns representam importância para continuidade do ciclo da matéria no processo de biodegradação e outros, de importância sanitária. Dentre os microrganismos patogênicos destacam-se: vírus, bactérias, fungos, protozoários e helmintos (METCALF e EDDY, 2003; CASTILHO JR., 2003; CARRINGTON, 2001; HOORNWEG, THOMAS e OTTEN, 2000). Os microrganismos patogênicos são encontrados nos resíduos orgânicos, pelas diversas vias de contaminação e devido a sua composição que atrai vetores (HOORNWEG, THOMAS e OTTEN, 2000). No trabalho de Carrington (2001) executado em vários países da Europa, o autor não incluiu os helmintos, possivelmente, pela menor incidência das parasitoses nesse continente, resultado dos avanços na área de saneamento ambiental.

Na Tabela 1.19 apresenta-se que os resíduos sólidos de serviços de saúde e os resíduos orgânicos domiciliares apresentam alto nível de contaminação bacteriana.

**Tabela 1.19:** Bactérias indicadoras de contaminação fecal identificadas em resíduos sólidos de serviços de saúde e resíduos sólidos orgânicos domiciliares.

Microrganismos patogênicos (NMP/gST)	Resíduos Sólidos	
	Serviços de saúde	Orgânicos domiciliares
Coliformes totais	$9 \times 10^8$	$7,7 \times 10^8$
Coliformes fecais	$9 \times 10^8$	$4,7 \times 10^8$
<i>Streptococcus fecalis</i>	$8,6 \times 10^8$	$2,5 \times 10^9$

**Fonte:** Hoornweg, Thomas e Otten (2000)

Observa-se que as concentrações de bactérias de origem fecal nos resíduos orgânicos domiciliares são próximas e até superiores as encontradas em esgotos domésticos ( $10^6$  e  $10^8$  NMP/100mL) por Andrade Neto e Campos (1999) e em lodos primários ( $2,7 \times 10^7$  NMP/gST) e secundários ( $8,3 \times 10^6$  NMP/gST) registradas por Andraus *et al.* (2001).

Cussiol, Lange e Linardi (2007) confirmaram o nível de patogenicidade citada por Hoornweg, Thomas e Otten (2000) ao avaliar os resíduos orgânicos domiciliares de Venda Nova-MG. Os autores identificaram contaminação por *Staphylococcus aureus*, *Clostridium perfringens* e Coliformes termotolerantes e concluíram que os resíduos sólidos orgânicos domiciliares apresentam altos riscos sanitários, assim como os resíduos de serviço de saúde.

Em Cali, Colômbia, Torres *et al.*(2007) identificaram  $1,14 \times 10^7$  UFC/gST para coliformes totais e  $7,2 \times 10^6$  UFC/gST para coliformes fecais em resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Esses dados sugerem que os microrganismos presentes nos resíduos sólidos orgânicos domiciliares requerem estudos mais detalhados tendentes à identificação dos vários microrganismos neles contidos. Indicam também a necessidade de tratar os resíduos sólidos orgânicos domiciliares antes da disposição final.

A presença de microrganismos indicadores de contaminação fecal e de interesse em clínica médica nos resíduos sólidos orgânicos domiciliares representa riscos à saúde de quem os manuseia sem as devidas precauções, em condições precárias ou que consumam alimentos sem a higiene adequada, como acontece nos lixões espalhados no Brasil, o que resulta em alta incidência de doenças infecciosas nas pessoas expostas (LANGE e CUSSIOL, 2007).

A contaminação dos vegetais constitui importante via de transmissão de microrganismos patogênicos (DARYANI *et al.*, 2008; ECOTT, 2008; LOTTO e VALARINI, 2007; TAKAYANAGUI *et al.*, 2007; GUIMARÃES *et al.*, 2003; SHUVAL *et al.*,1986; FEACHEM *et al.*,1983).

Em relação a ovos de helmintos, Torres *et al.* (2007) em Cali-Colômbia e Silva (2007) em Campina Grande-PB-Brasil encontraram em resíduos sólidos orgânicos de mercados públicos centrais, 3,00 e 6,32 ovos/gST, respectivamente. Todavia, na literatura consultada, observou-se que as informações sobre ovos de helmintos em resíduos sólidos orgânicos domiciliares são escassas. As poucas informações enfatizam apenas a ausência ou presença desses organismos, sem considerar a quantidade e a diversidade dos mesmos, limitando a possibilidade de prevenção de várias doenças que tenham por via de transmissão os resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Este fato decorre do predomínio da percepção no Brasil e outros países de que os resíduos sólidos orgânicos domiciliares não representam riscos à saúde. Esse tipo de percepção motiva o lançamento desses resíduos sem o devido gerenciamento. Em geral, a preocupação concentra-se nos resíduos sólidos de serviços de saúde, fato refletido na legislação nacional e internacional.

Dentro da concepção contemporânea de sustentabilidade e dos princípios de precaução, prevenção e co-responsabilização, a compostagem é apresentada como alternativa viável para estabilizar e higienizar os resíduos sólidos orgânicos domiciliares (ASLAM, HORWATH e VANDGHEYNST, 2008; HARGREAVES, ADL e WARMAN, 2008; LU e WANG, 2008; SHARHOLY *et al.*, 2008). No entanto, as características dos diferentes tipos desses resíduos podem limitar a compostagem. Diferentes estudos (Quadros 1.05 e 1.06) apontam a co-compostagem com outros tipos de resíduos sólidos orgânicos como alternativa para superar as limitações inerentes aos resíduos sólidos orgânicos domiciliares.

No Quadro 1.05 são apresentadas experiências de co-compostagem de resíduos sólidos orgânicos no âmbito nacional.

**Quadro 1.05:** Experiências nacionais de co-compostagem com resíduos sólidos orgânicos

Local	Resíduos sólidos orgânicos		Referências
	A	B	
Belo Horizonte- MG	Domiciliares	Podas de árvore	Ataíde <i>et al.</i> ( 2007)
C. Grande-PB	Mercado público central	Indústria de curtume	Brito <i>et al.</i> (2002)
Fortaleza-CE	Folhas de cajueiro de mangueira	Esterco bovino	Leitão <i>et al.</i> (2008)
Paço do Lumiar-MA	<i>Leucena</i> (massa verde)	Esterco de equino	Gomes <i>et al.</i> (2008)
Ponte Nova-MG	Bagaço de cana-de-açúcar, palha de café e capim	Esgoto de suinocultura	Matos <i>et al.</i> (1998)
Rio de Janeiro-RJ	Restaurante universitário, folhas de mangueira e jambeiro e resíduos de capinagem	Esterco bovino	Loureiro <i>et al.</i> (2007)
Rio do Oeste-SC	Serragem de pinus, casca de arroz, bainha e casca de palmeiras	Avicultura (víscera e sangue)	Caldeira <i>et al.</i> (2008)
Viçosa-MG	Bagaço de cana- de-açúcar e sabugo de milho	Dejetos suínos	Magalhães <i>et al.</i> (2006)

**A:** resíduos sólidos orgânicos de origem vegetal

**B:** resíduos sólidos orgânicos de origem animal, vegetal ou industrial

No Brasil, as experiências de co-compostagem com resíduos orgânicos visam corrigir, principalmente, o alto teor de umidade e a baixa concentração

de nutrientes contidos nesses resíduos, tais como nitrogênio e fósforo. Porém, não há consenso em relação às proporções ideais para o atendimento dos objetivos da co-compostagem. Internacionalmente, o cenário segue o mesmo perfil.

No Quadro 1.06 são apresentadas algumas experiências de co-compostagem com resíduos orgânicos no âmbito internacional.

**Quadro 1.06:** Experiências internacionais de co-compostagem com diferentes tipos de resíduos sólidos orgânicos

Local	Resíduos sólidos orgânicos		Referências
	A	B	
Scottsville - África do Sul	Supermercado	Jardins	Smith e Hughes (2004)
Barcarena-PA-Brasil	Urbanos	Estercos de gado	Neves <i>et al.</i> (2008)
Califórnia-EUA	Agrícolas	Restos de alimentos	Aslam e Vandergheynst (2008)
Quebec - Canadá	Grama, casca de feijão e de soja	Serragem de pinus	Barrington <i>et al.</i> (2002)
Kunming - China	Agrícolas e de flores	Estercos animal	Lu e Wang (2008)
Zhejiang-China	Serragens de pinus	Esterco suíno	Zhang e He (2006)
Ohio - EUA	Palha de trigo Pó de serra	Estercos de gado	Wang <i>et al.</i> (2004)
		Estercos de gado	
Jokioinen - Finlândia	Agrícolas e esterco de galinha	Indústria de polpa e papel	Rantala <i>et al.</i> (2000)
Tochigi - Japão	Indústria de papel	Estercos de gado	Saludes <i>et al.</i> (2008)
Ilhas Maurícius	Granja	Aparas de papel	Mohee, Mudhoo e Unmar (2008)
Marroco	Municipais	Estercos avícolas	Lhadi <i>et al.</i> (2004)
Montreal-Canadá	Domiciliares	Vegetais de restaurantes	Adhikari <i>et al.</i> (2008)
Ilé-Ifé - Nigéria	Restos de alimentos e pó de serra	Estercos de galinha	Ogunwande <i>et al.</i> (2008)
Ilé-Ifé - Nigéria	Pó de serra	Estercos de galinha	Ogunwande, Ogunjimi e Fafiyebi (2008)
Lisboa-Portugal	Cascas de eucalipto e de pinheiro	Indústria de polpa e papel	Cunha-Queda <i>et al.</i> (2007)
Roorkee- Índia	Vegetais e pó de serra	Estercos bovinos	Kalamdhad e Kazmi (2008)
Washington - EUA	Podas de árvore	Gramas	Brewer e Sullivan (2003)

**A:** resíduos sólidos orgânicos de origem vegetal

**B:** resíduos sólidos orgânicos de origem animal, vegetal ou industrial

Outros estudos recomendam a co-compostagem com lodos de esgotos (BANEGAS *et al.*, 2007; HACHICHA *et al.*, 2008; LU *et al.*, 2008; SANCHES-ARIAS, FERNANDES e VILLASENOR, 2008; ZORPAS e LOIZIDOU, 2008; TOGNETTI, MAZZARINO e LAOS, 2007; KONÉ *et al.*, 2007; BRITTO JR. *et al.*, 2007; CORREA, FONSECA e CORREA, 2007; GEA *et al.*, 2007; MALLMANN *et al.*, 2007; REIS e PAMPANELLI, 2007; TORRES *et al.*, 2007).

#### **1.4. Co-compostagem: alternativa para tratamento de lodos de esgotos**

##### **1.4.1. Fundamentos da co-compostagem**

Ao considerar as características físicas, químicas e biológicas dos lodos de esgotos, verifica-se que o seu tratamento por compostagem implica em superar fatores limitantes relacionados com esse tipo de resíduo, tais como: alta umidade, baixa relação carbono e nitrogênio e granulometria fina. Esta última favorece a formação de agregados e, conseqüente, compactação do substrato. A superação desses limites pode ser alcançada com adição de outros tipos de resíduos sólidos orgânicos, como os domiciliares.

A co-compostagem de lodos de esgotos junto com resíduos orgânicos permite a complementação de nutrientes, deficientes em um dos resíduos. Os lodos de esgotos contêm alta concentração de nitrogênio orgânico e os resíduos sólidos orgânicos apresentam elevada concentração de carbono orgânico. A mistura proporciona relação carbono e nitrogênio adequada ao processo de compostagem, podendo então, os resíduos serem convertidos num produto aplicável às culturas agrícolas (IWMI & SANDEC, 2002).

A co-compostagem constitui uma opção de tratamento de lodos de esgotos que usa uma ou mais condições desfavoráveis aos microrganismos patogênicos: mudanças de pH, teor de umidade e calor. Combina os efeitos do calor e do tempo para alcançar a destruição completa dos microrganismos patogênicos (KONÉ *et al.*, 2007; LIANG, DAS e McCLENDON, 2003; GALLIZZI, 2003). A co-compostagem agrega atributos do tratamento físico e biológico, e é indicada como uma das alternativas para o tratamento de lodos de tanques sépticos (KRANERT *et al.*, 2008; SINGH e AGRAWAL, 2008; KUMAR *et al.*, 2007; NOVINSKAK, SURETTE e FILION, 2007; KONÉ *et al.*, 2007), principalmente para populações de alta densidade, por reduzir a necessidade de espaço (FANG, WONG e WONG, 1998) e por constituir uma



forma racional de aproveitamento dos lodos de esgotos, além de ser de aplicação simples e de pouco dispêndio financeiro em todas as suas fases, tendo baixo custo de produção e com geração de produto saudável (BRITTO JR. *et al.*, 2007).

A compostagem compreende processos sucessivos de degradação, estabilização e higienização biológica da matéria orgânica sob condições que permitem o desenvolvimento de temperaturas relativamente elevadas e originadas do calor produzido na atividade biológica, cujo produto é suficientemente estável para ser aplicado na agricultura (LIANG, DAS e McCLENDON, 2003; BIDONE, 2001; KIEHL, 1998; PEREIRA NETO, 1996; HAUG, 1993). Difere da decomposição natural porque procede em condições controladas (GALLIZZI, 2003; STRAUSS *et al.*, 2003), como processo biológico compreende várias etapas até a produção do composto. Polprasert (1989) divide o processo de compostagem em quatro fases: latente, crescimento, termófila e maturação (Quadro 1.07). A fase latente compreende o tempo necessário para os microrganismos se aclimatizarem e colonizarem o novo sistema, denominado por Mancini *et al.* (2006) de fase de adaptação. A fase de crescimento corresponde ao aumento de temperatura, decorrente do crescimento e da atividade dos organismos. Esses, após a adaptação, começam a metabolizar e biodegradar os constituintes, obtendo energia, a qual é utilizada para realização do seu metabolismo (MANCINI *et al.*, 2006) e para a continuação do processo de biodegradação e biotransformação.

A fase termófila caracteriza-se pela intensa atividade biológica, resultando na degradação dos sólidos voláteis e na elevação da temperatura (OGUNWANDE, OGUNJIMI e FAFYEBI, 2008; NEKLYUDOV, FEDOTOV e IVANKIN, 2008; SALUDES *et al.*, 2008). Ocorre a redução da matéria orgânica, da emissão de odores, da produção de chorume (HAUG, 1993) e a destruição de microrganismos patogênicos (CORREA, FONSECA e CORREA, 2007; KONÉ *et al.*, 2007; LIANG, DAS e McCLENDON, 2003). Nesta fase, são degradados os carboidratos e as proteínas mais complexas, modificando-as em monossacarídeos e aminoácidos, respectivamente. A maturação acontece em baixa temperatura, mínimo consumo de oxigênio, menor emissão de calor, redução da evaporação da mistura e aumento da concentração de húmus. Há

poucas perdas e mudanças, embora prossiga a decomposição dos componentes orgânicos mais resistentes e das partículas maiores (HOORNWEG, THOMAS e OTTEN, 2000). Completa-se a biodegradação dos sólidos totais voláteis, os quais são quebrados, em especial, os componentes mais complexos (celulose e lignina), o que propicia a humificação (HAUG, 1993). A fermentação secundária torna-se lenta, o nível de temperatura decresce para o nível mesófilo e, conseqüentemente, atinge temperatura ambiente (BREWER e SULLIVAN, 2003; HAUG, 1993). A velocidade de degradação da matéria orgânica tornando-se mais lenta, limitando a taxa cinética de degradação (TOSUN *et al.*, 2008). Nesta fase, o composto atinge as características agrônômicas (HACHICHA *et al.*, 2008); sendo consideradas importantes para minimizar os efeitos adversos às plantas (ASLAM e VANDERGHEYNST, 2008; HOORNWEG, THOMAS e OTTEN, 2000; KIEHL, 1998; HAUG, 1993). Um composto imaturo, além das substâncias usuais, contém matéria orgânica não completamente digerida e o excesso de matéria orgânica em degradação pode provocar a deficiência de oxigênio na zona radicular das plantas e a conseqüente, deficiência nutricional (MARQUES e HOGLAND, 2002).

As fases da compostagem e os respectivos níveis de temperatura, segundo diferentes autores, são apresentados no Quadro 1.07.

Os testes de fitotoxicidade ou bioensaios são recomendados como importantes indicadores da maturidade do composto e do efeito potencialmente negativo às plantas (TAM e TIQUIA, 1994; KIEHL, 1998). Devido à alta sensibilidade do agrião, (*Lepidium sativum*), suas sementes são as mais usadas nos testes de germinação (KORNER, 2008; BANEGAS *et al.*, 2007; LU *et al.*, 2008; ASLAM, HORWATH e VANDGHEYNST, 2008; WANG *et al.*, 2004; KIEHL, 1998). São utilizadas também sementes de alface (*Lactuca sativa*) (ASLAM, HORWATH e VANDGHEYNST, 2008; MOREL e GUILHERMINO, 2004), de tomate (LEVY e TAYLOR, 2003; KIEHL, 1998), de soja e de trigo (ARAÚJO e MONTEIRO, 2005).

**Quadro 1.07:** Fases da compostagem e suas respectivas temperaturas

Referências	Nº de Fases	Fases	Temperatura (°C)
Polprasert (1989)	04	Latente	Ambiente
		Crescimento	Mesófila: 25-45
		Termofílica	Termófila: 50-65
		Maturação	Mesófila: 25-45
Haug (1993)	02	Intensa atividade	45-65
		Cura	20-45
Pereira Neto (1996)	02	Degradação ativa	Psicrófila: 10-20 Mesófila: 20-45 Termófila: 45-65
		Maturação ou cura	Mesófila: 20-45
Kiehl (1998)	03	Fitotóxica	Mesófila: 20-40
		Semi-cura ou bioestabilização	Termófila: 40-65
		Cura ou humificação	Ambiente
Hoorweg; Thomas e Otten (2000)	03	Inicial - Psicrófila:	10-20
		Mesófila	20-50
		Intensa atividade	Termófila: 45-75
		Cura ou maturação	Mesófila: 20-50
Bidone (2001)	04	Inicial - psicrófila	10-20
		Mesofílica	20-45
		Degradação ativa	Termófila: 40-60
		Resfriamento	Mesófila: 20-45
		Maturação ou cura	Ambiente
Gallizzi (2003)	03	Inicial	Mesófila: <40
		Atividade	Termófila: 40-70
		Maturação	Mesófila <40
Correa, Fonseca e Correa	03	Mesofílica	<45
		Termofílica	55-80
		Mesofílica	<45
Mancini <i>et al.</i> (2006)	04	Adaptação ou latência	Ambiente
		Mesofílica	20-40
		Termofílica	55-75
		Maturação ou humificação	Ambiente
Neklyudov, Fedotov e Ivankin (2008)	03	Mesofílica	<45
		Termofílica	55-60
		Resfriamento	<45
Saludes <i>et al.</i> (2008)	03	Mesofílica	<45
		Termofílica	45-55
		Mesofílica	<45
Mohee, Mudhoo e Unmar (2008)	03	Mesofílica	<45
		Termofílica	45-75
		Mesofílica	<45

NE- não especificado

#### 1.4.2. Condições favoráveis à co-compostagem

Os principais fatores que favorecem o processo de compostagem são: as características da matéria-prima; o teor de umidade, o tamanho das

partículas (granulometria), a oxigenação ou aeração, o ciclo de reviramento (revolvimento), o pH, a configuração geométrica do reator, a relação carbono nitrogênio do substrato e a temperatura (MOHEE, MUDHOO e UNMAR, 2008; NEKLYUDOV, FEDOTOV e IVANKIN; 2008; OGUNWANDE, OGUNJIMI e FAFIYEBI, 2008; CORREA, FONSECA e CORREA, 2007; MANCINI *et al.* 2006; BIDONE, 2001).

A porosidade, a estrutura, a textura e o tamanho das partículas são características fundamentais do substrato que propiciam o desempenho do processo de compostagem (HOORNWEG, THOMAS e OTTEN, 2000). Estudando o processo de co-compostagem de resíduos sólidos municipais e fezes animais com diferentes granulometrias (1cm e 0,2cm), Lhad *et al.* (2004) constataram que o substrato com 0,2cm melhorou o processo de compostagem, embora os compostos resultantes não tenham exibido diferenças significativas.

Na Tabela 1.20 são apresentadas as condições favoráveis à compostagem, segundo diferentes autores.

**Tabela 1.20:** Condições favoráveis ao processo de compostagem

Referências	Umidade (%)		Temperatura (°C)		C/N	
	Faixa	Ótima	Faixa	Ótima	Faixa	Ótima
Polprasert (1989)	50-70	60	50-65	55	25:1	25:1
Haug (1993)	50-65	55	35-70	60	30:1-25:1	30:1
Pereira Neto (1996)	40-55	55	45-65	65	40:1-30:1	30:1
Kiehl (1998)	40-60	55	40-65	55	35:1-25:1	30:1
Hoorweg, Thomas e Otten (2000)	55	55	55-65	60	25:1	25:1
Barrington <i>et al.</i> (2002)	60-70	60	NE	NE	20:1	20:1
Bidone (2001)	40-60	55	45-65	55	30:1	30:1
Mancini <i>et al.</i> (2006)	55	55	40-75	60	30:1	30:1
Zhang e He (2006)	NE	60	NE	NE	40	40
Correa e Fonseca e Correa (2007)	60	60	45-80	60	20:1-36:1	25:1
Koné <i>et al.</i> (2007)	50-60	NE	45-70	NE	NE	NE
Neklyudov, Fedotov e Ivankin (2008)	55-65	NE	55-60	NE	20:1-40:1	NE
Ogunwande <i>et al.</i> (2008)	55	55	45-70	NE	20-30	25:1

NE- não especificado

A faixa de umidade considerada ideal por diferentes autores situa-se entre 55 a 60% (NEKLYUDOV, FEDOTOV e IVANKIN, 2008; OGUNWANDE *et al.*, 2008; CORREA, FONSECA e CORREA, 2007; MANCINI *et al.*, 2007; KONÉ *et al.*, 2007; ZHANG e HE, 2006; LIANG, DAS e McCLENDON, 2003; BARRINGTON *et al.*, 2002; BIDONE, 2001; HOORNWEG, THOMAS e OTTEN, 2000; KIEHL, 1998; PEREIRA NETO, 1996; HAUG, 1993; POLPRASERT, 1989). Com teor de umidade superior a 65% formam-se zonas de anaerobiose, porque as moléculas de águas ocupam os espaços vazios, impossibilitando a aeração do sistema. Em anaerobiose ocorre produção de gases fétidos e de chorume (HAYES, 2004). A alta umidade pode causar lixiviação de nutrientes e de microrganismos patogênicos. O teor de umidade inferior a 40% reduz significativamente a atividade biológica (BIDONE, 2001). O teor de umidade inferior a 50% já dificulta a atividade dos organismos. É importante considerar que parte da umidade é perdida por meio da evaporação (LIANG, DAS e McCLENDON, 2003; HAUG, 1993). O nível de tolerância dos organismos para umidade inicial situa-se em 45% (TANNER, 2003). Valores inferiores não propiciarão a colonização dos organismos decompositores, por conseguinte, não ocorrerão as fases da compostagem.

A umidade constitui um fator primordial à ação dos organismos e obtenção do objetivo da compostagem, especialmente quando são utilizados lodos de esgotos, cujos teores de umidade ultrapassam a 80% (GEA *et al.*, 2007). O uso de estruturante é estudado para propiciar o controle do teor de umidade e melhorar as características físicas e químicas do substrato, principalmente em co-compostagem com resíduos sólidos orgânicos domiciliares, os quais apresentam teor de umidade superior a 70% (PAVAN *et al.*, 2007; LEITE *et al.*, 2007). Os principais estruturantes investigados são: palhas de trigo e raspas de madeiras (ADHIKARI *et al.*, 2008), serragem de madeira (BANEGAS *et al.*, 2007; MARAGNO, TROMGIN e VIANA, 2007); cascas de arroz (LU *et al.*, 2008), palhas (ROBIN *et al.*, 2008) e cavaco de madeira (CORREA, FONSECA e CORREA, 2007). O uso de estruturante, ao mesmo tempo em que permite absorver a umidade da massa dos resíduos, evita a compactação da massa do substrato, melhorando a aeração e estimulando a ação dos organismos. A escolha decorre da disponibilidade local, do baixo custo de aquisição, acesso pela população. O uso de

estruturante também permite o destino adequado de resíduos, comumente descartados (MARAGNO, TROMGIN e VIANA, 2007).

Os organismos que participam das fases da compostagem apresentam largo nível de tolerância às mudanças de pH (Hoornweg, Thomas e Otten, 2000). No início do processo, quando a temperatura ainda é igual a do ambiente, e os organismos começam sua colonização, em geral, o pH é ácido, em torno de 4,5 a 5,5. Na fase de intensa atividade, entre 6,5 a 8,0 e na fase de maturação, entre 7,5 a 9,0 (NEKLYUDOV, FEDOTOV e IVANKIN, 2008). Níveis de pH superiores a 9,0 podem destruir, além dos microrganismos patogênicos, aqueles que são essenciais ao processo de compostagem. A flutuação de pH resulta da formação de ácidos orgânicos ou pela produção de amônia (HOORNWEG, THOMAS e OTTEN, 2000). No geral, os compostos resultantes apresentam valores de pH favoráveis à utilização no solo (JORGENSEN e JENSEN, 2008; OGUNWANDE, OGUNFIMI e FAFIYEBI, 2008; ARAÚJO e MONTEIRO, 2005). Em experiências de compostagem realizadas no Brasil, freqüentemente, os compostos apresentam pH em torno de 9,0, permitindo a utilização desses compostos na correção de sólidos ácidos (PEREIRA NETO, 1996).

Nos sistemas aeróbios, a oxigenação é importante ao desempenho dos organismos. À medida que o substrato é revolvido, há o fornecimento de oxigênio ao sistema e o favorecimento do desempenho das atividades dos organismos; o processo de estabilização é mais curto e o produto resultante torna-se de melhor qualidade (BANEGAS *et al.*, 2007). Na ausência de oxigênio ou em quantidade insuficiente, o desempenho do sistema é prejudicado. Formam-se gases indesejáveis e chorume, surgem odores e a presença de organismos considerados, em geral, inconvenientes. Os microrganismos aeróbios são substituídos pelos anaeróbios.

O reviramento, além de fornecer oxigênio, proporciona a dissipação de altas temperaturas, favorece a degradação da matéria, a homogeneização no sistema e permite que as alterações aconteçam igualmente em todo substrato (MANCINI *et al.*, 2006). Não há consenso entre os pesquisadores, em relação à freqüência de reviramentos. Brewer e Sullivan (2003) sugerem reviramento semanal; Amir *et al.* (2008) duas vezes por semana; Hachicha *et al.* (2008) três

ou quatro dias na fase termófila e semanal na fase de maturação; Koné *et al.* (2007) a cada três dias na fase termófila e semanalmente, na fase mesófila.

Smith e Hughes (2004) estudaram a frequência de reviramento de zero a seis, verificaram que a frequência de seis vezes influenciou de forma positiva no processo de compostagem. Ogunwande *et al.* (2008) investigaram duas, quatro e seis frequências, concluindo que a frequência de quatro dias melhorou a qualidade do composto.

A relação carbono e nitrogênio fornece a indicação da provável taxa de decomposição da matéria orgânica (OGUNWANDE *et al.*, 2008; METCALF e EDDY, 2003, HAUG, 1993). Nos lodos de esgotos, a relação C/N é baixa (AGUSTINI e ONOFRE, 2007; LOBO e GRASSI FILHO, 2007; VERAS e POVINELLI, 2004; LOPES *et al.* 2005; SILVA, 2007; ANDREADAKIS, 2001; KOOTTATEP *et al.*, 2001; GUTIERREZ *et al.*, 2001; CORREA, WHITE e WEATHERLEY, 2005) e prejudica o processo de compostagem, justificando as dificuldades do tratamento por compostagem de lodos puros. O equilíbrio da relação carbono/nitrogênio no substrato pode ser alcançado em função da proporção de lodos de esgotos e resíduos sólidos orgânicos.

O excesso de nitrogênio em relação a carbono induz à perda de nitrogênio por meio da volatilização de amônia; há morte de organismos importantes ao processo, e surgem os odores indesejáveis, e ainda aumenta o período de estabilização. Dependendo do tipo de resíduo sólido orgânico, a quantidade de nitrogênio pode ser insuficiente, inibindo a síntese protéica e o desenvolvimento dos organismos, reduzindo a velocidade do processo de compostagem (BIDONE, 2001).

O nitrogênio agrega valor aos lodos de esgotos por ser um nutriente essencial às plantas (LEMAINSKI e SILVA, 2006). Constitui um fator que restringe as dosagens aplicáveis com segurança ambiental em solos agrícolas, em virtude dos riscos potenciais de poluição de águas superficiais por lixiviação por nitrato (VIEIRA e CARDOSO, 2003).

Nas condições brasileiras, os lodos de esgotos são disponibilizados para reciclagem agrícola com elevado teor de água e sua secagem pode causar perdas de nitrogênio ou transformações dos compostos nitrogenados (BOEIRA e MAXIMILIANO, 2006). Em estudo realizado por Tanner (2003) em Kumasi-Gana constatou-se que a performance de nitrogênio na compostagem é

importante à qualidade do composto e o alto conteúdo de nitrogênio nos lodos de esgotos é um dos principais motivos da sua utilização em co-compostagem por compensar os baixos teores presentes nos resíduos orgânicos.

A temperatura é um dos fatores que indica a eficiência do sistema, por decorrer do processamento do material pelos organismos, cujo metabolismo é exotérmico (BIDONE, 2001; PEREIRA NETO, 1996; HAUG, 1993). A temperatura é utilizada por vários autores como base para classificação das fases e dos organismos que constituem a compostagem. Tradicionalmente, em estudos que avaliam a eficiência dos sistemas de compostagem, a temperatura é utilizada como base (LIANG, DAS e McCLENDON, 2003), algumas vezes negligenciando-se os demais parâmetros e desconsiderando-se esses sistemas, como sistemas vivos. Quatro fatores influenciam a temperatura: características da matéria-prima; sistema utilizado; controle operacional e configuração geométrica do sistema. Dentre os fatores operacionais, a frequência de reviramento influencia diretamente nos níveis de temperatura. O espaço curto de reviramento não propicia a manutenção de temperatura em valores recomendáveis. Em condições favoráveis, na medida em que os organismos passam a atuar sobre a matéria orgânica, sobrevém a elevação de temperatura em níveis psicrófilos (10-20°C); mesófilos (20-45°C) e termófilos (>45°C). Com a redução da matéria orgânica, há diminuição de temperatura, passando para mesófila, igualando a temperatura ambiente (Tabela 1.20).

As altas temperaturas são essenciais à destruição de ovos de helmintos, mas em excesso prejudicam os organismos que são fundamentais ao processo de compostagem. Alguns entram em latência, outros morrem. Temperaturas de 70 a 75°C por período prolongado reduzem a atividade benéfica dos organismos, aumentam a possibilidade de perda de nitrogênio por volatilização da amônia, favorecem a falta de oxigênio, a destruição de proteínas e diminuição da velocidade de biodegradação (KIEHL, 1998). A temperatura máxima suportada pelos organismos patogênicos encontra-se na faixa de 55°C a 65°C por três dias consecutivos (HOORNWEG, THOMAS e OTTEN, 2000). Alguns microrganismos patogênicos podem suportar períodos mais prolongados nestes níveis de temperatura, como por exemplo, ovos de *Ascaris lumbricoides*, considerados os mais resistentes (KONÉ et al., 2007; WHO,



2004; GALLIZZI, 2003; METCALF e EDDY, 2003; USEPA, 2003; CARRINGTON, 2001; FEACHEM *et al.*, 1983). Pereira Neto e Lelis (2001) alertam para a necessidade de temperaturas termófilas por um período maior de tempo, pois períodos curtos não são suficientes para inativar ovos de helmintos. As temperaturas inferiores a 25°C tornam o processo mais lento e não eliminam os microrganismos patogênicos (PEREIRA NETO, 1996). As baixas temperaturas nas primeiras semanas do processo de compostagem refletem o desempenho insatisfatório do sistema e que alguma condição não está sendo favorável à atividade biológica.

#### **1.4.3. Organismos que participam do processo de compostagem**

A compostagem envolve a sucessão de diferentes comunidades de microrganismos que decompõem o material inicial, transformando num produto final estável (AMIR *et al.*, 2008; HACHICHA *et al.*, 2008).

A participação dos organismos é fator primordial à eficiência do processo de compostagem (AMIR *et al.*, 2008; HACHICHA *et al.*, 2008; NEKLYUDOV, FEDOTOV e IVANKIN, 2008; CUNHA-QUEDA *et al.*, 2007). Uma variedade de microrganismos aeróbios está envolvida neste processo (AMIR *et al.*, 2008). São poucos os estudos que têm considerado as mudanças nas atividades biológicas, como parâmetro indicativo de desempenho adequado da compostagem (HACHICHA *et al.*, 2008). Em geral, os estudos restringem-se à mensuração da taxa respiratória de bactérias, actinomicetos e fungos.

As bactérias adaptadas a temperaturas baixas (<20°C) são os primeiros organismos a se estabelecerem, seguindo-se imediatamente de bactérias mesófilas (20-45°C). A partir da ação das bactérias mesófilas inicia-se a quebra de carboidratos, com a liberação de calor (energia térmica). Com o aumento da temperatura, bactérias termófilas instalam-se. Fungos termófilos crescem após cinco a dez dias de compostagem. Em temperaturas superiores a 70°C, fungos, actinomicetos e muitas bactérias começam a inativar e somente algumas bactérias em forma de esporos sobrevivem. Em condições ideais prossegue a degradação com a atuação de bactérias, fungos e actinomicetos termófilos (BIDONE, 2001; HOORNWEG, THOMAS e OTTEN, 2000; HAUG, 1993; POLPRASERT, 1989). As bactérias degradam amidos,

proteínas e outros compostos orgânicos. Os fungos decompõem os compostos mais resistentes, celulose e lignina. Os actinomicetos, organismos intermediários entre bactérias e fungos unicelulares que não se adaptam a níveis de pH baixo, quebram os compostos resistentes que não foram decompostos pelos fungos: lignina, celulose e proteínas (NEKLYUDOV, FEDOTOV e IVANKIN; 2008; HOORNWEG, THOMAS e OTTEN, 2000; HAUG, 1993). No estágio final, como a temperatura declina, em decorrência da diminuição da quantidade de matéria orgânica, os actinomicetos começam a dominar, elevando a temperatura na superfície. Outras populações adaptadas às condições de baixa temperatura, pH alcalino, baixo teor de umidade e de sólidos voláteis também se instalam e completam o processo de compostagem, concluindo a formação do composto.

Na Tabela 1.21 é apresentada a concentração de microrganismos em função da temperatura durante a compostagem e o respectivo número de espécies.

**Tabela 1.21:** Concentração de microrganismos em função da temperatura durante a compostagem e o respectivo número de espécies.

<b>Microrganismos (Nº/gST)</b>	<b>Mesófilo &lt;40°C</b>	<b>Termófilo 40-70°C</b>	<b>Mesófilo &lt;40°C</b>	<b>Espécies (unidade)</b>
Bactérias mesófilas	10 <sup>8</sup>	10 <sup>6</sup>	10 <sup>11</sup>	6
Bactérias termófilas	10 <sup>4</sup>	10 <sup>9</sup>	10 <sup>7</sup>	1
Actinomicetos termófilos	10 <sup>4</sup>	10 <sup>8</sup>	10 <sup>5</sup>	14
Fungos mesófilos	10 <sup>6</sup>	10 <sup>3</sup>	10 <sup>5</sup>	18
Fungos termófilos	10 <sup>3</sup>	10 <sup>7</sup>	10 <sup>5</sup>	16

**Fonte:** Haug (1993)

Britto Jr. *et al.* (2007) identificaram os fungos participantes do processo de co-compostagem de resíduos de folhas de bananeira e capim, com lodos produzidos na estação de tratamento da CEASA-CE (Centrais de Abastecimento do Ceará S/A). Verificaram que os fungos do gênero *Trichoderma spp* e *Helminthosporium spp.* são específicos de lodos de esgotos e *Penicillium spp* de resíduos vegetais (Quadro 1.08).

Um problema considerado grave em relação à compostagem de resíduos sólidos orgânicos corresponde à proliferação de vetores, especialmente insetos, os quais são transportadores de parasitas que afetam a saúde humana. As larvas de insetos utilizam para o seu desenvolvimento,

nutrientes que estão contidos no sistema de compostagem. O meio ambiente biológico inclui reservatórios de infecção, vetores que transmitem as doenças, tais como: moscas, mosquitos e triatomíneos (NEVES, 2005). Os dípteros muscóides apresentam interesse ecológico e médico-sanitário. As moscas podem transportar mecanicamente um grande número de microrganismos patogênicos.

**Quadro 1.08:** Fungos participantes do processo de co-compostagem de resíduos orgânicos e lodos de esgotos.

Tratamento (%)		Fungos- Colônia
Resíduos Orgânicos	Lodo de Esgoto	
100	00	<i>Aspergillus spp; Rhizopus spp</i>
90	10	-
80	20	<i>Trichoderma spp</i>
70	30	<i>Trichoderma spp; Aspergillus spp Rhizopus spp; Helminthosporium ssp</i>
00	100	<i>Aspergillus spp; Helminthosporium ssp</i>

Fonte: Britto Jr. *et al.* (2007)

Ataíde *et al.*(2007) estudaram vetores em leiras mantidas em temperatura na faixa de 50-67°C, reviramento de três em três dias, constituídas por 60% de resíduos orgânicos domiciliares e 40% de podas de árvore e registraram 501 espécimes do Filo Arthropoda e da classe Insecta e ordem Díptera, num total de 9 famílias de dípteros, mas 15 espécies não foram identificadas, devido à perda de estruturas fundamentais à classificação. As famílias Muscidae (49,9%); Otitidae (38,3%) e Euphydridae (6,4%) foram os dípteros mais identificados. Para as demais famílias a ocorrência foi de 5,4%. As famílias Otitidae e Euphydridae não são consideradas vetores, estas não acarretam problemas de saúde ao ser humano e aos animais. As espécies da família Otitidae são predadoras, desempenham papel na redução de microrganismos patogênicos. As larvas dos dípteros são decompositoras, auxiliando na ciclagem natural. Os autores verificaram que a densidade de díptero esta relacionada com a estabilidade do substrato. Este resultado indica a importância da diversidade de dípteros para a compostagem.

Hoffmeister (2002) avaliou a eficiência da compostagem, como tratamento de resíduos sólidos orgânicos, por meio da identificação da sucessão bacteriana e da sobrevivência de bactérias potencialmente

patogênicas ao longo do processo. Constatou ampla diversidade bacteriana, 33 gêneros e 56 espécies. Os gêneros bacterianos que apresentaram maior número de espécies foram *Bacillus*, *Escherichia*, *Enterobacter* e *Pseudomonas*.

Nos Quadros 1.09 e 1.10 são apresentados o cenário nacional e o internacional de compostagem (C) e co-compostagem (CC) concernente à análise biológica.

**Quadro 1.09:** Cenário nacional em relação à análise biológica em compostagem e em co-compostagem

Referências Nacionais	C	CC	Análise Biológica			
			Bactérias	Fungos	Helmintos	Mesoinvertebrados
Caldeira <i>et al.</i> (2008)		x				
Gomes <i>et al.</i> (2008)		x				
Neves <i>et al.</i> (2008)		x				
Correa, Fonseca e Correa (2007)		x			x	
Ataíde <i>et al.</i> (2007)	x					x
Loureiro <i>et al.</i> (2007)		x				
Britto Jr. <i>et al.</i> (2007)		x		x		
Mallmann <i>et al.</i> (2007)		x				
Reis e Pampanelli (2007)		x				
Barreira, Philippi Jr. e Rodrigues (2006)	x					
Magalhães <i>et al.</i> (2006)		x	x			
Melo e Santos (2006)	x			x		
Silva (2007)		x			x	
Araújo e Monteiro (2005)	x					
Pereira <i>et al.</i> (2005)		x				
Brito <i>et al.</i> (2002)		x				
Hoffmeister (2002)	x		x			

C: Compostagem CC: Co-compostagem

Nenhuma das experiências de co-compostagem apresentadas nos Quadros 1.09 e 1.10 faz referência aos mesoinvertebrados. A avaliação biológica, quando ocorre, limita-se à análise das atividades bacterianas. A avaliação da participação de mesoinvertebrados e dos demais organismos é essencial à compreensão dos fundamentos da co-compostagem, especialmente em relação às sucessões ecológicas, às cadeias tróficas e à obtenção dos objetivos previstos.

**Quadro 1.10:** Cenário internacional em relação à avaliação biológica em compostagem e em co-compostagem

Referências internacionais	C	CC	Análise Biológica		
			Bactérias	Fungos	Helmintos
Adhikari <i>et al.</i> (2008)		x			
Amir <i>et al.</i> (2008)	x		x	x	
Aslam e Vandergheynst (2008)		x			
Banegas <i>et al.</i> (2008)		x			
Bustamante <i>et al.</i> (2008)		x			
Hachicha <i>et al.</i> (2008)		x	x	x	
Lu <i>et al.</i> (2008)		x			
Gea <i>et al.</i> (2007)		x			
Kalamdhad e Kazmi (2008)		x	x		
Korner (2008)	x				x
Lu e Wang (2008)		x			
Mohee, Mudhoo e Unmar (2008)		x			
Ogunwande, Ogunjimi e Fafiyebi (2008)		x			
Ogunwande <i>et al.</i> (2008)		x			
Saludes <i>et al.</i> (2008)		x			
Sanches-Arias, Fernandes e Villasenor (2008)		x			
Zorpas e Loizidou (2008)		x			
Novinscak e Surette (2007)	x		x		x
Koné <i>et al.</i> (2007)		x			x
Cunha-Queda <i>et al.</i> (2007)		x	x	x	
Tognetti, Mazzarino e Laos ( 2007)		x			
Torres <i>et al.</i> (2007)		x	x		x
Zhang e He (2006)		x			
Castaldi <i>et al.</i> (2005)	x				
Dollar (2005)		x			
Smith e Hughes (2004)		x			
Hayes (2004)		x			
Koné e Strauss (2004)		x			x
Lhadi <i>et al.</i> (2004)		x			
Wang <i>et al.</i> (2004)		x			
Barrington <i>et al.</i> (2002)		x			
Brewer e Sullivan (2003)		x			
Liang, Das e McClendon (2003)		x	x		
Gallizzi (2003)		x			x
Rantala <i>et al.</i> (2000)		x			
Fang, Wong e Wong (1998)		x	x		

C: Compostagem CC: Co-compostagem

No Quadro 1.11 são apresentados exemplos de níveis de consumidores identificados na compostagem e os respectivos organismos.

**Quadro 1.11:** Níveis de consumidores identificados na compostagem e os respectivos organismos.

Nível de consumidores	Organismos
1º	Bactérias, actinomicetos, fungos
2º	Ácaros, besouros, nematóides, protozoários, rotíferos
3º	Centípedes, escaravelho, nematóides

Fonte: Polprasert (1989)

Os lodos de esgotos apresentam biodiversidade específica, porém experiências mostram que a sua aplicação em solos não prejudica a dinâmica biológica do mesmo (VIEIRA e SILVA, 2004; GHINI e LEONI, 2005; MELO e SANTOS, 2006).

#### 1.4.4. Experiências em co-compostagem com lodos de esgotos

As demandas e as exigências da sociedade contemporânea, assim como o avanço dos conhecimentos na área de saneamento ambiental, têm motivado pesquisas voltadas ao tratamento dos lodos de esgotos por co-compostagem. As experiências brasileiras (Quadro 1.12) e de outros países (Quadro 1.13) mostram a diversificação de resíduos sólidos orgânicos e as diferentes proporções de lodos usadas, revelando que não há ainda consenso, em relação à composição do substrato inicial.

**Quadro 1.12:** Experiências brasileiras em co-compostagem com lodos de esgotos

Local	Lodo de Esgotos	Resíduos orgânicos	Fração de Lodo (%)	Referências nacionais
Brasília-DF	ETE	Serragem, podas de árvores, cavaco de madeira	33 e 25	Correa, Fonseca e Correa (2007)
Cascavel-PR	Suinocultura	Agrícolas	40, 50, 60 e 100	Mallmann <i>et al.</i> (2007)
Fortaleza-CE	ETE CEASA-CE	Folhas de bananeira e capim	0, 10, 20, 30 e 100	Britto Jr. <i>et al.</i> (2007)
C. Grande-PB	Tanque séptico unifamiliar	EMPASA e Mercado central público	0, 5 e 10	Silva (2007)
Porto Alegre-RS	Indústria	Domiciliares	0, 5 e 10	Reis e Pampanelli (2007)

**Quadro 1.13:** Experiências internacionais em co-compostagem com lodos de esgotos

Local	Lodo de Esgoto	Resíduos orgânicos	Fração de Lodo (%)	Referências internacionais
África do Sul	Esgoto municipal	Urbanos	NE	Dollar (2005)
Patagônia - Argentina	Sistema de tratamento secundário	Municipais	50, 30, 25	Tognetti, Mazzarino e Laos (2007)
Arizona-EUA	Esgoto municipal	Urbanos	50	Hayes (2004)
Barcelona-Espanha	Esgoto municipal	Gorduras animais	30	Gea <i>et al.</i> (2007)
Cali-Colômbia	ETE- Cañaverajo	Mercado Central	5,10 e 20	Torres <i>et al.</i> (2007)
Hong Kong – China	Tanque séptico	Domiciliares	50	Fang, Wong e Wong (1998)
Sudeste da Espanha	Aeróbio e anaeróbio	Serragem de madeira	50 e 75	Banegas <i>et al.</i> (2008)
Espanha	Moinho de oliveira	Moinho de oliveira	50	Sanches-Arias, Fernandes e Villasenor (2008)
Jokioinen - Finlândia	Indústria de polpa e papel	Agrícola e esterco de galinha	25 e 40	Rantala <i>et al.</i> (2000)
Kumasi – Gana	Tanque séptico-desidratado	Municipais	66	Koné <i>et al.</i> (2007)
Kumasi-Gana	Tanque séptico	Domiciliares	50	Koné <i>et al.</i> (2004)
Kumasi-Gana	Tanque séptico	Domiciliares	50	Gallizzi (2003)
Geórgia-EUA	ETE- Municipal	Urbanos	30, 40,50, 60 e 70	Liang, Das e McClendon (2003)
Grécia	Lodo desidratado	Pó de serra + zeolite	70, 50 e 40	Zorpas e Loizidou (2008)
Marrakech - Marrocos	Lagoa de Estabilização	Palhas	90	Amir <i>et al.</i> (2008)
Sfax- Tunísia	Indústria de óleo de oliva	Esterco de galinha	40	Hachicha <i>et al.</i> (2008)
Hsin - chu – Taiwan	ETE municipal	Indústria de cerveja e casca de arroz e composto	40, 44, 55,66, 70	Lu <i>et al.</i> (2008)

NE- Não especificado

#### 1.4.5. Educação Ambiental: ferramenta indispensável à implementação da tecnologia de co-compostagem

Um dos obstáculos à implementação da tecnologia de co-compostagem de lodos de esgotos e resíduos sólidos orgânicos é a sua rejeição por parte da sociedade e da administração pública, dificultando a aceitação e aplicação do

composto resultante (ANDREADAKIS *et al.*, 2001), como também a instalação destes sistemas em algumas regiões. Este mesmo sintoma ocorre em relação aos resíduos orgânicos. Todavia, o uso destes compostos é aceitável, principalmente entre os agricultores, por conhecerem os benefícios que são proporcionados ao solo, à produtividade e à economia.

Sem dominar o conhecimento referente à co-compostagem não tem como superar a rejeição. O esclarecimento adequado aos cidadãos é necessário para que venham a se tornar aliados ao processo de transformação das cidades em cenários sustentáveis (VIEIRA, MORMUL e PRESSINATTE JR., 2007). O conhecimento técnico de um problema ou de uma tecnologia não é suficiente para alterar comportamentos e motivar a co-responsabilidade (SOUZA, 2000). O conhecimento implica em emancipação e regulação (TRISTÃO, 2005), por conseguinte, na superação do preconceito e o uso correto. Devem ser utilizados os diversos mecanismos que motivem a participação e a mobilização social, na perspectiva de incorporação de novos olhares e de novos conhecimentos (VIEIRA, MORMUL e PRESSINATTE JR., 2007), assim como de diálogo entre setores da sociedade (SORRENTINO *et al.*, 2005), na busca de um novo ideário comportamental no âmbito individual, quanto coletivo (VIEIRA, MORMUL e PRESSINATTE JR., 2007).

Os impactos decorrentes de uma determinada tecnologia dependem do diálogo com a população durante a concepção das soluções, da proximidade entre os gestores e a população, de um processo continuado de avaliação do serviço e de integração entre o saneamento e áreas afins (HELLER E NASCIMENTO, 2005). Um paradigma alternativo para tecnologia emerge da articulação dos níveis de produtividade e da sociedade. A Educação Ambiental contribui para o processo dialético estado-sociedade civil que possibilite a definição de políticas públicas a partir do diálogo e para a articulação de princípios de estado e comunidade, sob a égide da comunidade que coloca o estado como seu parceiro no processo de transformação que resulte na sustentabilidade (SORRENTINO *et al.*, 2005). A sustentabilidade passa pela educação (CAMPOS, 2006) que pode construir outra lógica pela formação da consciência, da educação cidadã contra a consumista, da sustentabilidade contra insustentabilidade (GADOTTI, 2007). Educação Ambiental, na sua



perspectiva crítica e emancipatória, visa a deflagração do processo de mudanças (SORRENTINO *et al.*, 2005).

A sustentabilidade requer participação popular e a aceitação das tecnologias desenvolvidas; custo moderado de investimento e operação; legislação que propicie boas práticas; envolvimento dos vários segmentos da sociedade, inclusive das empresas (McLEOD e CHERRET, 2008; LOPEZ, RODRIGUEZ e MACHADO, 2007).

Muga e Mihelcic (2008) investigaram os indicadores de sustentabilidade de diferentes sistemas de tratamento de esgotos, incorporando os aspectos sociais, econômicos e ambientais. Dentre os indicadores de sustentabilidade destacam a aceitabilidade da tecnologia pela população, a melhoria de sua qualidade e os aspectos educacionais.

Martins *et al.* (2002), estudando os impactos do saneamento na saúde da população de Itapetininga-SP, no período de 1980 a 1997, constataram que algumas pesquisas não apresentaram impactos significativos do saneamento na saúde da população pela falta de programas de educação.

O empoderamento de qualquer tipo de tecnologia, além de possibilitar a sua efetivação, implica em evitar ou minimizar os riscos. De acordo com Alencar (2005), as tecnologias possibilitam diversos benefícios, mas é preciso evitar os desvios. Não haverá empoderamento de tecnologia sem a superação dos preconceitos. Este empoderamento significa tornar a comunidade envolvida protagonista de sua própria história (GOHN, 2004), pois quando as mudanças são construídas no cotidiano por pessoas comuns que se dispõem a atuar coletivamente, ousando para alcançar os propósitos compartilhados, tornam-se efetivas (SOUZA, 2000).

### **1.5. Marco legal referente à utilização bio sólidos e produtos derivados de lodos de esgotos.**

O arcabouço legal referente aos usos dos lodos de esgotos em cada país tem papel essencial no disciplinamento do reaproveitamento e destino final e para o estabelecimento de políticas sustentáveis. Na concepção de sustentabilidade, as políticas públicas devem privilegiar as várias formas de reaproveitamento com garantia de segurança sanitária e ambiental.

Nos Estados Unidos, a preocupação em lançar no meio ambiente um produto final que não constitua riscos ao meio ambiente e à saúde pública tornou-se comum desde 1980, resultando numa norma que regula o tratamento e disposição final dos bio sólidos: Part. 503 (USEPA, 1993). Esta constitui a Lei Federal publicada em fevereiro de 1993 (Title 40 of the Code of Federal Regulations-CFR). Dentre as modificações realizadas sob a referida Norma, destaca-se a publicada em julho de 2003 (USEPA, 2003) que atualiza as alternativas de estabilização, higienização e destinação final, tendo em vista ampliar a proteção ao meio ambiente e à saúde pública. É um problema que emerge, ao passo que aumentam os apelos para a universalização de saneamento e a consecução dos Objetivos do Milênio estabelecidos pela Organização das Nações Unidas em 2000. USEPA 503 (1993) classifica os bio sólidos em classes A e B, usando um critério microbiológico (Tabela 1.22).

**Tabela 1.22.** Critérios de classificação de bio sólidos segundo a normatização dos Estados Unidos (USEPA, 1993)

Bio sólidos (EUA)	Limite de densidade			
	<i>Vírus</i>	<i>C. fecais</i>	<i>Salmonella</i>	<i>Helmintos (viáveis)</i>
<b>Classe A</b>	< 1UFP/4gST	<1000 NMP/gST	<3 NMP/4gST	<1 ovo/4gST
<b>Classe B</b>	NE	<2000 NMP/gST	NE	NE

NE- não especifica

**Fonte:** 40 Part. 503 (USEPA, 1993)

Os bio sólidos classe A podem ser utilizados sem restrição na agricultura, enquanto que os bio sólidos classe B têm restrições. Para os bio sólidos classe A são estabelecidos limites para vírus entéricos, coliformes fecais, *Salmonella spp* e ovos de helmintos. Para bio sólidos classe B, há referência apenas para coliformes fecais (Tabela 1.22).

Para obtenção de bio sólidos classe A, de acordo com a Part. 503 (USEPA, 1993) são citadas sete alternativas de tratamento de lodos de esgotos: 1) digestão termofílica; 2) tratamento térmico; 3) alcalinização; 4) secagem térmica; 5) compostagem, 6) pasteurização; 7) irradiação. As que usarem tratamento térmico devem aplicar o binômio temperatura-tempo; para as que empregam tratamento químico, além das variáveis citadas, precisam observar o pH. Para compostagem, a EPA 503 apresenta os métodos: windrow

(dinâmica), pilha estática aerada e em reator. Destaca-se que seguindo essa norma, a compostagem dos lodos de esgotos deve ocorrer em combinação com resíduos sólidos orgânicos, para proporcionar à mistura melhor qualidade, porosidade e concentração de carbono (USEPA, 1993).

Na produção de biossólido classe A pelo método windrow, a temperatura deve ser superior a 55°C durante 15 dias com cinco reviramentos; se forem em pilha estática aerada ou em um reator, a temperatura deve ser superior a 55°C durante três dias. Em relação ao biossólido classe B, a norma estabelece temperaturas superiores a 40°C durante cinco dias, com intervalo de temperatura de 55°C durante quatro horas. Ao longo do processo, para que o lodo de esgotos seja considerado estabilizado, recomenda a redução de sólidos totais voláteis superior a 38% (USEPA, 1993).

Um documento mais recente da EPA (USEPA, 2006) apresenta novas alternativas de tratamento para os lodos de esgotos, visando o seu aproveitamento na obtenção de biossólidos. Dentre as alternativas, citam-se a ozonização e a digestão aeróbia autotérmica-termofílica. As alternativas expressam inovação tecnológica de última geração, mas, são de alto custo.

A União Européia, por intermédio da EEA-European Environmental Agency regula a utilização dos lodos de esgotos em seus estados membros por meio das Normas Council Directive 86/278/EEC, Council Directive 91/692/EEC; 1882/2003/EEC e 807/2003/EEC. A Directive 86/278/EEC, de junho de 1986, objetivou regular o uso dos lodos de esgotos na agricultura, evitando prejuízos aos animais, vegetais e seres humanos.

Tomando por base o princípio da precaução, a diretiva motiva a utilização dos lodos de esgotos em harmonia com a proteção ambiental e à segurança alimentar (GERBA, 2001). O avanço do conhecimento sobre os riscos inerentes ao uso dos lodos de esgotos impulsionou a revisão da diretiva em 1999 e a criação de uma nova diretiva publicada em 2000 que introduziu critérios mais rigorosos para os parâmetros microbiológicos com a finalidade de controlar a estabilização e higienização e foi limitado o uso dos lodos de esgotos em solos com  $\text{pH} < 5$ .

Na Austrália, o avanço do conhecimento referente aos riscos da disposição inadequada de lodos de esgotos, incentivou a elaboração de normas para o seu uso em vários estados. Em New South Wales-NSW, um dos

estados que tem normas próprias para o uso de lodos de esgotos (NSW EPA, 1997), alguns parâmetros são similares aos das normas dos Estados Unidos. Ambas têm por base a redução de microrganismos patogênicos e o uso de múltiplas barreiras sanitárias para o ser humano, animais e vegetais. Classificam os lodos de acordo com a qualidade sanitária, usando microrganismos indicadores e as suas possibilidades de uso (Tabela 1.23).

**Tabela 1.23:** Densidade limite de microrganismos indicadores de contaminação em biossólidos na Austrália e no Reino Unido.

Microrganismos	Austrália		Reino Unido <sup>(3)</sup>	
	Norma Federal <sup>(1)</sup>	NSW EPA, 1997 <sup>(2)</sup>	Classe A	Classe B
Virus (UFP/gST)	<100	<100	NE	NE
C.fecais (NMP/gST)	<1000	<1000	NE	NE
E. coli (NMP/gST)	NE	<100	<10 <sup>3</sup>	<10 <sup>5</sup>
<i>Salmonella spp.</i>	<1 em 50gST	ND em 50gST	ND em 2gST	NE
Helmintos (Ovos viáveis)	NE	<1/4gST	<1/4gST	NE

NE- Não específica ND- Ausência

Fonte: <sup>(1)</sup> Gerba (2001); <sup>(2)</sup> NSW (1997); <sup>(3)</sup> UK (2001; 2006)

No Reino Unido, a regulamentação para o uso de lodos de esgotos na agricultura foi estabelecida em 1989 e teve por base a Diretriz 86/278/EEC do Conselho da União Européia de 1986. Na época, havia consenso entre os membros do Conselho que os lodos não tratados continham densidade significativa de microrganismos patogênicos e que o tratamento poderia reduzir essa contaminação. No entanto, o código fazia referência à *Salmonella*, *Taenia saginata*, vírus e nematóides de batata. A partir de 1999 aumentaram as exigências e o Safe Sludge Matrix (UK, 2001) publicou uma norma para o Reino Unido que estabeleceu duas classes de lodos, análoga à Norma 503 dos Estados Unidos (USEPA, 1993).

Na França, a diretriz que regulamenta o uso de lodos de esgotos na agricultura data de janeiro de 1998 e determina que a concentração de ovos de helmintos deve ser menor que 1 ovo viável/gST e que 3 ovos viáveis/10gST (EEC, 2001). Essa normalização é mais exigente que a 40 Part. 503 (USEPA, 1993), provavelmente por ter sido promulgada mais tarde (Tabela 1.24).

**Tabela 1.24:** Densidade limite de microrganismos indicadores de contaminação em bio sólidos na França

<b>Bio sólidos (França)</b>	<b>Vírus</b>	<b>C. fecais</b>	<b>Salmonella</b>	<b>Helmintos (viáveis)</b>
<b>Classe A</b>	<3UFP/10gST	Ausência	<8NMP/10gST	<3ovos/10gST

**Fonte:** Comissão Européia (EEC, 2001)

Em Cali, Colômbia, a condição de uso de bio sólidos em relação a metais pesados (CALI, 2005), segue a normatização dos Estados Unidos, 40 Part. 503 (USEPA, 1993).

No México, a norma, NOM-0004-ECOL-2001, publicada em 2002 (MÉXICO, 2002) que disciplina o uso de bio sólidos, classifica-os em excelente e bom em função do seu conteúdo de metais pesados. Em classe A, B e C em função da concentração de microrganismos patogênicos (Tabela 1.25). Esta norma ao permitir o uso de bio sólido com densidade de *Salmonella* <3NMP/gST desconsidera os riscos ao meio ambiente e à saúde humana. Os limites estabelecidos para ovos de helmintos para bio sólidos classe A, B e C também expressam riscos à saúde pública (Tabela 1.25). A inserção da classe C implica em menor restrição para o uso de bio sólidos, por outro lado, pode representar possibilidade de aproveitamento e minimização do uso de lodos de esgotos de forma clandestina.

**Tabela 1.25:** Densidade limite de microrganismos indicadores de contaminação em bio sólidos no México.

<b>Bio sólidos (México)</b>	<b>Vírus</b>	<b>C. fecais</b>	<b>Salmonella</b>	<b>Helmintos (viáveis)</b>
<b>Classe A</b>	NE	<1000NMP/gST	<3NMP /gST	<1 ovo/gST
<b>Classe B</b>	NE	<1000NMP/gST	<3NMP /gST	<10 ovos/gST
<b>Classe C</b>	NE	<2000NMP/gST	<300NMP /gST	<35 ovos/gST

NE- não especifica

**Fonte:** NOM-0004-ECOL-2001 (MÉXICO, 2002)

No Brasil, a utilização dos lodos de esgotos e dos produtos derivados é disciplinada pelas Resoluções 375/06 e 380/06 do CONAMA (BRASIL, 2006a; 2006b). Essa última modificou os critérios estabelecidos no Anexo I da Resolução 375/06, tornando-a mais rigorosa em relação à redução da atração de vetores. A Resolução 375/06 do CONAMA, de forma similar à 40 Part. 503 (USEPA, 1993), divide os bio sólidos em classe A e B. Os lodos são

considerados biossólidos classe A se o tratamento reduzir os microrganismos patogênicos nos limites estabelecidos no artigo 11 (Tabela 1.26) (BRASIL, 2006a).

**Tabela 1.26:** Densidade limite de microrganismos indicadores de contaminação em biossólidos no Brasil.

Biossólidos (Brasil)	Vírus	<i>C. termotolerante</i>	<i>Salmonella</i>	Helmintos (viáveis)
Classe A	<0,25UFP/gST	<10 <sup>3</sup> NMP/gST	0,00 em 10g/ST	<0,25ovo/gST
Classe B	NE	<10 <sup>6</sup> NMP/gST	NE	<10ovos/gST

NE- Não específica

Fonte: Resolução 375/06 do CONAMA (BRASIL, 2006a)

Mesmo considerando que o Brasil toma por base as normas dos Estados Unidos, verifica-se que a normatização brasileira é mais rigorosa (Tabela 1.26) e busca reduzir as possibilidades de contaminação para os grupos de riscos, ou seja, daquelas pessoas que têm contato com biossólidos ou com produtos derivados. O avanço refere-se à inclusão de coliformes termotolerantes para os dois tipos de biossólidos, à ausência de *Salmonella* em 10gST e à limitação da densidade de ovos viáveis de helmintos em biossólido classe B (<10 ovos viáveis/gST). Provavelmente, foram consideradas a baixa dose infectante, a alta persistência atribuída aos ovos de helmintos e a alta capacidade de resistência de *Salmonella* e coliformes termotolerantes.

Os biossólidos ou produtos derivados de lodos de esgotos com metais pesados em concentrações superiores aos estabelecidos no Artigo 11 da Resolução 375/06 do CONAMA (BRASIL, 2006a) não são aceitáveis para aplicação agrícola (Tabela 1.27). O Brasil tem avançado em relação aos limites dos metais pesados, inserindo bário e selênio e reduzindo os valores limites para cromo, molibdênio, níquel e chumbo, comparando-se com a legislação de outros países (EUA e México) (Tabela 1.27), o que previne o incremento desses metais pesados em solos brasileiros.

**Tabela 1.27:** Concentrações limites de metais pesados para biossólidos segundo legislação de diferentes países.

Metal pesado (mg/KgST)	Brasil <sup>(1)</sup>	EUA <sup>(2)</sup>	EU <sup>(3)</sup>	França <sup>(4)</sup>	México <sup>(5)</sup>	
					Excelente	Bom
Arsênico	41	75	NE	NE	41	75
Bário	1300	NE	NE	NE	NF	NF
Cádmio	39	85	20-40	3	39	85
Cobre	1500	4300	1000-1750	600	1500	4300
Chumbo	150	840	750-1200	150	300	840
Cromo	1000	NE	NE	300	1200	3000
Mercúrio	17	57	16-25	2	17	57
Molibdênio	50	75	NE	NE	NE	NE
Níquel	420	420	300-400	100	420	420
Selênio	100	100	NE	NE	NE	NE
Zinco	2800	7500	2500-4000	1500	2800	7500

NE- Não específica

**Fonte:** <sup>(1)</sup> Brasil (2006); <sup>(2)</sup> USEPA (1993); <sup>(3)</sup> EU (1986); <sup>(4)</sup> EEC (2001); <sup>(5)</sup> México (2002).

Para reduzir a atratividade de vetores pelos lodos de esgotos, a Resolução 380/06 do CONAMA (BRASIL, 2006b) estabelece o tratamento por digestão anaeróbia e aeróbia; compostagem, estabilização química, secagem, aplicação superficial e incorporação no solo, além de critérios para cada tipo de tratamento. A Resolução 375/06 do CONAMA proíbe a utilização dos lodos de esgotos ou produtos derivados de qualquer classe em pastagens, cultivos de olerícolas, tubérculos e raízes e culturas inundadas e em culturas, cujas partes comestíveis entrem em contato com o solo. O uso de biossólido classe B é restrito ao cultivo de café, à silvicultura, à produção de fibras e óleos com a aplicação mecanizada em sulcos ou covas, devendo ser respeitadas as restrições previstas na resolução (BRASIL, 2006a).

A legislação nacional e internacional que disciplina o uso de biossólidos tem avançado nos últimos dez anos e mostra-se coerente com o aspecto: condições ambientais e sobrevivência de microrganismos patogênicos, no entanto, algumas lacunas observadas requerem investimentos em pesquisas voltadas ao conhecimento das características dos lodos de esgotos, dos impactos negativos e no desenvolvimento de tecnologias de baixo custo, fácil operação e manutenção e com alta eficiência de estabilização e higienização. Devem ser definidos os riscos relativos à saúde pública e de acumulação de metais pesados durante os vários usos dos biossólidos.

## **2.0. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1. Caracterização da pesquisa**

O trabalho foi realizado no período de agosto de 2005 a junho de 2008 nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas, no estado da Paraíba, tomando por base os princípios da pesquisa experimental (MARCONI e LAKATOS, 1999; BENINCASA, 1988) e da pesquisa participante (THIOLLENT, 1998; JIMÉNEZ-DOMINGUEZ, 1994). A escolha desses municípios teve por critérios: residências na área urbana com esgotos encaminhados ao tanque séptico de uso coletivo, número de habitantes, localização na região semi-árida e aceitabilidade da administração pública. Esta última foi fundamental para a autorização da abertura dos tanques sépticos para coleta dos lodos, uma vez que esses se encontravam completamente vedados.

A pesquisa experimental foi realizada na EXTRABES - Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários e no laboratório do PROSAB – Programa de Saneamento Básico, da Universidade Federal de Campina Grande e da Universidade Estadual da Paraíba, localizados no bairro do Tambor, em Campina Grande-PB (latitude: 7° 13' 50"; longitude: 35° 52' 52", a 551 m acima do nível do mar).

A pesquisa participante desenvolvida nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas envolveu educadores, líderes comunitários, gestores municipais, profissionais da saúde e sindicatos e associações, observando-se a especificidade de cada município.

### **2.2. Caracterização da área de estudo**

O município de Cabaceiras (latitude: 7° 29' 20"; longitude: 36° 17' 14", a 388m acima do nível do mar) localiza-se na mesorregião da Borborema e na microrregião do Cariri Oriental (Figura 2.01), apresenta uma população de 4.907 habitantes, 41% situam-se na zona urbana, 2.011 habitantes (BRASIL, 2007a). A coleta de esgotos atende a 80% dos domicílios (CABACEIRAS, 2005). A maior parte dos esgotos domiciliares da zona urbana é coletada por dois tanques sépticos coletivos. A coleta municipal de resíduos sólidos domiciliares é realizada diariamente por um trator adaptado. A prefeitura



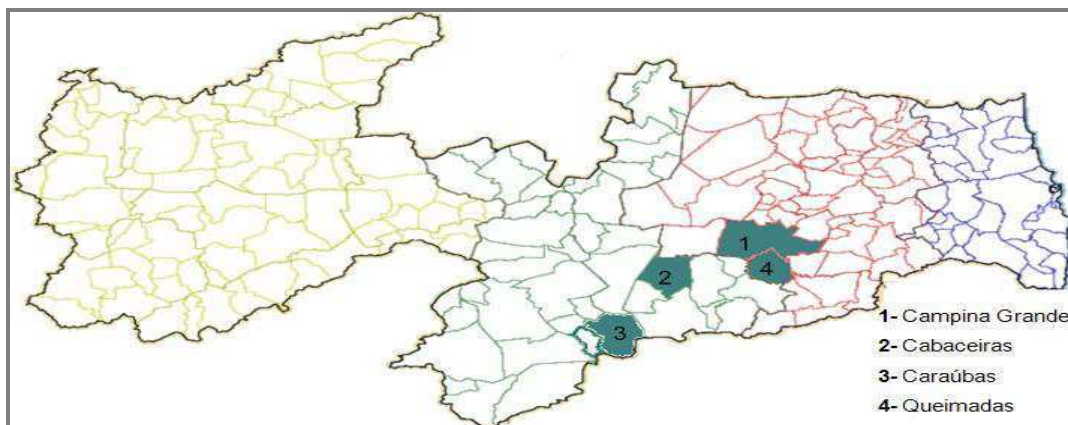
disponibiliza coletores de borracha de uso coletivo, os quais são dispostos em pontos estratégicos das ruas, em geral, são seis coletores por rua.

O município de Caraúbas (latitude: 7° 43' 36"; longitude: 36° 29' 32", a 451m acima do nível do mar) situa-se na mesma região de Cabaceiras (Figura 2.01); registra 3.824 habitantes, 31% na zona urbana, 1.175 habitantes (BRASIL, 2007a). A coleta de esgotos, igualmente a Cabaceiras, atende 80% dos domicílios. Conta com dois tanques sépticos de uso coletivo, para os quais são encaminhados os esgotos domiciliares coletados na zona urbana. Em Caraúbas são colocados coletores em pontos estratégicos da área urbana, o que favorece a disposição dos resíduos à porta das residências. Estes são coletados diariamente usando um trator adaptado.

O município de Queimadas (latitude: 7° 21' 30"; longitude: 35° 53' 54", a 450m acima do nível do mar) localiza-se no Planalto da Borborema, na microrregião de Queimadas e na mesorregião Agreste Paraibano (Figura 2.01); conta com 38.883 habitantes, 47% na zona urbana, 18.275 habitantes (BRASIL, 2007a). No município apenas 40% dos domicílios contam com a coleta de esgoto. Deste total, 25% lançam os esgotos "in natura" no meio ambiente (solo e corpos aquáticos); 75% restantes dos domicílios possuem tanques sépticos unifamiliares (QUEIMADAS, 2001). O único tanque séptico coletivo existente no município situa-se no conjunto Mariz próximo ao centro urbano. Os resíduos sólidos domiciliares são coletados três vezes por semana por um carro tipo caçamba.

Em Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas, os resíduos sólidos coletados são encaminhados ao lixão do respectivo município, sem nenhuma seleção prévia. Todos localizados próximos ao centro urbano. Não foram identificados programas ou projetos voltados à gestão dos lodos de esgotos e dos resíduos sólidos em nenhum dos municípios estudados.

A Figura 2.01 apresenta a localização dos municípios de Campina Grande, Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas no mapa do estado da Paraíba.



**Figura 2.01:** Localização dos municípios de Campina Grande (1), Cabaceiras (2), Caraúbas (3) e Queimadas (4) no mapa da Paraíba.

## 2.3. Caracterização de lodos de tanques sépticos coletivos

### 2.3.1. Coleta de lodos de tanques sépticos coletivos

Os lodos foram coletados em diferentes câmaras de tanques sépticos coletivos localizados nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas, utilizando-se de uma bomba de sucção no período de agosto a outubro de 2006.

Nas câmaras coletou-se uma amostra composta de lodos, a partir de dez amostras simples retiradas de pontos distintos. O procedimento foi realizado três vezes, constituindo-se três amostras compostas por câmara, totalizando 24 amostras no tanque séptico de Cabaceiras, nove amostras em Caraúbas e três em Queimadas. O número de amostra diferenciada decorreu das características construtivas distintas dos tanques sépticos estudados.

### 2.3.2. Características dos tanques sépticos coletivos

O tanque séptico coletivo situado em Cabaceiras-PB, construído em 1998, constitui-se de oito câmaras chicanadas, com as seguintes dimensões: 14m de comprimento, 11m de largura e 2,80m de profundidade, com capacidade volumétrica de 431 m<sup>3</sup>, sendo seguido por um filtro anaeróbio de 8m de comprimento e 9m de largura, e profundidade de 1,80m (Figura 2.02; Tabela 2.01).

De acordo com a administração municipal de Cabaceiras, 80 domicílios lançam os seus esgotos para esse tanque séptico. No momento da pesquisa não havia registro de manutenção do sistema.

Na Tabela 2.01 são apresentadas as características dos tanques sépticos estudados nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas, no estado da Paraíba.

**Tabela 2.01:** Características dos tanques sépticos coletivos estudados em Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas, no estado da Paraíba. 2006.

Características	Tanque séptico coletivo		
	Cabaceiras	Caraúbas	Queimadas
Número de ligações	80	60	60
Número de contribuintes	400	180	180
Tempo de detenção hidráulica (dia)	8	2	-
Vazão (m <sup>3</sup> /dia)	40	18	18
Volume útil (m <sup>3</sup> )	313	38	0

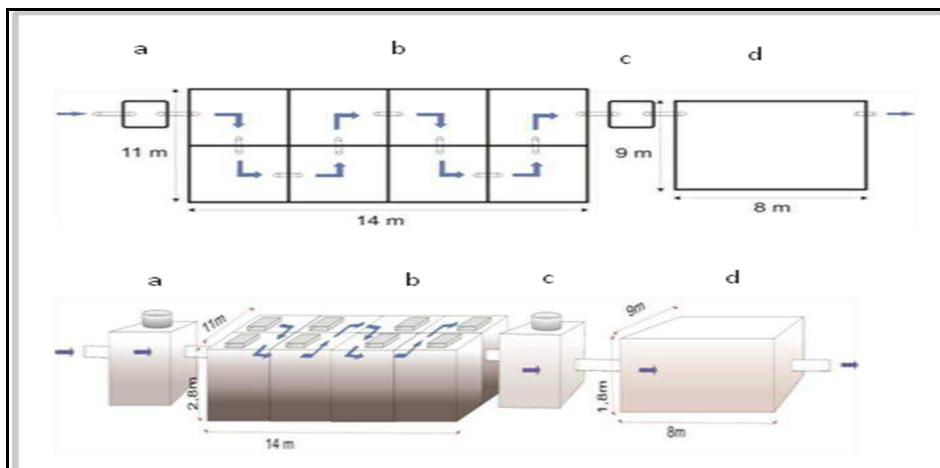
O tanque séptico coletivo situado em Caraúbas-PB, construído no ano 2000, apresenta três câmaras, com as dimensões de 9,20m de comprimento, 4,30m de largura e profundidade de 2,30m e com capacidade volumétrica de 91 m<sup>3</sup> (Figura 2.03; Tabela 2.01). O efluente segue para um filtro anaeróbio de 5,0m de comprimento, 4,30m de largura e profundidade de 2,30m.

Segundo a administração municipal de Caraúbas, o tanque séptico recebe esgoto de 60 domicílios e não foi registrada limpeza periódica nesse sistema no momento da pesquisa.

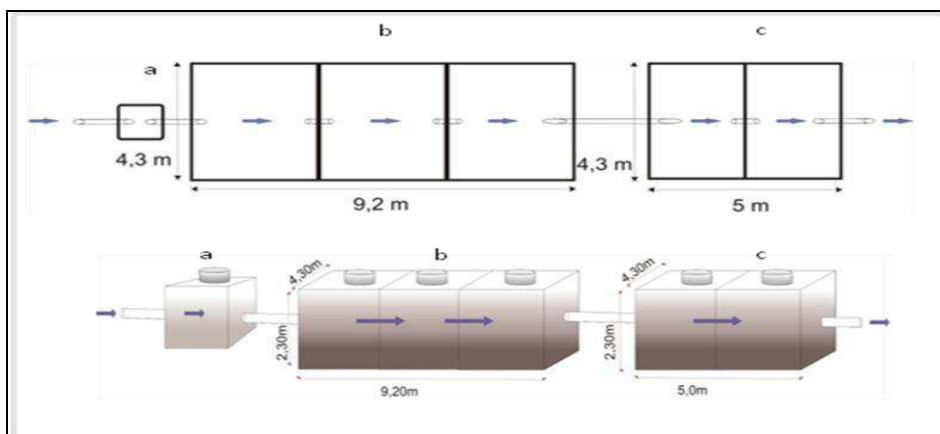
O tanque séptico coletivo localizado em Queimadas-PB, construído em 1998, compõe-se de duas câmaras com 6,0m de comprimento, 3,00m de largura e 2,30m de profundidade, com capacidade volumétrica de 41 m<sup>3</sup> (Figura 2.04; Tabela 2.01). O efluente passa para um filtro anaeróbio com 4,80m de comprimento, 2,80m de largura e 3,00m de profundidade.

A falta de limpeza no tanque séptico coletivo situado em Queimadas acarretou a acumulação de um volume de lodo considerável (53,32m<sup>3</sup>), exaurindo o volume útil do sistema e provocando o extravasamento. Desse modo, só foi possível coletar lodos na segunda câmara do referido tanque séptico.

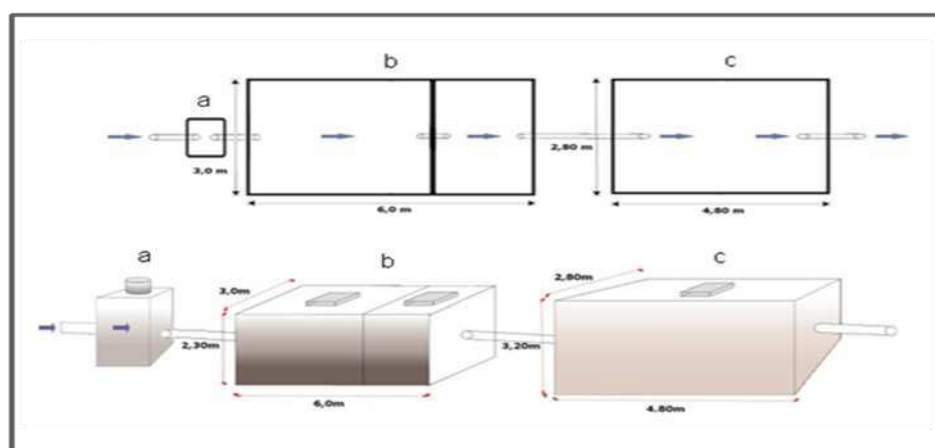
As Figuras 2.02 a 2.04 apresentam os desenhos esquemáticos projetados para os tanques sépticos coletivos de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas, no estado da Paraíba.



**Figura 2.02:** Desenho esquemático projetado para o tanque séptico coletivo de Cabaceiras-PB. **a:** caixa de areia **b:** tanque séptico **c:** pré-filtro anaeróbio **d:** filtro anaeróbio câmara única



**Figura 2.03:** Desenho esquemático projetado para o tanque séptico coletivo de Caraúbas-PB. **a:** caixa de areia **b:** tanque séptico com três câmaras **c:** filtro anaeróbio com duas câmaras



**Figura 2.04:** Desenho esquemático projetado para o tanque séptico coletivo de Queimadas-PB. **a:** caixa de areia **b:** tanque séptico com duas câmaras **c:** filtro anaeróbio com câmara única.

Levando-se em consideração que não houve limpeza nos tanques sépticos estudados, calculou-se o volume acumulado de lodos nos últimos cinco anos pela Equação 2.01 (ABNT, 1993; Chernicharo, 1997; Metcalf e Eddy, 2003), a produção volumétrica de lodo pela Equação 2.02 (ABNT, 1993; Chernicharo, 1997; Metcalf e Eddy, 2003). Em seguida, efetuou-se a estimativa de produção diária por habitante, utilizando-se da Equação 2.03.

$$V_L = N \cdot L_f (R_d \cdot T_d + R_a \cdot T_a) \quad (2.01)$$

Onde

$V_L$ : Volume do lodo acumulado ( $m^3$ ).

N: Número de contribuintes (hab).

$L_f$ : Contribuição de lodo fresco ( $L \cdot hab^{-1} \cdot dia^{-1}$ ) (NBR 7229/93)

$R_d$ : Redução de lodo por adensamento, 50% (NBR 7229/82)

$T_d$ : Tempo de digestão (dia).

$R_a$ : Redução do lodo armazenado, 15% (OLIVEIRA, 1983)

$T_a$ : Tempo de retirada do lodo (dia).

$$P_{\text{lodo}} = V_{\text{lodo}} \cdot Y \cdot C \quad (2.02)$$

Onde

$P_{\text{lodo}}$ : Produção volumétrica de lodo ( $kg/m^3$ )

$V_{\text{lodo}}$ : Volume do Lodo ( $kg/m^3$ )

Y: Densidade de lodo,  $1,030 kg/m^3$

C: Concentração de lodo (%)

$$P_d = P_{\text{lodo}} / N \quad (2.03)$$

Onde

$P_d$ : Produção diária por habitante ( $Kg/hab \cdot dia$ )

$P_{\text{lodo}}$ : Produção volumétrica de lodo ( $Kg/m^3$ )

N: Número de habitantes

Por último, calculou-se a densidade relativa de lodos coletados em diferentes câmaras dos tanques sépticos estudados, conforme Equação 2.04.

$$\frac{C_{ST}}{P_{ST} \cdot \gamma_{AG}} = \frac{C_{SF}}{P_{SF} \cdot \gamma_{AG}} + \frac{C_{SV}}{P_{SV} \cdot \gamma_{AG}} \quad (2.04)$$

$C_{st}$  : concentração de sólidos totais no lodo (kg/m<sup>3</sup>)

$C_{sf}$  : concentração de sólidos fixos no lodo (kg/m<sup>3</sup>)

$C_{sv}$  : concentração de sólidos voláteis no lodo (kg/m<sup>3</sup>)

$P_{st}$  : densidade relativa dos sólidos totais

$P_{sf}$  : densidade relativa dos sólidos fixos

$P_{sv}$  : densidade relativa dos sólidos voláteis

$\gamma_{AG}$  : Peso específico da água (1000kg/m<sup>3</sup>)

### 2.3.3. Caracterização física, química e sanitária dos lodos coletados

As características físicas, químicas e sanitárias dos lodos coletados foram avaliadas de acordo com as recomendações do Standard Methods for Examination of the Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF, 1998), exceto para carbono orgânico total (COT) e demanda química de oxigênio (DQO), adotando-se os métodos indicados no Quadro 2.01.

**Quadro 2.01:** Métodos utilizados para caracterização física, química e sanitária dos lodos dos tanques sépticos coletivos nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Agosto a novembro de 2006.

Parâmetros	Métodos Utilizados
Umidade (%)	Gravimétrico
pH (unidade)	Potenciométrico
Sólidos totais voláteis-STV (%ST)	Gravimétrico
Carbono Orgânico Total -COT (%ST)	Kiehl (1998) (1,8xSTV)
Demanda Química de Oxigênio-DQO (mg/g)	Kiehl (1998) (26,66xCOT)
Nitrogênio total - NTK (%ST)	Método semi-micro Kjeldhal com digestão.
Fósforo total -P(%ST)	Espectrofotométrico com ácido ascórbico e digestão em persulfato de amônio
Potássio-K(%ST)	Fotometria de chama
Ovos de helmintos (Ovos/gST)	Meyer (1978) modificado

Para análise de ovos de helmintos, seguiram-se as modificações aplicadas à técnica Meyer (1978).

A ausência de um método de avaliação de ovos helmintos aceita universalmente e a necessidade de monitoramento nas diferentes fases de co-compostagem, motivaram a investigação de um método adequado para este fim. Após investigação exaustiva (setembro a dezembro de 2005), verificou-se que o Meyer (1978) com modificações, permitia a análise de ovos de helmintos em lodos de tanques sépticos, em resíduos sólidos orgânicos, no substrato em diferentes momentos do processo de co-compostagem e no composto, com eficiência considerável. Este método tem como princípio básico a recuperação de ovos de helmintos por meio de lavagem, sedimentação por centrifugação, flotação e filtração. As modificações referem-se à preparação da amostra: peso da amostra (25g) e lavagens prévias com solução de água sanitária a 50%. Para análise de resíduos orgânicos e dos substratos adotou-se a filtração dupla por filtro de nylon, para garantir o máximo de recuperação de ovos de helmintos. As análises dos resíduos retidos no filtro de nylon mostraram que após a segunda filtração, não são encontrados ovos de helmintos.

A análise da viabilidade de ovos de helmintos foi executada por meio da técnica de coloração rápida, utilizando-se de solução de safranina a 0,1%. A técnica baseia-se no uso de corante biológico para detectar as trocas de permeabilidade da membrana vitelina dos ovos. Um ovo viável é impermeável a certos tipos de corantes, o que impossibilita a coloração (NEVES, 2005; ZERBINI *et al.*, 1999).

## **2.4. Caracterização dos resíduos sólidos domiciliares**

### **2.4.1. Caracterização gravimétrica**

Os resíduos sólidos domiciliares foram coletados na fonte geradora no período de setembro a novembro de 2006, em três semanas consecutivas e dias alternados: segunda, quarta e sexta-feira (SILVA *et al.*, 2002). Em cada dia de coleta, os resíduos foram recolhidos à porta das famílias cadastradas, pesados na totalidade, em seguida, separados de acordo com a Resolução nº 275/2001 do CONAMA (BRASIL, 2001): papel, plástico, metal, madeira, matéria orgânica, vidro, não reciclável e outros. Os resíduos de madeira, isopor, tecidos e de borracha foram classificados como outros. O peso médio de resíduo coletado representou a quantidade de resíduos gerada diariamente.

A partir da produção *per capita* (kg/habitante.dia), estimou-se a média de produção diária (t/dia) para cada município.

O cadastramento das famílias foi norteado por três aspectos: localização (ruas ou avenidas distintas), esgoto ligado ao tanque séptico coletivo e interesse prévio de participar do projeto (Tabela 2.02). Este antecedeu tanto, a coleta dos resíduos sólidos, como a de lodos de tanques sépticos coletivos nos três municípios (junho a julho de 2006).

Seguindo a tendência nacional de redução do número de pessoas por famílias (BRASIL, 2008a; SILVA e HASENBALG, 2002) e expondo a característica da sociedade contemporânea (CARVALHO e ALMEIDA, 2003), em Cabaceiras, as famílias apresentam em média, cinco pessoas; em Caraúbas e Queimadas, três pessoas. A maioria das famílias envolvida neste estudo apresentou renda média inferior a três salários mínimos.

Em Queimadas, local onde foram coletados os resíduos sólidos orgânicos para instalação do experimento de co-compostagem, foram cadastradas 30 famílias, cujas residências estavam conectadas ao tanque séptico coletivo e 50 famílias situadas em bairro próximo ao conjunto Mariz, cujos esgotos não eram encaminhados ao tanque séptico coletivo, em função da quantidade de resíduos sólidos orgânicos necessária à instalação do experimento de co-compostagem. Na Tabela 2.02 é exposto o universo amostral para os municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas.

**Tabela 2.02:** Organização do universo amostral tomando-se por base o número de ligações para o tanque séptico coletivo de cada município. Paraíba. 2006.

<b>Descrição</b>	<b>Cabaceiras</b>	<b>Caraúbas</b>	<b>Queimadas</b>
Nº de ligações para o tanque séptico	80	60	60
Nº de famílias investigado	30	30	30
Tamanho da amostra (%)	38	50	50

#### **2.4.2. Caracterização física, química e sanitária dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares**

Para a caracterização física, química e sanitária foram recolhidas três amostras compostas por município, resultantes de dez frações de resíduos sólidos orgânicos coletadas nas residências. As análises físicas e químicas



seguiram as recomendações do Standard Methods for Examination of the Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF, 1998), exceto para carbono orgânico total- COT e demanda química de oxigênio –DQO (Quadro 2.01).

A análise sanitária dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares limitou-se à identificação e à quantificação de ovos de helmintos. Estes são considerados importantes à avaliação da qualidade sanitária de compostos, em particular têm maior sobrevivência que as bactérias indicadoras de contaminação fecal - coliformes termotolerantes ou fecais e *Escherichia coli* (METCALF e EDDY, 2003; SILVA *et al.*, 2001). A quantificação e identificação de ovos de helmintos seguiram o método Meyer (1978) com as modificações relatadas no item 2.3.3.

## **2.5. Atividades de Educação Ambiental realizadas nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas-PB.**

As atividades de Educação Ambiental foram realizadas dentro do princípio da pesquisa participante (Quadro 2.02), no sentido de sensibilizar e mobilizar os gestores municipais, as famílias e os líderes locais para a viabilização do projeto e possibilitar a superação do preconceito relacionado ao uso de produtos originados de esgotos.

**Quadro 2.02:** Atividades de Educação Ambiental realizadas em Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Agosto de 2005 a junho de 2008.

<b>Atividades</b>	<b>Objetivos</b>
Visita aos municípios	Reconhecer a área objeto de estudo e agendar contato com os gestores municipais.
Contato com os gestores municipais	Apresentar o projeto e discutir a viabilidade de desenvolvê-lo no município.
Identificação dos líderes comunitários locais	Identificar os líderes comunitários e receber apoio para o desenvolvimento do projeto.
Visitas às escolas municipais do Ensino Fundamental	Apresentar e divulgar o projeto para a comunidade escolar
Reunião com os líderes comunitários e com os educadores	Apresentar o projeto e discutir a viabilidade de desenvolvê-lo no município; organizar o planejamento de visitas às famílias.
Visita e contato com as famílias	Realizar diagnóstico por meio de observação direta e aplicação de entrevista semi-estruturada; cadastrar as famílias para participarem do projeto; identificar a percepção referente ao uso de composto originado de esgotos

**Quadro 2.02:** Atividades de Educação Ambiental aplicadas nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas, no estado da Paraíba, no período de agosto de 2005 a junho de 2008 (Continuação).

<b>Atividades</b>	<b>Objetivos</b>
Visita e contato com os secretários de Saúde, de Obras, Educação e de Agricultura	Ampliar o apoio à realização do projeto; identificar dados construtivos referentes aos tanques sépticos; verificar as políticas públicas relacionadas ao esgotamento sanitário e gerenciamento de resíduos sólidos através de entrevistas semi-estruturadas e de análise aos documentos oficiais.
Apresentação dos resultados referentes ao diagnóstico socioambiental	Iniciar o processo de sensibilização e mobilização a partir da discussão do diagnóstico socioambiental e organizar o planejamento para a coleta dos resíduos sólidos.
Encontros com profissionais da educação e da saúde	Motivar o envolvimento dos profissionais da educação e da saúde em eventos de sensibilização e mobilização.
Promoção de eventos: seminários, palestras e oficinas	Promover o processo de sensibilização e mobilização para a disposição e aquisição dos resíduos sólidos previamente selecionados pelas próprias famílias.
Utilização dos meios de comunicação de massa: rádio e jornal e de outros instrumentos de divulgação	Possibilitar o processo de sensibilização e de mobilização para a disposição e aquisição dos resíduos sólidos selecionados pelas famílias.
Apresentação dos resultados referentes à caracterização dos lodos e dos resíduos sólidos.	Apresentar e discutir os resultados referentes à caracterização dos lodos coletados nos tanques sépticos e dos resíduos sólidos; despertar para os problemas decorrentes da falta de gerenciamento dos lodos e dos resíduos sólidos; possibilitar o processo de sensibilização e de mobilização para aquisição dos resíduos orgânicos previamente selecionados para instalação do experimento de co-compostagem.
Apresentação dos resultados referentes ao experimento de co-compostagem	Apresentar e discutir os resultados referentes ao experimento; expor os compostos resultantes; identificar possíveis mudanças decorrentes do processo de sensibilização e concluir o projeto.

## **2.6. Co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares**

### **2.6.1. O Sistema Experimental**

O sistema experimental consistiu de quatro tratamentos (T) com três repetições (R), totalizando 12 reatores aeróbios de polietileno de cor preta, de

configuração cilíndrica com capacidade volumétrica unitária de 100L, diâmetro de 1,56m, altura 0,70m e disposição casualizada.

Para montagem do experimento foram coletados 200 kg de lodos dos tanques sépticos de Cabaceiras e Caraúbas e uma tonelada de resíduos sólidos orgânicos nas residências em Queimadas. A opção por Queimadas decorreu da quantidade de resíduos orgânicos necessária para montagem do experimento, à facilidade de acesso e de transporte.

Os lodos foram submetidos ao pré-tratamento por meio de secagem natural em uma caixa cilíndrica de amianto, durante 30 dias, objetivando alcançar o teor de umidade próximo a 70% (Figura 2.05). Os resíduos orgânicos domiciliares também passaram pelo pré-tratamento, trituração, visando obter a granulometria ideal à co-compostagem.



**Figura 2.05:** Condições de secagem dos lodos coletados nos tanques sépticos coletivos de Cabaceiras e Caraúbas, Paraíba. Setembro a outubro de 2006.

Cada reator foi alimentado com 50 kg de substrato e recebeu composição variável em função do tratamento (Quadro 2.03; Figura 2.06). O substrato foi formado por lodos de tanques sépticos coletivos e resíduos sólidos orgânicos. Estes foram constituídos por resíduos sólidos orgânicos domiciliares, folhas e compostos resultantes do experimento de calibração. Restos de alimentos, cascas de frutas e de verduras compuseram os resíduos sólidos orgânicos domiciliares.

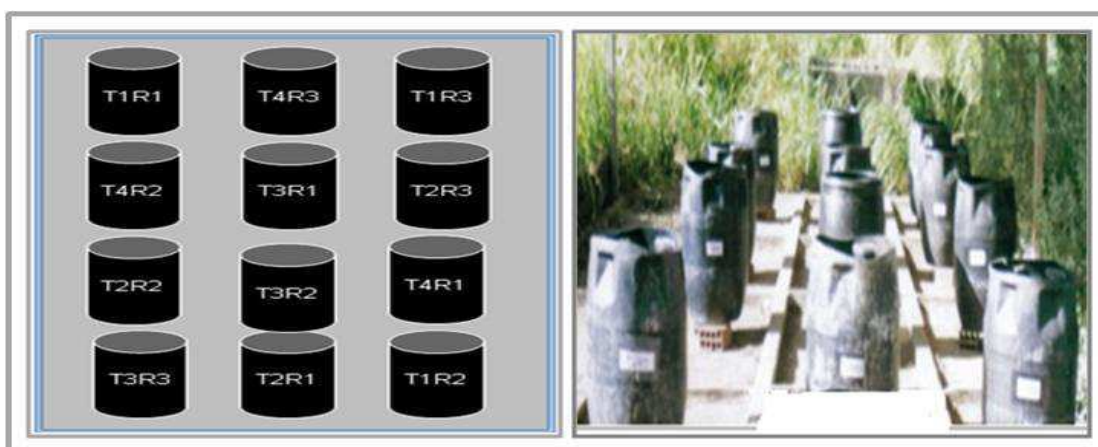
O experimento de calibração efetivado no período de janeiro a abril de 2006 compreendeu três tratamentos de lodos de tanque séptico unifamiliar por

co-compostagem com resíduos sólidos orgânicos, nas proporções 00%, 05% e 10% de lodos, com três repetições, totalizando nove reatores aeróbios com capacidade volumétrica unitária de 100L, construídos de polietileno, formato cilíndrico e disposição totalmente casualizada. Cada reator recebeu 33,8 kg de substrato. Foram adicionados aos resíduos sólidos orgânicos 10% de material estruturante. O estruturante correspondeu a resíduos sólidos orgânicos vegetais expostos à secagem natural durante quinze dias, para a redução do teor de umidade. O lodo de esgoto sanitário utilizado no experimento de calibração foi coletado de tanque séptico unifamiliar localizado na cidade de Campina Grande-PB. Os resíduos sólidos orgânicos foram recolhidos no mercado público central e na EMPASA (Empresa Paraibana de Alimentos e Serviços Agrícolas), ambos localizados da cidade de Campina Grande – PB.

No Quadro 2.03 é apresentada a proporção de lodos de tanques sépticos utilizada nos diferentes tratamentos. Na Figura 2.06 expõe-se a disposição dos reatores.

**Quadro 2.03:** Fração de lodos de tanques sépticos coletivos utilizada para os diferentes tratamentos de co-compostagem com resíduos sólidos orgânicos. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Tratamentos	Lodo de tanque séptico (%)	Resíduos sólidos orgânicos (%)
Tratamento (T1)	00	100
Tratamento (T2)	10	90
Tratamento (T3)	20	80
Tratamento (T4)	30	70



**Figura 2.06:** Disposição casualizada dos reatores para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

A composição do substrato para os diferentes tratamentos foi selecionada a partir dos resultados obtidos no experimento de calibração, os quais mostraram que tratamentos com 00%, 05% e 10% de lodos de tanque séptico não apresentaram diferenças significativas em nível de significância de 5%, aplicando-se o teste Tukey. Utilizaram-se também os resultados obtidos das Equações 2.05 e 2.06 (KIEHL, 1998). Estas equações permitiram iniciar os tratamentos com umidade próxima daquela sugerida na literatura, propiciando, dessa maneira, o desempenho dos reatores (Tabela 2.03), além de dispensar a secagem prévia dos resíduos sólidos orgânicos, uma vez que o experimento de calibração mostrou a sua inviabilidade. Destaca-se que ao aplicar as Equações 2.05 e 2.06, considerou-se a possibilidade de perda de teor de umidade durante a instalação dos tratamentos, em torno de 15%.

$$TU_{\text{substrato}} = U_A(P_A) + U_B(P_B) + U_C(P_C) + U_D(P_D) / (P_A) + (P_B) + (P_C) + (P_D) \quad (2.05)$$

Onde

$TU_{\text{substrato}}$ : Teor de umidade do substrato

$U_A$ : Teor de umidade do substrato A, resíduos orgânicos domiciliares

$U_B$ : Teor de umidade do substrato B, folhas

$U_C$ : Teor de umidade do substrato C, composto

$U_D$ : Teor de umidade do substrato D, lodo de tanque séptico coletivo

$P_A$ : peso do substrato A, resíduos orgânicos domiciliares

$P_B$ : peso do substrato B, folhas

$P_C$ : peso do substrato C, composto

$P_D$ : peso do substrato D, lodo de tanque séptico coletivo

$$C/N_{\text{co-substrato}} = C/N_A(P_A) + C/N_B(P_B) + C/N_C(P_C) + C/N_D(P_D) / P_A + (P_B) + (P_C) + (P_D) \quad (2.06)$$

Onde

$C/N_{\text{co-substrato}}$ : relação carbono nitrogênio do substrato

$C/N_A$ : relação carbono nitrogênio do substrato A, resíduos orgânicos domiciliares

$C/N_B$ : relação carbono nitrogênio do substrato B, folhas

$C/N_C$ : relação carbono nitrogênio do substrato C, composto

$C/N_D$ : relação carbono nitrogênio do substrato D, lodo de tanque séptico

$P_A$ : peso do substrato A, resíduos orgânicos domiciliares

$P_B$ : peso do substrato B, folhas

$P_C$ : peso do substrato C, composto

$P_D$ : peso do substrato D, lodo de tanque séptico

Na Tabela 2.03 apresenta-se a constituição dos substratos, os teores de umidade e a relação C/N calculados para os diferentes tratamentos.

**Tabela 2.03:** Constituição dos substratos, os teores de umidade e relação C/N calculados para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Tratamentos	Substrato (kg)					Valores calculados	
	A	B	C	D	Total	Umidade (%)	C/N
T1 (00% de lodos)	42,5	5,0	2,5	0,0	50,0	69,4	22,1
T2 (10% de lodos)	37,0	5,0	3,0	5,0	50,0	68,9	20,4
T3 (20% de lodos)	31,0	5,0	4,0	10,0	50,0	68,1	19,8
T4 (30% de lodos)	25,0	5,0	5,0	15,0	50,0	67,3	18,6

### 2.6.2. Monitoramento do Sistema Experimental

O sistema experimental foi monitorado diariamente durante 91 dias, sempre no mesmo horário, às 14 horas, por meio de aferição de temperatura, utilizando-se de termômetro de haste de mercúrio e por observação direta. A escolha do horário decorreu da montagem do sistema experimental. A aferição de temperatura ocorreu em três pontos da massa de substrato: superfície, centro e base, para a qual foram perfurados seis furos no centro (altura: 35cm) e seis próximos à base (altura: 5cm) de cada reator.

Durante as observações diárias foram analisadas a diversidade dos mesoinvertebrados participantes do processo de co-compostagem, as condições de umidade e as possíveis modificações ocorridas.

A aeração dos reatores ocorreu com periodicidade, três vezes por semana, em dias previamente definidos (terça-feira, quinta-feira e sábado) e consistiu de reviramento manual dos substratos, utilizando-se de instrumentos agrícolas adaptados (estrovenga, pá e cabo de enxada). O reviramento foi executado após a aferição da temperatura. A coleta das amostras para as

análises semanais aconteceu no momento do reviramento. Ressalta-se que as perfurações aplicadas nos reatores também objetivaram propiciar a aeração natural dos reatores.

Para a quantificação e a identificação dos mesoinvertebrados nas diferentes fases, desenvolveu-se um método de captura manual, catação, identificação e contagem (CIC).

O método consistia em retirar dez amostras do substrato em diferentes pontos do substrato, homogeneizá-las, formando uma amostra composta e dela se retiravam 25g. Nessa amostra composta realizou-se a catação manual, seguido à identificação e à contagem dos indivíduos por classe.

Para a conclusão dos experimentos executou-se o peneiramento duplo da massa final e a classificação do composto. No primeiro momento, utilizou-se uma peneira de 4mm, em seguida, uma peneira de 2mm; tendo como produto final dois tipos de composto: farelo e pó (BRASIL, 2005), além do rejeito (Figura 2.07).

Os parâmetros analisados e os métodos aplicados são apresentados no Quadro 2.04 e na Figura 2.07 são mostradas ilustrações referentes aos compostos tipo pó e farelo, como também do rejeito.

**Quadro 2.04:** Método e freqüência de análise dos parâmetros físico, químicos e biológicos dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Parâmetros	Freqüência	Método Utilizado
Temperatura	Diária	Termômetro de mercúrio
Umidade (%)	Semanal	Gravimétrico
pH (unidade)	Semanal	Potenciométrico
Sólidos Totais voláteis-STV (%ST)	Semanal	Gravimétrico
Carbono orgânico Total-COT (%ST)	Semanal	Kiehl (1998)
Demanda Química de Oxigênio-DQO (mg/g)	Semanal	Kiehl (1998)
Nitrogênio Kjeldahl - NTK (%ST)	Semanal	Método Kjeldhal com digestão.
Fósforo Total -P(%ST)	Semanal	Espectrofotométrico com ácido ascórbico e digestão em persulfato de amônio
Potássio-K(%)	Semanal	Fotometria de chama
Ovos de helmintos (ovos/gST)	Semanal	Meyer (1978) modificado
Mesoinvertebrados (indivíduos/gST)	Semanal	Catação, identificação e contagem (CIC)



**Figura 2.07:** Compostos tipo pó e farelo e o rejeito originado da co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

### 2.6.3. Avaliação da qualidade do composto orgânico

Para conhecer a qualidade dos compostos resultantes dos diferentes tratamentos foram avaliadas as concentrações dos macronutrientes primários: N, P, e K; macronutrientes secundários: Ca, Mg e S; micronutrientes: Fe, B, Mn e Zn e metais pesados: Pb, Cd, Cr e Cu. Essa classificação de macro e micronutrientes tem por base as indicações de Odum e Barret (2007). As amostras foram encaminhadas para análise ao Laboratório da Universidade Federal da Paraíba, Campus II, Centro de Ciências Agrárias, em Areia-PB, onde foram analisadas utilizando-se dos métodos propostos por Tedesco *et al.* (1995).

A qualidade sanitária foi investigada por meio da análise qualitativa e quantitativa de ovos de helmintos, conforme método já descrito e a concentração de coliformes termotolerantes, usando a técnica de tubos múltiplos (HIGASKINO *et al.*, 2000), com modificações na preparação da amostra: homogeneização de 25g de composto em 225mL de líquido de diluição, para recuperar as bactérias coliformes absorvidas no composto.

### 2.6.4. Testes Biológicos: indicadores de maturidade e de fitotoxicidade aplicados aos compostos originados dos diferentes tratamentos por co-compostagem

Os testes biológicos são recomendados como importantes indicadores de maturidade do composto e do seu potencial efeito negativo às plantas (TAM



e TIQUIA, 1994). As vantagens desses testes compreendem o baixo custo, a sua curta duração e respostas fáceis de avaliar. Um composto ainda instável e/ou que apresente poluentes tóxicos pode inibir a germinação e o desenvolvimento vegetal (KIEHL, 1998).

No entanto, a germinação e o desenvolvimento vegetal podem ser prejudicados por substância que se apresente fora do seu limite de tolerância, conforme a lei de Tolerância de Shelford citada por Odum e Barret (2007), a qual indica que o sucesso de um organismo depende de um complexo de condições. Qualquer condição que se aproxime ou exceda os limites de tolerância é um fator limitante ao desenvolvimento vegetal (ODUM e BARRETT, 2007).

O desenvolvimento dos vegetais também depende da quantidade de material que está presente em quantidade mínima, conforme lei de Liebig (ODUM e BARRETT, 2007). Os metais pesados presentes no composto podem exibir características fitóxicas e seguem as leis de Shelford e do Mínimo de Liebig (ODUM E BARRETT, 2007; CHAGAS, 2000).

Os testes biológicos foram aplicados no período de abril a agosto de 2007, para os quais foram usadas sementes de agrião, pela sua alta sensibilidade (KORNER, 2008; BANEGAS *et al.*, 2007; LU *et al.*, 2008; ASLAM, HORWATH e VANDGHEYNST, 2008; WANG *et al.*, 2004; KIEHL, 1998) e de tomateiro por ser uma cultura de curta duração (LEVY e TAYLOR, 2003).

Para o teste com sementes de agrião (*Nasturtium officinalis*), utilizaram-se 3kg de substrato, 1g de semente e bandejas 38x28x6cm. Kiehl (1998) sugere para o teste com agrião, 10g de sementes. Os testes preliminares (testes de calibração) mostraram que nessa concentração não haveria germinação para nenhum dos tratamentos. Esse resultado foi atribuído ao elevado número de sementes de agrião contido na quantidade sugerida, 10g, que acarretou alta densidade às parcelas instaladas. O número de sementes explica a utilização de agrião como bioindicadora de maturidade e de fitotoxicidade, pois plantas mais vulneráveis adotam como estratégia de continuidade da espécie geração de maior número de semente.

Para o teste com sementes de tomateiro (*Lycopersicum esculentum*), empregaram-se 600g de substrato e cinco sementes por sacos plásticos, parcelas.

Os testes biológicos preliminares foram aplicados com sementes de agrião e tomateiro, usando-se diferentes frações (25%, 50%, 75% e 100%) de compostos originados dos quatro tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares e suas respectivas repetições e dois tipos de compostos comercializados em supermercado do município de Campina Grande-PB: vermicomposto e composto de resíduos vegetais, como controle. Nas parcelas que foram aplicados compostos de origem vegetal obteve-se melhor desempenho tanto, para as sementes de agrião, quanto de tomateiro; optou-se então, em utilizar o composto de origem vegetal comercializado em supermercado do município de Campina Grande, como controle (T<sub>5</sub>).

Os substratos utilizados foram os compostos orgânicos tipo pó, resultantes dos quatro tratamentos e de suas repetições (T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>, T<sub>3</sub> e T<sub>4</sub>) e composto de origem vegetal (T<sub>5</sub>).

Os testes foram realizados com quatro parcelas de 25%, 50%, 75% e 100% de composto na constituição do substrato. O solo utilizado na formação do substrato correspondeu a massame (80%) e areia (20%) extraídos de regiões próximas à Campina Grande (Quadro 2.05).

**Quadro 2.05:** Organização das parcelas relativas aos testes biológicos de maturidade e de fitotoxicidade aplicados aos compostos originados dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Abril a julho de 2007.

T <sub>1</sub>	T <sub>2</sub>	T <sub>3</sub>	T <sub>4</sub>	T <sub>5</sub>
T <sub>1</sub> R <sub>1</sub> (25%)	T <sub>2</sub> R <sub>1</sub> (25%)	T <sub>3</sub> R <sub>1</sub> (25%)	T <sub>4</sub> R <sub>1</sub> (25%)	T <sub>5</sub> (25%)
T <sub>1</sub> R <sub>1</sub> (50%)	T <sub>2</sub> R <sub>1</sub> (50%)	T <sub>3</sub> R <sub>1</sub> (50%)	T <sub>4</sub> R <sub>1</sub> (50%)	T <sub>5</sub> (50%)
T <sub>1</sub> R <sub>1</sub> (75%)	T <sub>2</sub> R <sub>1</sub> (75%)	T <sub>3</sub> R <sub>1</sub> (75%)	T <sub>4</sub> R <sub>1</sub> (75%)	T <sub>5</sub> (75%)
T <sub>1</sub> R <sub>1</sub> (100%)	T <sub>2</sub> R <sub>1</sub> (100%)	T <sub>3</sub> R <sub>1</sub> (100%)	T <sub>4</sub> R <sub>1</sub> (100%)	T <sub>5</sub> (100%)
T <sub>1</sub> R <sub>2</sub> (25%)	T <sub>2</sub> R <sub>2</sub> (25%)	T <sub>3</sub> R <sub>2</sub> (25%)	T <sub>4</sub> R <sub>2</sub> (25%)	
T <sub>1</sub> R <sub>2</sub> (50%)	T <sub>2</sub> R <sub>2</sub> (50%)	T <sub>3</sub> R <sub>2</sub> (50%)	T <sub>4</sub> R <sub>2</sub> (50%)	
T <sub>1</sub> R <sub>2</sub> (75%)	T <sub>2</sub> R <sub>2</sub> (75%)	T <sub>3</sub> R <sub>2</sub> (75%)	T <sub>4</sub> R <sub>2</sub> (75%)	
T <sub>1</sub> R <sub>2</sub> (100%)	T <sub>2</sub> R <sub>2</sub> (100%)	T <sub>3</sub> R <sub>2</sub> (100%)	T <sub>4</sub> R <sub>2</sub> (100%)	
T <sub>1</sub> R <sub>3</sub> (25%)	T <sub>2</sub> R <sub>3</sub> (25%)	T <sub>3</sub> R <sub>3</sub> (25%)	T <sub>4</sub> R <sub>3</sub> (25%)	
T <sub>1</sub> R <sub>3</sub> (50%)	T <sub>2</sub> R <sub>3</sub> (50%)	T <sub>3</sub> R <sub>3</sub> (50%)	T <sub>4</sub> R <sub>3</sub> (50%)	
T <sub>1</sub> R <sub>3</sub> (75%)	T <sub>2</sub> R <sub>3</sub> (75%)	T <sub>3</sub> R <sub>3</sub> (75%)	T <sub>4</sub> R <sub>3</sub> (75%)	
T <sub>1</sub> R <sub>3</sub> (100%)	T <sub>2</sub> R <sub>3</sub> (100%)	T <sub>3</sub> R <sub>3</sub> (100%)	T <sub>4</sub> R <sub>3</sub> (100%)	

Dp. Desvio padrão ; T<sub>1</sub>- 00% de lodos ; T<sub>2</sub>- 10% de lodos; T<sub>3</sub>- 20% de lodos ; T<sub>4</sub>- 30% de lodos; T<sub>5</sub>- composto de resíduos vegetais adquirido em supermercado de Campina Grande-PB.

A avaliação das sementes de agrião foi realizada aplicando-se o índice de massa seca ( $IM_S$ ) usando a Equação 2.07 adaptada de Tam e Tiquia (1994). Para as sementes de tomateiro avaliaram-se o índice de sementes germinado ( $S_G$ ) e o índice de crescimento, pelas Equações 2.08 e 2.09 (TAM e TIQUIA, 1994).

$$IM_S = M_s \cdot 100 / M_c \quad (2.07)$$

Onde

$IM_S$ : Índice de massa seca, (%)

$M_s$ : Massa seca de agrião, (g)

$M_c$ : Massa seca de agrião em composto controle, (g)

$$S_g = S \cdot 100 / S_c \quad (2.08)$$

Onde

$S_G$ : Índice de sementes germinado, (%)

$S$ : Número médio de sementes germinado do tomateiro, (unid)

$S_c$ : Número de sementes germinado em composto controle, (unid)

$$IC = A \cdot 100 / A_c \quad (2.09)$$

Onde

$IC$ : Índice de crescimento, (%)

$A$ : Crescimento médio do tomateiro, (cm)

$A_c$ : Crescimento médio em composto controle, (cm)

## 2.7. Análise Estatística

A possibilidade de correlação entre os parâmetros foi verificada aplicando-se o teste de Pearson. Para testar a homogeneidade entre as variâncias utilizou-se o teste de Levene. A ocorrência de variância entre os diferentes tratamentos foi avaliada aplicando-se o teste de Tukey.

Os parâmetros utilizados para os testes de correlação de Pearson foram: umidade, STV, COT, NTK, temperatura, ovos de helmintos, mesoinvertebrados e pH. De acordo com o teste de Pearson, coeficiente de correlação igual a um ( $r=1$ ) indica correlação perfeita positiva entre duas variáveis. Coeficiente de correlação igual a menos um ( $r=-1$ ) pressupõe a correlação negativa perfeita

entre duas variáveis, e o coeficiente igual a zero, que dizer que as duas variáveis não são dependentes uma da outra (SHIMAKURA, 2006) (Quadro 2.06).

**Quadro 2.06:** Interpretação referente ao coeficiente de correlação (r)

<b>Tipo de correlação</b>	<b>Valor de r</b>
Bem fraca	0,00 a 0,19
Fraca	0,20 a 0,39
Moderada	0,40 a 0,69
Forte	0,70 a 0,89
Muito forte	0,90 a 1,00

**Fonte:** Shimakura (2006)

Para o teste de variância foram usadas as médias dos parâmetros de estabilização: umidade, STV, NTK, temperatura. Em virtude das diferenças observadas entre os níveis de temperatura na base, centro e superfície, optou-se em testar as médias dos valores de temperatura obtidas dos três pontos.

Os dados descritos neste trabalho foram apresentados e analisados tomando por base a média aritmética das repetições para cada tratamento. O grau de dispersão mostrou-se baixo (Desvio padrão) (SANTOS e GHEYI, 2003), exceto para as análises de metais pesados.

### 3.0. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1. Apresentação e Análise dos resultados

##### 3.1.1. Caracterização de lodos de tanques sépticos multicâmaras de uso coletivo

##### 3.1.1.1. Produção e densidade de lodos

A partir dos dados construtivos e aplicando-se as Equações de 2.01 a 2.03, estimou-se para os tanques sépticos investigados, a produção *per capita* média diária de lodos de 0,04 a 0,06kgST/hab.dia (Tabela 3.01) e anual de 14,6 a 21,9kgST/hab.ano. Esta faixa é superior a estimada por Além Sobrinho (2002) para tanques sépticos com limpeza anual (5 a 7kgSTS/hab.ano).

**Tabela 3.01:** Produção de lodos estimada para os tanques sépticos coletivos dos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. No período de agosto a novembro de 2006.

Local	Volume de lodo no tanque séptico (m <sup>3</sup> )	Valores médios nas câmaras		Produção de lodo			
		ST (%)	STV (%ST)	ST		STV	
				kg/dia	kg/hab.dia	kg/dia	kg/hab.dia
Cabaceiras	118,5	24,1	30,2	16,0	0,04	4,8	0,012
Caraúbas	53,3	32,2	29,6	10,0	0,06	3,0	0,016
Queimadas	53,3	29,8	19,8	9,0	0,05	1,8	0,010
<b>Média</b>		<b>28,7</b>	<b>26,5</b>	<b>11,7</b>	<b>0,05</b>	<b>3,2</b>	<b>0,010</b>
<b>Dp.</b>		<b>4,1</b>	<b>5,8</b>	<b>3,8</b>	<b>0,01</b>	<b>1,5</b>	<b>0,000</b>

Dp.: Desvio padrão; ST: Sólidos totais; STV: Sólidos totais voláteis

A ausência de limpeza nos últimos cinco anos, elevando o tempo de permanência dos lodos nos sistemas; a configuração dos tanques sépticos em multicâmaras e a influência mínima de águas pluviais justificam a média de produção *per capita* de lodos superior a citada por Além Sobrinho (2002). No entanto, ao considerar a produção de outros países, tais como: Alemanha (Imhoff e Imhoff, 2002), Estados Unidos (Tsutiya, 2002), França (Picote *et al.*, 2001) e Reino Unido (Gerba, 2001), a produção média *per capita* constatada (0,05kg/hab.dia) para os municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas-PB é inferior, refletindo as limitações dos sistemas de tratamentos de esgotos

anaeróbios em relação a remoção de matéria orgânica, uma vez que nos países citados predominam os sistemas de tratamentos de esgotos aeróbios.

Ao considerar a produção *per capita* calculada de lodos nos tanques sépticos (Tabela 3.01) e o número de contribuintes, observa-se que a produção média diária calculada para os três sistemas é considerável (11,7 kgST/dia). Ponderando-se que a NBR 7229/93 estabelece limpeza periódica para este tipo de sistema (ABNT, 1993), verifica-se que o valor médio anual para os tanques sépticos analisados individualmente, é significativo (4,27 tST/ano), e portanto, requer tratamento e destinação correta.

Os lodos coletados nas diferentes câmaras dos tanques sépticos coletivos apresentaram densidade de 1,002 a 1,015 e relação STV/ST de 0,12 a 0,44 (Tabela 3.02). Estes valores indicam lodos primários digeridos, conforme Metcalf e Eddy (2003) e Von Sperling e Gonçalves (2001). O longo tempo de permanência dos lodos no interior dos tanques sépticos (>5 anos) proporcionou a digestão dos mesmos, reduzindo consideravelmente a fração orgânica (Tabela 3.02).

**Tabela 3.02:** Densidade relativa e relação STV/ST por câmara dos lodos dos tanques sépticos coletivos dos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Agosto a novembro de 2006.

Municípios	Câmara	SV/ST	Densidade relativa
Cabaceiras	1	0,12	1,010
	2	0,15	1,007
	3	0,23	1,006
	4	0,23	1,005
	5	0,40	1,003
	6	0,40	1,003
	7	0,44	1,003
	8	0,44	1,002
Caraúbas	1	0,04	1,015
	2	0,42	1,003
	3	0,44	1,002
Queimadas	1	-	-
	2	0,20	1,006
<b>Mínimo</b>		<b>0,04</b>	<b>1,002</b>
<b>Máximo</b>		<b>0,44</b>	<b>1,015</b>
<b>Média</b>		<b>0,29</b>	<b>1,005</b>
<b>Dp.</b>		<b>0,15</b>	<b>0,004</b>

Dp.: Desvio padrão; ST: Sólidos totais; STV: Sólidos totais voláteis  
(n= 3 por câmara)

As maiores densidades corresponderam aos lodos das primeiras câmaras, em função das maiores concentrações de sólidos totais fixos, havendo tendência de decréscimo ao longo dos tanques sépticos; provavelmente, pela redução de sólidos totais.

A análise de correlação entre sólidos totais e a densidade relativa dos lodos das diferentes câmaras dos tanques sépticos de Cabaceiras ( $r=0,99$ ) e de Caraúbas ( $r= 1,00$ ) mostrou a redução de sólidos totais ao longo dos sistemas e, por conseguinte, decréscimo da densidade dos lodos. A relação STV/ST também seguiu a ordem crescente e expressa, a partir da segunda câmara, características de lodo primário digerido.

Os lodos coletados em Queimadas apresentaram relação STV/ST igual a 0,20, explicada pelas precárias condições do sistema, decorrentes da falta de manutenção e de falhas no pré-tratamento (gradeamento e caixa de areia) e no dimensionamento. Para os demais tanques sépticos, a faixa foi de 0,04 a 0,44, superior àquela identificada por Silva (2007) em lodos produzidos em tanque séptico unifamiliar de câmara única, em Campina Grande-PB, com dez anos de operação e sem manutenção.

### **3.1.1.2. Características físicas e químicas de lodos de tanques sépticos coletivos**

As características físicas e químicas dos lodos das diferentes câmaras dos tanques sépticos coletivos foram diferentes para: teor de umidade, concentração de sólidos totais voláteis (STV), carbono orgânico total (COT) e relação C/N (Tabela 3.03). Considerando-se os valores mínimos e máximos desses parâmetros, observou-se alto grau de dispersão, explicado pelas diferenças observadas da composição dos lodos nas diferentes câmaras. Estas diferenças, principalmente nas primeiras câmaras, podem ser justificadas pela variação da vazão dos esgotos ao longo do sistema, pelo tempo de detenção, pelo nível de turbulência hidráulica em cada câmara e por último, devido às falhas no pré-tratamento (gradeamento e caixa de areia), este último ocasionando o assoreamento da primeira câmara nos tanques sépticos de Caraúbas e Queimadas e na primeira e segunda câmaras do tanque séptico de

Cabaceiras, reduzindo a eficiência na remoção de sólidos sedimentáveis, conseqüentemente, de sólidos totais voláteis nessas câmaras.

Na Tabela 3.03 são apresentadas as características dos lodos dos tanques sépticos coletivos de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas, expressas em relação aos sólidos totais.

**Tabela 3.03:** Características dos lodos originados das diferentes câmaras dos tanques sépticos coletivos dos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Agosto a novembro de 2006.

Município	Câmara	pH	Umidade (%)	STV (%ST)	COT (%ST)	NTK (%ST)	C/N	P (%ST)	K (%ST)
Cabaceiras	1	7,2	49,6	12,1	6,7	0,6	11,2	0,5	0,1
	2	6,7	67,4	15,5	8,6	1,4	6,1	0,4	0,1
	3	7,4	72,2	23,2	12,9	0,6	21,1	0,4	0,1
	4	7,1	75,9	23,1	12,8	0,6	21,3	0,4	0,1
	5	7,2	83,1	39,7	22,1	1,8	12,2	0,7	0,1
	6	7,2	83,9	40,4	22,5	1,8	12,2	0,8	0,1
	7	6,9	86,7	44,0	24,4	1,8	13,7	0,6	0,1
	8	7,0	88,2	43,6	24,2	2	12,1	0,6	0,1
Caraúbas	1	6,9	28,5	3,5	2	0,3	6,6	0,3	0,1
	2	7,2	86,3	41,6	23,1	2,3	9,9	0,7	0,1
	3	7,3	88,7	43,7	24,3	2,6	9,2	0,7	0,1
Queimadas	1	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	7,2	70,2	19,8	11,0	0,9	12,9	0,6	0,1
<b>Mínimo</b>		<b>6,7</b>	<b>28,5</b>	<b>3,5</b>	<b>2,0</b>	<b>0,3</b>	<b>6,1</b>	<b>0,3</b>	<b>0,1</b>
<b>Máximo</b>		<b>7,4</b>	<b>88,7</b>	<b>44</b>	<b>24,4</b>	<b>2,6</b>	<b>21,3</b>	<b>0,8</b>	<b>0,1</b>
<b>Média</b>		<b>7,1</b>	<b>73,4</b>	<b>29,2</b>	<b>16,2</b>	<b>1,4</b>	<b>12,4</b>	<b>0,6</b>	<b>0,1</b>
<b>Dp</b>		<b>0,2</b>	<b>18,2</b>	<b>14,5</b>	<b>8,1</b>	<b>0,8</b>	<b>4,8</b>	<b>0,2</b>	<b>0,0</b>

Dp.: Desvio padrão; ST: Sólidos totais; STV: Sólidos totais voláteis; COT: Carbono orgânico total; C: Carbono; N: Nitrogênio; NTK: Nitrogênio Kjeldahl; P: fósforo; K: Potássio. (n= 3 por câmara)

Nos tanques sépticos de câmara única todos os fenômenos de decantação, sedimentação e flotação acontecem em um único ambiente. Já nos tanques com câmaras em séries ou sobrepostas, na primeira ocorre a digestão e na segunda a decantação foi favorecida. A primeira câmara pode ser considerada como o principal reator biológico do tanque séptico multicâmara e onde ocorre a maior acumulação de lodos (ANDRADE NETO *et al.*, 2000). Nos



tanques sépticos estudados, essa seqüência somente foi observada a partir da segunda câmara, pelos motivos comentados.

Os lodos das primeiras câmaras apresentaram baixos teores de umidade e de concentração de sólidos totais voláteis. A alta concentração de sólidos fixos decorreu da presença de areia, evidenciando a ineficiência do tratamento preliminar e a falta de manutenção desses sistemas. De acordo com Imhoff e Imhoff (2002) as falhas no pré-tratamento interferem diretamente na produção de lodos por induzir, principalmente, a entrada excessiva de areia. A falta de manutenção dos tanques sépticos é comum a outros municípios brasileiros, conforme constatou Borges (2005) avaliando esses tipos de sistemas em Araguari-MG. Segundo o autor, a ausência de dispositivo de limpeza que além de dificultar a manutenção, elevam os seus custos, é o principal fator que restringe a manutenção periódica dos tanques sépticos.

Em geral, a partir da segunda câmara, a concentração de sólidos totais voláteis foram maiores do que os valores registrados por Silva (2007) e Kootatep *et al.*(2001) para lodos de tanque séptico câmara única (28,05% e 13,5%, respectivamente). Esse dado reafirma o aumento da remoção de matéria orgânica em tanques sépticos multicâmaras e do incremento deste constituinte no lodo resultante, conseqüentemente, a redução dos mesmos no efluente primário, comparando-se aos de câmara única. As concentrações de NTK, COT e P nas diferentes câmaras dos tanques sépticos estudados reforçam a afirmativa.

As concentrações de NTK (Tabelas 3.03) encontram-se na faixa citada por Silva (2007) e Correa, White e Weatherley (2005) para lodos de tanques sépticos (2,1%, 0,65%, respectivamente) e abaixo dos valores registrados por Lobo e Grassi Filho (2007) e Andreadakis (2001), nos lodos de lagoas de estabilização e lodo ativado (3,18% e 5,70%, respectivamente).

Os valores médios de fósforo nos lodos das diferentes câmaras dos tanques sépticos estudados situaram-se próximos aos valores registrados por Correa, White e Weatherley (2005) em lodos de tanque sépticos (0,72%); superiores aqueles identificados por Taveira *et al.* (2001), Veras e Povinelli (2004) e Lopes *et al.* (2005) para lodos de lagoa anaeróbia (0,04%, 0,37% e

0,38%, respectivamente), inferiores aos valores registrados por Andreadakis (2001), no sistema de lodo ativado (3,5%) e por Lobo e Grassi Filho (2007) e Agustini e Onofre (2007), nos lodos de lagoa de estabilização (1,72% e 1,22%, respectivamente).

Os valores médios de potássio foram menores aos citados por Veras e Povinelli (2004), Lopes *et al.* (2005) e Agustini e Onofre (2007) para lodos de lagoas de estabilização (0,04%, 0,14% e 1,26%, respectivamente). Não foram encontrados valores de potássio referentes a lodos de tanques sépticos. Possivelmente, isso se deve às limitações quanto à remoção de nutrientes nesse tipo de sistema. De acordo com Gomes, Nascimento e Biondi (2007) e Deschamps e Favoretto (1999), o potássio é encontrado em baixas concentrações nos lodos de esgotos, diferente de nitrogênio e fósforo. A maior parte do potássio contida nos lodos encontra-se, porém, na forma mineral, e disponível para as plantas. Deschamps e Favoretto (1999) sugerem a suplementação de potássio com fertilizantes minerais, quando da utilização do bio sólido na agricultura, devido às baixas concentrações desse macronutriente.

Os conteúdos de NTK e P nos lodos das diferentes câmaras dos tanques sépticos coletivos dos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas apontam a possibilidade de aplicação desses lodos na agricultura, conforme preconizam os autores Singh e Agrawal (2008), Agustini e Onofre (2007), Summerfelt e Penne (2007) e Andreoli *et al.* (2006).

Os valores de pH (Tabelas 3.03) não apresentaram diferenças significativas nos lodos das diferentes câmaras. Os valores registrados (6,7 a 7,4) encontram-se na faixa citada por Silva (2007), Correa, White e Weatherley (2005) e Koottatep *et al.* (2001) para lodos de tanques sépticos (6,4 a 7,5). Nessa faixa, os lodos das diferentes câmaras dos tanques sépticos investigados são classificados como lodos primários digeridos, seguindo-se a indicação de Metcalf e Eddy (2003), sendo favorável à utilização em processo de compostagem.

A relação C/N nos lodos das diferentes câmaras dos tanques sépticos coletivos (6,1 a 21,0) apresentou-se superior à faixa registrada na literatura nacional para os diferentes sistemas de tratamento de esgotos (7,42 a 9,83)

(TAVEIRA *et al.*, 2001; SILVA, VON SPERLING e OLIVEIRA FILHO, 2007; SILVA, 2007; VERAS e POVINELLI, 2004; AGUSTINI e ONOFRE, 2007). No entanto, os valores identificados são baixos ao considerar a possibilidade de tratamento por compostagem. A relação C/N considerada ótima por maior número de autores corresponde a 25:1 (OGUNWANDE *et al.*, 2008; CORREA, FONSECA e CORREA, 2007; HOORNWEG, THOMAS e OTTEN, 2000) e 30:1 (MANCINI *et al.*, 2006; BIDONE, 2001; KIEHL, 1998; PEREIRA NETO, 1996; HAUG, 1993).

Comparando-se os valores mínimos e máximos identificados nos lodos dos tanques sépticos para os parâmetros teor de umidade, pH, sólidos totais voláteis, carbono, nitrogênio, fósforo e potássio e relação C/N com os valores citados na literatura nacional e internacional para diferentes tipos de lodos de esgotos (DUARTE *et al.*, 2008; WANG *et al.*, 2008; AGUSTINI E ONOFRE, 2007; CORREA, FONSECA E CORREA, 2007; SILVA, VON SPERLING e OLIVEIRA Filho, 2007; SILVA, 2007; CORREA, WHITE e WEATHERLEY, 2005; LOPES *et al.*, 2005; VERAS e POVINELLI, 2004; TAVEIRA *et al.*, 2001; ANDREADAKIS, 2001; KOOTTATEP *et al.*, 2001;), verifica-se que a faixa identificada é mais ampla, exceto para fósforo e potássio, o que indica diferença expressiva entre os lodos estudados, principalmente ao ser considerado que são lodos originados de um mesmo tipo de sistema de tratamento (tanques sépticos). Esta constatação reflete as diferenças de composição para os lodos originados nas câmaras dos tanques sépticos e possivelmente, retrata o aumento da eficiência destes sistemas em relação a outros sistemas de tratamento primário. Estas diferenças foram percebidas, principalmente nas primeiras câmaras, e são explicadas pela variação da vazão do esgoto ao longo do sistema, pelo tempo de detenção e nível de turbulência hidráulica em cada câmara e pelo assoreamento das primeiras câmaras, resultante principalmente das falhas do pré-tratamento e da falta de manutenção.

### **3.1.1.3. Avaliação de ovos de helmintos nos lodos de tanques sépticos coletivos**

O longo período de sobrevivência dos ovos de helmintos, entre outros organismos, é importante no manejo dos lodos nas estações de tratamentos de

esgotos pelos riscos associados à saúde dos operadores, assim como no manejo dos biossólidos de uso agrícola (METCALF e EDDY, 2003). A recuperação, identificação e quantificação de ovos de helmintos são importantes para a avaliação da qualidade sanitária de lodos e derivados, e indica o grau de higienização desses lodos, em particular porque esses microrganismos têm sobrevivência mais prolongada do que as bactérias indicadoras de contaminação fecal, tais como: os coliformes termotolerantes e as *Escherichia coli* (WHO, 2004; USEPA, 2003; Feachem *et al.*, 1983).

A concentração de ovos de helmintos nos lodos estudados (Tabela 3.04) variou de 1,3 a 372,1 ovos/gST, com viabilidade média de 86,3%. As concentrações de ovos de helmintos são superiores as registradas para tanques sépticos câmara única por Silva (2007) em Campina Grande-PB (102,44 ovos/gST), por Leite, Ingunza e Andreoli (2006) em Curitiba-PR (18,14 ovos/gST), por Jimenez *et al.* (2001), no México (73-177 ovos/gST) e por Koné *et al.* (2007) em Kumasi-Gana (15-118 ovos/gST). Esses dados não podem ser atribuídos apenas à prevalência e à intensidade da infecção na população, conforme sugere Ingallinela *et al.* (2001), mas também em decorrência da configuração dos tanques sépticos. Pois, na medida em que os ovos de helmintos decantam nos lodos das diferentes câmaras, reduz-se a carga de contaminação da fase líquida do efluente. Por outro lado, aumenta a contaminação dos lodos. Este fato é preocupante se os lodos forem descarregados no meio ambiente, ao considerar o percentual de ovos viáveis, a alta resistência e a baixa dose infectante desses organismos.

Na Tabela 3.04 apresenta-se a concentração de ovos de helmintos nos lodos das diferentes câmaras dos tanques sépticos dos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas, resultante de três determinações por câmara.

Cavalcante *et al.* (2008) estudaram a eficiência de remoção de ovos de helmintos em um sistema constituído por tanque séptico prismático retangular com duas câmaras em série, seguido de um filtro de pedras e dois filtros anaeróbios de fluxo descendente com leito afogado. A eficiência média de remoção de ovos de helmintos obtida foi de 99,30%. Tanto o efluente do

tanque séptico, como o efluente final apresentaram média de ovos de helmintos menor que 1 ovo/L de efluente, pressupondo-se que estes se concentraram nos lodos originados.

**Tabela 3.04:** Concentração de ovos de helmintos nos lodos originados das diferentes câmaras dos tanques sépticos coletivos nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Agosto a novembro de 2006.

Município	Câmara	Helmintos (ovos/gST)			Viáveis (%)
		Viáveis	Não viáveis	Total	
Cabaceiras	1	2,4	0,0	2,4	100,0
	2	13,7	0,0	13,7	100,0
	3	13,8	7,7	21,5	64,2
	4	19,9	1,6	21,5	92,6
	5	74,7	2,4	77,1	96,8
	6	113,2	7,3	120,5	93,9
	7	127,2	19,7	146,9	86,6
	8	9,0	3,6	12,7	71,2
Caraúbas	1	1,3	0,0	1,3	100,0
	2	287,1	79,4	366,5	78,3
	3	345,1	27,0	372,1	92,7
Queimadas	1	NA	NA	NA	NA
	2	17,5	12,3	29,8	58,8
<b>Mínimo</b>		<b>1,3</b>	<b>0,0</b>	<b>1,3</b>	<b>58,8</b>
<b>Máximo</b>		<b>345,1</b>	<b>79,4</b>	<b>372,1</b>	<b>100</b>
<b>Média</b>		<b>85,4</b>	<b>13,4</b>	<b>98,8</b>	<b>86,3</b>
<b>Dp.</b>		<b>116,7</b>	<b>22,5</b>	<b>134,8</b>	<b>14,6</b>

Dp.: Desvio Padrão; NA- Não analisado  
(n=3 por câmara)

Feachem *et al.* (1983) afirmam que em tanque séptico com vários compartimentos há maior possibilidade de remoção de ovos de helmintos. Esses autores apresentam um estudo realizado em tanque séptico com três compartimentos, onde o efluente final se apresentou livre de ovos de helmintos. Concluíram os autores que quanto maior o tempo de detenção do esgoto, maior a possibilidade de decantação de ovos de helmintos, o que acarreta maior remoção destes do esgoto, propiciando um efluente com menor quantidade de ovos de helmintos.

Os dados expostos na Tabela 3.04, mostram o aumento da concentração de ovos de helmintos a partir da segunda câmara dos sistemas tanques sépticos coletivos; com decréscimo na última no tanque séptico de Cabaceiras, pressupondo a elevação da eficiência de remoção de ovos de helmintos em

tanques sépticos multicâmaras, favorecida pela elevação do tempo de detenção e redução de turbulência hidráulica ao longo do sistema.

No tanque séptico de Queimadas (Tabela 3.04) a concentração de ovos de helmintos foi compatível com a segunda câmara do tanque séptico de Cabaceiras. Ressalta-se que o sistema não estava funcionando adequadamente, o que indica que uma quantidade significativa de ovos de helmintos não estava decantando, sendo provavelmente, eliminada no meio ambiente como o próprio efluente primário.

A concentração de ovos de helmintos nos lodos das diferentes câmaras dos tanques sépticos de Cabaceiras e Caraúbas apresentou correlação positiva com o teor de umidade ( $r=0,6$  a  $1,0$ ) e com a concentração de sólidos totais voláteis ( $r=0,7$  a  $0,99$ ), expressando que na medida em que aumentou a concentração de material sólido nos lodos, elevou-se a concentração de ovos de helmintos. Essas correlações reforçam as condições favoráveis dos lodos aos ovos de helmintos nas diferentes câmaras dos tanques sépticos e que estes, enquanto sistemas de tratamento de esgotos, comumente, não os destroem ou inviabilizam, apenas os removem do afluente.

Entre os helmintos identificados, predominaram *Ascaris lumbricoides*, *Enterobius vermiculares*, *Fasciola hepatica* e *Ancylostoma sp.* Os ovos de *Ancylostomas sp.* e de *Ascaris lumbricoides* foram encontrados em 100% das amostras e sedimentaram, desde as primeiras câmaras. Os ovos de *Hymenolepsis nana* e *Taenia solium* foram observados apenas no tanque séptico de Caraúbas. Nas últimas câmaras desses sistemas registraram-se as menores concentrações de ovos de helmintos, embora predominarem ovos viáveis. No sistema de Cabaceiras, foi constatada, na última câmara, a maior concentração de ovos não viáveis de *Ascaris lumbricoides*.

Nas Tabelas 3.05 a 3.10 apresenta-se a diversidade de ovos de helmintos viáveis e não viáveis identificada nos lodos dos tanques sépticos coletivos de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas, Paraíba.

**Tabela 3.05:** Diversidade de ovos de helmintos viáveis nos lodos das diferentes câmaras do tanque séptico de Cabaceiras-PB. Agosto a novembro de 2006.

<b>Helmintos</b>	<b>Lodo de tanque séptico Cabaceiras (Ovos viáveis/gST)</b>							
	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>
<i>Ancylostoma sp</i>	1,35	7,1	0,0	10,8	12,9	15,54	7,96	0,0
<i>A. lumbricoides</i>	1,05	1,66	6,56	5,52	15,9	15,05	28,22	0,7
<i>E. vermiculares</i>	0,0	3,29	3,62	0,0	9,76	38,4	22,62	0,0
<i>F. hepatica</i>	0,0	0,0	3,62	0,0	33,7	41,4	64,96	0,0
<i>H. nana</i>	0,0	1,65	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3
<i>T. solium</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>T. trichuris</i>	0,0	0,0	0,0	3,58	2,44	2,81	3,44	0,0
<b>Total</b>	<b>2,4</b>	<b>13,7</b>	<b>13,8</b>	<b>19,9</b>	<b>74,7</b>	<b>113,2</b>	<b>127,2</b>	<b>9,0</b>

(n=3 por câmara)

**Tabela 3.06:** Diversidade de ovos de helmintos não viáveis nos lodos das diferentes câmaras do tanque séptico de Cabaceiras-PB. Agosto a novembro de 2006.

<b>Helmintos</b>	<b>Lodo de tanque séptico Cabaceiras (Ovos não viáveis/gST)</b>							
	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>
<i>Ancylostoma sp</i>	0,0	0,0	6,24	0,0	2,4	0,0	3,07	0,0
<i>A. lumbricoides</i>	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	4,5	13,19	3,6
<i>E. vermiculares</i>	0,0	0,0	1,46	0,0	0,0	2,8	0,0	0,0
<i>F. hepatica</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,44	0,0
<i>H. nana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>T. solium</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>T. trichiura</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>Total</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>7,7</b>	<b>1,6</b>	<b>2,44</b>	<b>7,3</b>	<b>19,7</b>	<b>3,6</b>

(n=3 por câmara)

**Tabela 3.07:** Diversidade de ovos de helmintos viáveis nos lodos das diferentes câmaras do tanque séptico de Caraúbas-PB. Agosto a novembro de 2006.

<b>Helmintos</b>	<b>Lodo de tanque séptico Caraúbas (ovos viáveis/gST)</b>		
	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>
<i>Ancylostoma sp</i>	0,65	24,36	50,89
<i>A. lumbricoides</i>	0,65	72,50	132,76
<i>E. vermiculares</i>	0,00	9,13	31,69
<i>F. hepatica</i>	0,00	171,83	106,07
<i>H. nana</i>	0,00	6,36	15,93
<i>T. solium</i>	0,00	2,92	3,94
<i>T. trichiura</i>	0,00	0,00	3,82
<b>Total</b>	<b>1,30</b>	<b>287,10</b>	<b>345,10</b>

(n=3 por câmara)

**Tabela 3.08:** Diversidade de ovos de helmintos não viáveis nos lodos das diferentes câmaras do tanque séptico de Caraúbas-PB. Agosto a novembro de 2006.

Helmintos	Lodo de tanque séptico Caraúbas (Ovos não viáveis/gST)		
	1	2	3
<i>Ancylostoma sp</i>	0,00	3,18	3,94
<i>A. lumbricoides</i>	0,00	34,85	15,43
<i>E. vermiculares</i>	0,00	0,00	0,00
<i>F. hepatica</i>	0,00	22,27	3,80
<i>H. nana</i>	0,00	19,10	3,83
<i>T. solium</i>	0,00	0,00	0,00
<i>T. trichiura</i>	0,00	0,00	0,00
<b>Total</b>	<b>0,00</b>	<b>79,40</b>	<b>27,00</b>

(n=3 por câmara)

**Tabela 3.09:** Diversidade de ovos de helmintos viáveis nos lodos das diferentes câmaras do tanque séptico de Queimadas-PB. Agosto a novembro de 2006.

Helmintos	Lodo de tanque séptico Queimadas (Ovos viáveis/gST)	
	1	2
<i>Ancylostoma sp</i>	NA	6,95
<i>A. lumbricoides</i>	NA	0,00
<i>E. vermiculares</i>	NA	2,05
<i>F. hepatica</i>	NA	8,50
<i>H. nana</i>	NA	0,00
<i>T. solium</i>	NA	0,00
<i>T. trichiura</i>	NA	0,00
<b>Total</b>	<b>NA</b>	<b>17,50</b>

NA- Não analisado (n=3 por câmara)

**Tabela 3.10:** Diversidade de ovos de helmintos não viáveis nos lodos das diferentes câmaras do tanque séptico de Queimadas-PB. Agosto a novembro de 2006.

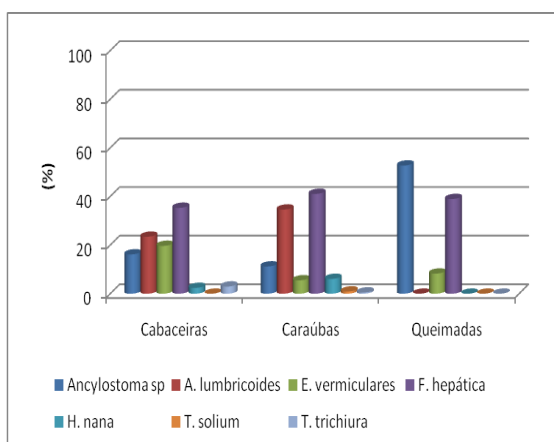
Helmintos	Lodo de tanque séptico Queimadas (Ovos não viáveis/gST)	
	1	2
<i>Ancylostoma sp</i>	NA	5,90
<i>A. lumbricoides</i>	NA	5,38
<i>E. vermiculares</i>	NA	0,00
<i>F. hepatica</i>	NA	1,02
<i>H. nana</i>	NA	0,00
<i>T. solium</i>	NA	0,00
<i>T. trichiura</i>	NA	0,00
<b>Total</b>	<b>NA</b>	<b>12,30</b>

NA- Não analisado (n=3 por câmara)

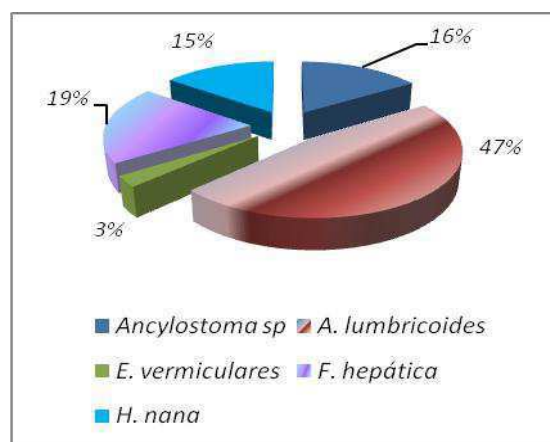


A prevalência das espécies ou gêneros identificada apresenta associação com os helmintos prevalentes no Brasil (TAKAYANAGUI *et al.*, 2007; LOTTO e VALARINI, 2007; NEVES, 2005; SILVA *et al.*, 2005; OLIVEIRA, 2004; OLIVEIRA, SILVA e COSTA-CRUZ, 2003; ALVES *et al.*, 2003; GUIMARÃES, *et al.*, 2003; PAULA *et al.*, 2003), exceto para *Fasciola hepatica*.

Na Figura 3.01 apresenta-se a prevalência de helmintos por tanque séptico. Na Figura 3.02 mostra-se a prevalência geral de helmintos para os três tanques sépticos coletivos estudados.



**Figura 3.01:** Prevalência de helmintos nos lodos por tanque séptico coletivo nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Agosto a novembro de 2006.



**Figura 3.02:** Prevalência geral de helmintos nos lodos dos tanques sépticos de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Agosto a novembro de 2006.

A quantidade e a qualidade higiênica dos lodos dos tanques sépticos coletivos investigados apontam para a necessidade de tratamento, antes da destinação final.

As características observadas nos lodos a partir da segunda câmara de cada tanque séptico evidenciam a viabilidade para aplicar o processo de compostagem, como alternativa tecnológica de tratamento. Todavia, os altos teores de umidade, a baixa relação C/N e a granulometria destes resíduos, impõem a adição de outro tipo de resíduo sólido orgânico para superar estes limites, sendo sugerida a co-compostagem. O uso de resíduos sólidos orgânicos domiciliares foi estudado por Reis e Pampanelli (2007), Gallizzi (2003), Koné *et al.* (2004) e Fang, Wong e Wong (1998) nas proporções que variam de 50 a 95%, sendo consenso entre os autores da sua viabilidade.

### 3.1.2. Potencialidade dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares à co-compostagem nos municípios do semi-árido paraibano

#### 3.1.2.1. Caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares

De maneira semelhante a outros municípios brasileiros, a maior parte dos resíduos sólidos gerada pela população urbana dos municípios estudados corresponde a materiais com potencial para reutilização ou reciclagem (Tabela 3.11).

**Tabela 3.11:** Composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares produzidos na área urbana de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Setembro a novembro de 2006.

Município	Resíduos sólidos (%)						
	Papel e papelão	Plástico	Vidro	Metal	Orgânico	Não reciclável	Outros
Cabaceiras	6,9	5,6	0,9	0,9	66,3	3,6	16,9
Caraúbas	5,8	17,2	11,1	4,4	58,1	1,8	1,5
Queimadas	3,9	10,0	2,9	1,2	72,3	3,8	5,9
<b>Média</b>	<b>5,5</b>	<b>10,9</b>	<b>5,0</b>	<b>2,2</b>	<b>65,6</b>	<b>3,1</b>	<b>8,1</b>
<b>Dp.</b>	<b>1,5</b>	<b>5,9</b>	<b>5,4</b>	<b>2,0</b>	<b>7,1</b>	<b>1,1</b>	<b>7,9</b>

Dp.: Desvio padrão; Outros: resíduos de madeira, isopor, tecidos e de borracha (n=3)

Em comparação aos estudos gravimétricos realizados em diferentes regiões do Brasil (BARROS *et al.*, 2007; CAMPOS *et al.*, 2007; CARNEIRO e PEREIRA, 2007; FERREIRA, ROCHA e BARROS, 2007; LEITE *et al.*, 2007; LESSA e MOTA, 2007; LOPEZ, RODRIGUEZ e MACHADO, 2007; NÓBREGA *et al.*, 2007; PEREIRA *et al.*, 2007; SILVA e CALLADO, 2007; TAVARES, PINHEIRO e CALLADO, 2007; ASSUNÇÃO e CABRAL, 2006; FREITAS *et al.*, 2006; FRÉSCA, 2006; LEITE *et al.*, 2006; LOURENÇO, RITTER e CAMPOS, 2006; SEIXAS *et al.*, 2006; MARQUES e NASCIMENTO, 2001), o percentual de resíduos sólidos recicláveis segue a tendência nacional, embora com percentual inferior de papel e papelão, em virtude da pouca utilização destes resíduos para embalagens. Os resultados mostram que a produção de resíduos sólidos diverge em função das características sociais, econômicas e educacionais de cada região. Evidencia também que a análise da composição gravimétrica é essencial ao delineamento de alternativas para o gerenciamento dos resíduos sólidos de cada localidade.

O levantamento quantitativo (Tabela 3.12) evidenciou que a produção *per capita* de resíduos sólidos domiciliares em Cabaceiras (0,54 kg/hab.dia), Caraúbas (0,50 kg/hab.dia) e Queimadas (0,49 kg/hab.dia) é próxima, sem diferenças significativas (Dp=0,3). As divergências situam-se na produção diária, mensal e anual, em decorrência do maior número de habitantes em Queimadas, município de médio porte (Tabela 3.12).

**Tabela 3.12:** Estimativa de produção de resíduos sólidos domiciliares para a população urbana de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Setembro a novembro de 2006.

Municípios	Produção de resíduos sólidos			
	Per capita (kg/hab.dia)		Diária (t/dia)	
	RSD	RSOD	RSD	RSOD
Cabaceiras	0,54	0,36	0,95	0,63
Caraúbas	0,50	0,29	0,54	0,31
Queimadas	0,49	0,35	8,35	5,97
<b>Média</b>	<b>0,51</b>	<b>0,33</b>	<b>3,28</b>	<b>2,30</b>
<b>Dp.</b>	<b>0,03</b>	<b>0,04</b>	<b>4,40</b>	<b>3,18</b>

Dp.: Desvio padrão; RSD: resíduos sólidos domiciliares; RSOD: resíduos sólidos orgânicos domiciliares (n=3)

O valor médio de produção diária de resíduos sólidos por habitante nos três municípios (Tabela 3.12) situa-se na faixa mencionada para diferentes municípios brasileiros (0,35 a 1,22 kg/hab.dia) conforme Pereira, Nóbrega e Albuquerque (2008), Athayde Jr., Beserra e Fagundes (2007), Ferreira, Rocha e Barros (2007), Silva F. *et al.* (2007), Silva J. *et al.* (2007), Campos *et al.* (2007), Lessa e Mota (2007), Lopez, Rodriguez e Machado (2007), Mancini *et al.* (2007), Pereira *et al.* (2007), Abrão, Steffen e Souza (2006), Figueiredo (2006), Leite *et al.* (2006), Marques e Nascimento (2001). Encontra-se também na faixa citada por Silva e Callado (2007) para os países da América Latina (0,20 a 2,00 kg/hab.dia), e próxima a registrada por Leite *et al.* (2007), para Campina Grande-PB (0,54kg/hab.dia), por Athayde Jr., Beserra e Fagundes (2007) para João Pessoa-PB (0,50kg/hab.dia) e por Leite *et al.* (2006) para Taperoá-PB (0,35kg/hab.dia), município localizado próximo aos municípios estudados. Todavia, a produção *per capita* em Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas é inferior àquela informada pelos Indicadores de Sustentabilidade para a região Nordeste do Brasil, de 0,83kg/hab.dia (BRASIL, 2004) e por Fonseca e Lira (2007) para o estado da Paraíba, 0,82kg/hab.dia.

A ausência de uniformização dos métodos para a caracterização gravimétrica e a característica sócio-econômica dos municípios estudados, provavelmente foram os fatores determinantes das variações dos dados. Comumente, os trabalhos publicados relatam estudos realizados em lixões ou aterros sanitários e raramente, os trabalhos fazem referência a resíduos sólidos coletados na fonte geradora e em municípios situados na região semi-árida do nordeste brasileiro, especialmente aqueles de pequeno porte, em virtude da percepção de que nesses municípios, a produção de resíduos sólidos tende a ser mínima.

A média de produção *per capita* diária de resíduo sólido orgânico domiciliar nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas variou de 0,29 a 0,36 kg/hab.dia (Tabela 3.12) e a produção anual de 105,85 a 121,4 kgST/hab.ano. Considerando a população urbana, nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas são despejadas mensalmente no meio ambiente, toneladas de resíduos orgânicos (19,01t/mês, 9,34t/mês e 178,98t/mês, respectivamente), sem seleção prévia e/ou tratamento. Estes, além de representar desperdício de matéria e energia, constituem fonte potencial de contaminação e poluição. A única forma de aproveitamento identificada foi alimentação animal com os restos de comida e cascas de frutas e de verduras.

### **3.1.2.2. Caracterização física e química dos resíduos orgânicos domiciliares**

Os teores de umidade (69,94 a 78,82%) e as concentrações de STV (72,76 a 82,59%ST) averiguadas nos resíduos orgânicos domiciliares dos três municípios (Tabela 3.13) foram superiores aos registrados por Neves *et al.* (2008), em Barcarena-PA (56,1% e 60,6%, respectivamente), por Leite *et al.* (2007), em Campina Grande (73,51% e 67,89%, respectivamente). Diferente dos valores de NTK e pH que se encontram na faixa mencionada por Neves *et al.* (2008), Leite *et al.* (2007) e Veras e Povinelli (2004), em Novo Horizonte - SP (NTK=1,35 a 3,26%ST; pH= 5,30 a 6,90). A concentração de fósforo (0,16 a 0,42%ST) e de potássio (0,11 a 0,12%ST) foi baixa, comparando-se com os trabalhos de Neves *et al.* (2008); Pavan *et al.* (2007) e Veras e Povinelli (2004). Possivelmente, as baixas concentrações de fósforo e de potássio estão relacionadas aos hábitos alimentares da população dos três municípios.

Na Tabela 3.13 são apresentadas as características físicas e químicas dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares produzidos em Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas.

**Tabela 3.13:** Caracterização física e química dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares produzidos na área urbana de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Setembro a novembro de 2006.

<b>Municípios</b>	<b>pH (unid)</b>	<b>Umidade (%)</b>	<b>STV (%ST)</b>	<b>COT (%ST)</b>	<b>NTK (%ST)</b>	<b>C/N</b>	<b>P (%ST)</b>	<b>K (%ST)</b>
Cabaceiras	4,83	78,82	82,59	45,88	2,03	22,73	0,16	0,11
Caraúbas	5,17	77,06	81,48	45,26	2,66	18,79	0,42	0,12
Queimadas	5,19	69,94	72,76	40,42	1,89	22,99	0,30	0,12
<b>Média</b>	<b>5,06</b>	<b>75,27</b>	<b>78,94</b>	<b>43,85</b>	<b>2,19</b>	<b>21,50</b>	<b>0,29</b>	<b>0,12</b>
<b>Dp.</b>	<b>0,20</b>	<b>4,70</b>	<b>5,38</b>	<b>2,99</b>	<b>0,41</b>	<b>2,35</b>	<b>0,13</b>	<b>0,01</b>

Dp.: Desvio padrão (n=3)

Considerando a produção *per capita* diária de resíduos sólidos orgânicos domiciliares e a população urbana dos municípios estudados, estimou-se que a fração de matéria orgânica disposta mensalmente no meio ambiente foi expressiva, tanto para o município de médio porte (Queimadas=178,98t/mês), como para os de pequeno porte (Cabaceiras=9,34t/mês e Caraúbas=9,34t/mês).

A relação STV/ST constatada nos resíduos orgânicos domiciliares de Cabaceiras (0,83), Caraúbas (0,81) e Queimadas (0,71) indicou a alta instabilidade e a possibilidade de uso desses resíduos em compostagem. Segundo os autores Maragno, Tromgin e Viana (2007) e Hannequart, Radermaker e Saintmard (2005), a fração instável contida nos resíduos orgânicos, quando não é gerenciada, representa fonte de contaminação e de poluição.

Os teores de sólidos totais voláteis (72,76 a 82,59%ST), a concentração de carbono orgânico total (40,42 a 45,88%ST) e pH (4,83 a 5,19) são as principais características dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares produzidos nos municípios investigados que permitem a superação dos limites à co-compostagem de lodos de tanques sépticos isolados. No entanto, os altos teores de umidade requerem ainda o uso de estruturante, para que o teor de umidade inicial situe-se na faixa mais indicada na literatura, 55 a 60% (NEKLYUDOV, FEDOTOV e IVANKIN, 2008; OGUNWANDE *et al.*, 2008; CORREA, FONSECA

e CORREA, 2007; MANCINI *et al.*, 2006; ZHANG e HE, 2006), favorecendo o alcance dos objetivos previstos para a co-compostagem de lodos de tanques sépticos e resíduos orgânicos domiciliares: estabilização e higienização.

### 3.1.2.3. Avaliação de ovos de helmintos em resíduos sólidos orgânicos domiciliares produzidos nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas-PB.

Não é comum na literatura dados referentes à análise sanitária de resíduos sólidos orgânicos. A ausência da quantificação dessas variáveis limita a avaliação da eficiência da tecnologia selecionada para o tratamento.

A concentração de ovos de helmintos identificada nos resíduos orgânicos domiciliares dos três municípios (12,19 a 14,39 ovos/gST) ultrapassa a registrada por Torres *et al.* (2007) em Cali- Colômbia, e por Silva (2007) em resíduos sólidos orgânicos de mercado central de Campina Grande-PB (3,00 e 6,32 ovos/gST, respectivamente), indicando a possibilidade de contaminação dos vegetais utilizados na alimentação das famílias, haja vista que os resíduos foram coletados na própria fonte geradora (residências).

Na Tabela 3.14 são mostradas as concentrações e o respectivo percentual de ovos de helmintos viáveis e não viáveis identificados nos resíduos sólidos orgânicos domiciliares estudados.

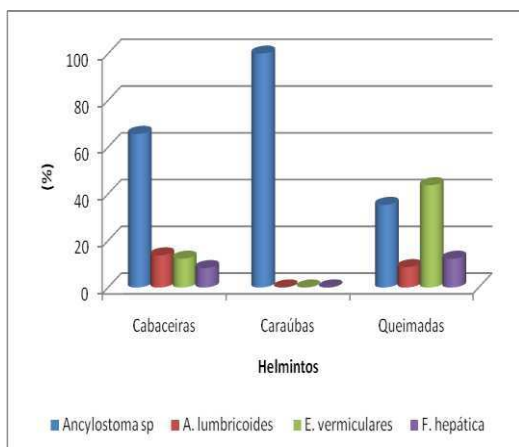
**Tabela 3.14:** Concentração de ovos de helmintos viáveis e não viáveis identificada nos resíduos sólidos orgânicos domiciliares produzidos na área urbana de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Setembro a novembro de 2006.

Origem	Helmintos (ovos/gST)			Viáveis (%)
	Viáveis	Não viáveis	Total	
Cabaceiras	12,82	2,04	14,86	86,27
Caraúbas	14,39	0,00	14,39	100,00
Queimadas	12,19	0,00	12,19	100,00
<b>Média</b>	<b>13,13</b>	<b>0,68</b>	<b>13,81</b>	<b>95,42</b>
<b>Dp.</b>	<b>1,13</b>	<b>1,18</b>	<b>1,43</b>	<b>7,93</b>

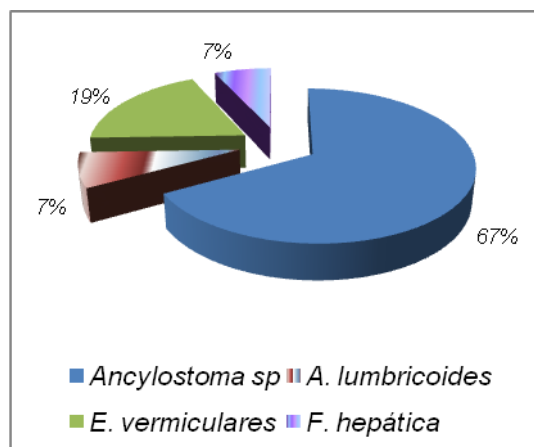
Dp.: Desvio padrão (n=3)

Em ordem de prevalência, foram registradas *Ancylostoma sp.*, *Enterobius vermiculares*, *Fasciola hepatica* e *Ascaris lumbricoides* (Figuras 3.03 e 3.04). Os

ovos não viáveis identificados em Cabaceiras corresponderam a *Ascaris lumbricoides*. Na Figura 3.03 é mencionada a prevalência de ovos de helmintos em resíduos sólidos orgânicos domiciliares por município e na Figura 3.04 apresenta-se a prevalência geral de ovos de helmintos em resíduos sólidos orgânicos domiciliares.



**Figura 3.03:** Prevalência de ovos de helmintos nos resíduos sólidos orgânicos domiciliares por município. Paraíba. Setembro a novembro de 2006.

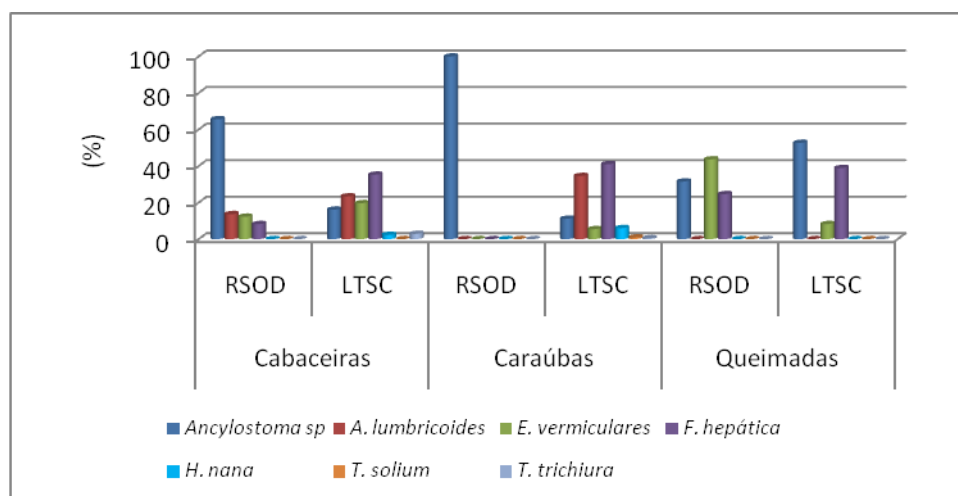


**Figura 3.04:** Prevalência geral de ovos de helmintos nos resíduos orgânicos domiciliares coletados em Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Setembro a novembro de 2006.

As condições de saneamento ambiental, a irrigação de culturas agrícolas com esgoto bruto ou tratado primariamente, a lavagem inadequada dos vegetais utilizados na alimentação humana, somada à prevalência destes helmintos no Brasil e aos meios de transmissão, explicam a prevalência de ovos de helmintos nos resíduos orgânicos coletados, especialmente de *Ancylostoma sp.* e *Enterobius vermiculares*.

A prevalência de helmintos segue àquela encontrada nos lodos dos tanques sépticos coletivos (Figura 3.05) e exibe associação com a prevalência de ovos de helmintos em outras regiões do Brasil (TAKAYANAGUI *et al.*, 2007; NEVES, 2005; OLIVEIRA, 2004; OLIVEIRA, SILVA e COSTA-CRUZ, 2003; ALVES *et al.*, 2003; GUIMARÃES *et al.*, PAULA *et al.*, 2003) e da Paraíba (SOUTO, 2005; SILVA *et al.*, 2005), exceto para *Fasciola hepatica*. Na Figura 3.05 apresenta-se a diversidade de helmintos identificada nos lodos dos

tanques sépticos coletivos (LTSC) e nos resíduos sólidos orgânicos domiciliares (RSOD) dos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas.



**Figura 3.05:** Helmintos prevalentes nos lodos dos tanques sépticos coletivos e nos resíduos orgânicos domiciliares coletados em Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Agosto a novembro de 2006.

Na literatura consultada não foram encontrados registros de *Fasciola hepatica* em humanos no estado da Paraíba. No entanto, há relato da presença do seu hospedeiro intermediário (*Lymnaea columella*) no estado da Paraíba (ABÍLIO e WATANABE, 1998) e de *Fasciola sp.* em alfaces (*Lactuca sativa*) cultivados no município de Areia-PB (SOUTO, 2005). Esta autora não investigou a origem da contaminação, não sendo possível avaliar a contaminação por *Fasciola sp.* em humanos.

A identificação de ovos de *Fasciola hepatica* em lodos dos tanques sépticos coletivos e nos resíduos orgânicos domiciliares fortalece a possibilidade de incidência deste helminto na Paraíba.

A fasciolose é uma zoonose causada por duas espécies de trematódeos: *F. hepatica* e *F. gigantica*. Na Europa, Américas e Oceania, apenas foi identificada *F. hepatica* (ESTEBAN *et al.*, 2003). No Brasil, nas regiões Sul e Sudeste, registram-se casos em rebanhos bovino e ovino, com a prevalência de 6,3% a 27,2% (SERRA-FREIRE, *et al.*, 1995). *F. hepatica* apresenta elevada tolerância às variações de pH (4,2 a 9,0), não se desenvolve em água com baixa carga orgânica e embora sobreviva; em água anóxica não ocorre a continuidade do seu ciclo de vida. Estas características apontam para uma provável adaptabilidade deste helminto a ambientes eutrofizados.



Abílio e Watanabe (1998) alertaram para necessidade de ampliar as pesquisas deste parasito na Paraíba, ao registrar a ocorrência do seu hospedeiro intermediário, o gastrópode *Lymnaea columella* associado com a presença de macrófitas aquáticas no Açude Bodocongó, que compõe a Bacia do Rio Paraíba, na qual estão situados os municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Até 2007, não havia registro de fasciolose humana para a região Norte. Com a constatação por Oliveira *et al.*, (2007) de 2,0% de prevalência em Canutama, no estado do Amazonas, a fasciolose passou a ter maior atenção dos órgãos de Saúde Pública daquela região. De acordo com Pile *et al.* (2000) a infecção por *Fasciola hepatica* é considerada de importância veterinária, devido as perdas econômicas; o problema humano é considerado de interesse secundário, no entanto, a importância em saúde pública tende a intensificar, devido ao aumento do número de casos registrados no Brasil.

Na literatura, dados referentes à presença de ovos de helmintos em resíduos orgânicos domiciliares são escassos e, comumente, enfatizam o aspecto presença ou ausência (positivo ou negativo). Provavelmente, este fato deriva da despreocupação com o parâmetro biológico e da concepção da baixa contaminação destes resíduos, contrariamente aos resíduos sólidos de serviços de saúde. Em condições precárias de saneamento ambiental, as diversas formas de contaminação são potencializadas. Conforme Hoornweg, Thomas e Otten (2000), freqüentemente os organismos excretados pelas fezes são encontrados nos resíduos orgânicos, devido às formas de contaminação.

Lange e Cussioli (2007) verificaram similaridade entre os resíduos orgânicos domiciliares e os resíduos sólidos de serviços de saúde. O que significa que os microrganismos presentes nos resíduos orgânicos domiciliares requerem estudos de forma a identificar os organismos nele contidos, além de indicar a necessidade de tratamento destes resíduos, antes de dispor no meio ambiente.

Daryani *et al.* (2008) despertam para a contaminação de resíduos vegetais frescos e apontam o consumo de vegetais como um meio de transmissão de contaminação parasitária no Iran. Esta conclusão decorreu da investigação de 141 amostras de diferentes vegetais, identificando 70% das

amostras contaminadas por ovos de helmintos; dentre as espécies, destacaram-se ovos de *Fasciola hepatica* (5%) e de *Ascaris sp.* (2%). Ecott (2008), em estudo desenvolvido no Canadá, faz correlação de infecção por *Ascaris lumbricoides* e vegetação irrigada por esgoto sem tratamento. Koné *et al.* (2007), em Gana, averiguaram associação entre os helmintos *Ascaris lumbricoides*, *Ancilostomídeos* e *Trichuris trichiura* ao uso de esgotos para irrigação. No Brasil, Paula *et al.* (2003) verificaram a associação entre as práticas de higiene, as condições de produção, armazenamento e comercialização de hortaliças com a contaminação por ovos de helmintos.

Os autores Feachem *et al.* (1983) e Shuval *et al.* (1986) expõem que a contaminação de vegetais, em conjunto com as baixas condições de infraestrutura sanitária é a principal forma de transmissão das helmintoses, especialmente de *Ascaridíase* e *Trichuríase*.

No Brasil, as parasitoses intestinais constituem um grande problema de saúde pública, com expressivas diferenças inter e intra-regionais, reflexo das diferenças locais de saneamento básico e das características sociais, econômicas e culturais das populações (OLIVEIRA, 2004). Enquanto nas regiões Sudeste e Sul, a prevalência das enteroparasitoses varia entre 23 a 68,9% (ALMEIDA e COSTA-CRUZ, 1988; OLIVEIRA, 2004; OLIVEIRA, SILVA e COSTA-CRUZ, 2003), em municípios das Regiões Norte e Nordeste, a prevalência é superior a 50% (SANTOS *et al.*,1999). As condições dos sistemas de tratamento de esgotos predominantes nos municípios estudados exemplificam as diferenças regionais e apontam para o distanciamento do atendimento ao princípio da universalização.

### **3.1.3. Co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares.**

#### **3.1.3.1. Composição do substrato**

A co-compostagem, como processo aeróbio de degradação biológica de lodos de tanques sépticos coletivo e resíduos sólidos orgânicos domiciliares, requer o controle de parâmetros físicos e químicos, de forma a possibilitar a ação dos organismos autóctones e garantir um produto final estabilizado,

higienizado e com características agronômicas adequadas ao seu reaproveitamento no solo e na vegetação da região semi-árida.

Observou-se que o controle do processo de compostagem deve ocorrer em todas as etapas do processo tecnológico: pré-tratamento, tratamento e pós-tratamento. O pré-tratamento envolve, além da definição da composição do substrato, coleta, seleção e aspectos granulométricos, a observação do teor de umidade e da relação C/N ideal.

O controle do teor de umidade na massa inicial foi tão importante quanto o da relação C/N. Em teor de umidade superior a 65% formam-se zonas de anaerobioses, impossibilitando a aeração do sistema, conseqüentemente, impedindo a ação dos organismos aeróbios; em contrapartida favorece a ação dos organismos anaeróbios, resultando em condições indesejáveis à tecnologia pelo potencial poluidor característico desses resíduos e principalmente, no que se refere à aceitação pela população: exalação de odores fétidos, atração de insetos e de outros tipos de vetores, produção de chorume e gás metano. Na ausência de atividade dos organismos aeróbios, as interações ecológicas comuns aos processos de compostagem não se efetuam, por conseguinte, a degradação da matéria orgânica é interrompida ou retardada, não há liberação de calor, em conseqüência, as temperaturas termófilas não são alcançadas e os objetivos de estabilização e higienização são diretamente prejudicados. Por outro lado, o teor de umidade inferior a 50% já dificulta a atividade biológica, por ser essencial a todos os organismos. O nível de tolerância para o teor de umidade, segundo Tanner (2003), situa-se em 45%.

Em relação C/N equilibrada, os organismos aeróbios terão C e N em concentrações ideais, mas não terão condições de utilizá-los, se o teor de umidade exceder sua faixa de tolerância. Deve-se no pré-tratamento ponderar a composição do substrato favorável ao processo, definindo as proporções ideais ao controle de umidade e da relação C/N. Logo, a definição da composição do substrato é essencial ao alcance dos objetivos da tecnologia de co-compostagem.

O emprego de estruturante recomendado na literatura (ADHIKARI *et al.*, 2008; BANEGAS *et al.*, 2007; LU *et al.*, 2008; KALAMDHAD e KAZMI, 2008; SALUDES *et al.*, 2008; ROBIN *et al.*, 2008; ZORPAS E LOIZIDOU, 2008; CORREA, FONSECA e CORREA, 2007; MARAGNO, TROMGIN e VIANA,

2007) para aumentar a capacidade de oxigenação dos resíduos; propiciar o controle do teor de umidade e melhorar as características físicas e químicas do substrato foi fundamental ao controle do teor de umidade no início do processo de co-compostagem. Em geral, sugere-se o uso de serragem de madeira, borra de papel, casca de arroz, cavaco de madeiras e palhas. No caso específico da co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares, o uso de folhas como estruturante, além de favorecer a redução do teor de umidade, propiciou espaços de aeração entre as partículas que constituíam os lodos e permitiram a superação do limite do uso de lodos de esgotos, em relação à granulometria. As finas partículas agregam-se impedindo a passagem de oxigênio, prejudicando a ação dos organismos. Motivou-se também a reciclagem das folhas que comumente eram incineradas ou encaminhadas aos lixões dos municípios investigados.

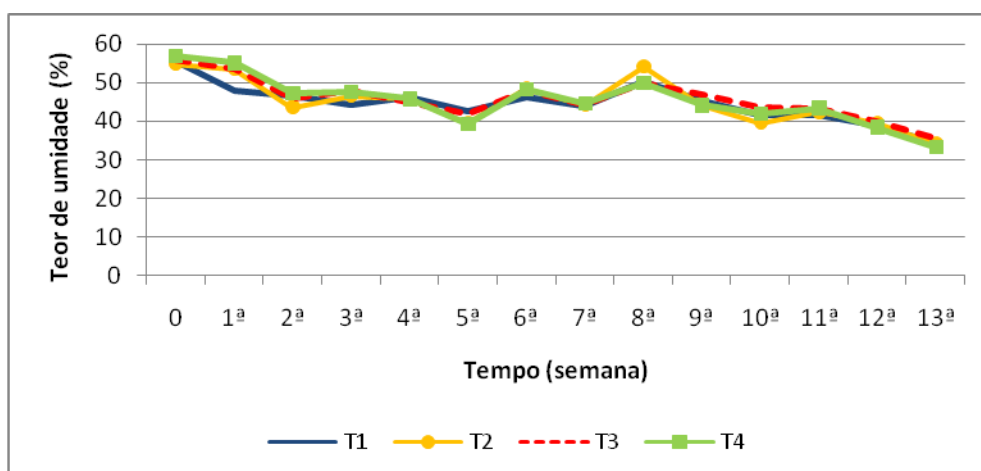
### **3.1.3.2. Monitoramento dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares**

#### **3.1.3.2.1. Teor de Umidade**

Os teores de umidade iniciais entre 55,03 a 58,17% (Figura 3.06), faixa considerada ótima (NEKLYUDOV, FEDOTOV e IVANKIN, 2008; OGUNWANDE *et al.*, 2008; CORREA, FONSECA e CORREA, 2007; MANCINI *et al.*, 2006; ZHANG e HE, 2006), favoreceram a ação dos organismos e conseqüentemente, a liberação de calor, aumentando a temperatura em níveis ideais à destruição e inviabilização de ovos de helmintos (45-65°C), conforme sugerem Correa, Fonseca e Correa (2007), USEPA (2003), Carrington (2001) e Hoornweg, Thomas e Otten (2000).

Ao longo do processo de co-compostagem ocorreu redução gradativa do teor de umidade, resultando em compostos com teores de umidade entre 31 e 38%. Na base dos reatores foram encontrados os maiores teores de umidade, em virtude da menor oxigenação. O reviramento favoreceu a homogeneização da massa do substrato, alterando-os esporadicamente conforme pode ser observado na sexta e oitava semanas de co-compostagem por meio da Figura 3.06.

Na Figura 3.06 são expostos os valores médios relativos ao teor de umidade para os diferentes tratamentos.



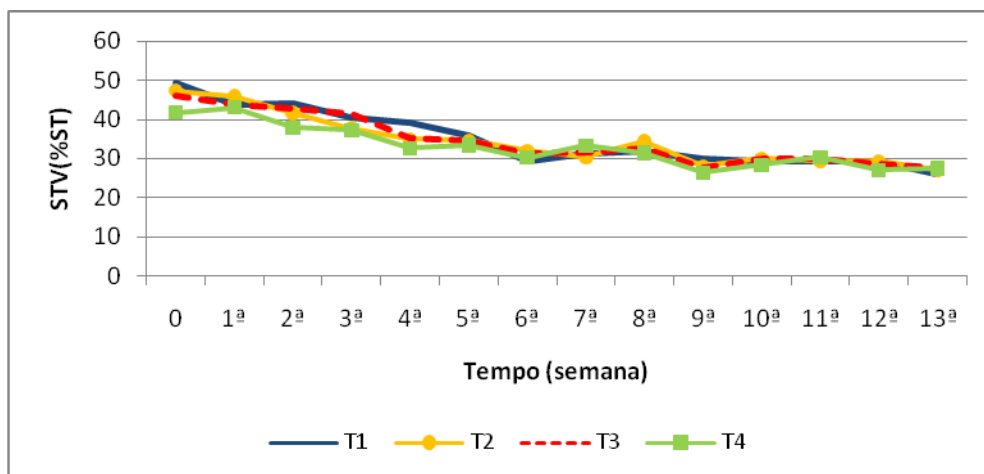
**Figura 3.06:** Valores médios relativos ao teor de umidade para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

### 3.1.3.2.2. Parâmetros relacionados à estabilização (STV, COT, NTK, DQO, P e K)

A concentração de sólidos totais voláteis na massa inicial decresceu em função da fração de lodos de tanques sépticos. No processo de estabilização (Figura 3.07), notou-se, em todos os tratamentos, a diminuição gradativa dos sólidos totais voláteis, atingindo a redução de 43,92 a 57,61%. O menor percentual correspondeu ao tratamento 4. Provavelmente, devido às menores concentrações de STV (41,87%) e de COT (23,26%) e menor relação C/N (17,81) na massa inicial, que limitou a ação dos organismos e resultou em menores níveis de temperatura.

Mohee, Mudhoo e Unmar (2008), avaliando o processo de co-compostagem de resíduos de granja e aparas de papel nas Ilhas Maurícius com relação C/N de 20,8, alcançaram a redução média de STV de 56,7%, no final da quinta semana, valores próximos aos obtidos para os tratamentos 1 e 2. Tognetti, Mazzarino e Laos (2007), investigando a co-compostagem de lodos de esgotos com resíduos sólidos orgânicos municipais na Argentina nas proporções: 50%, 30% e 25% de lodos registraram a redução de STV de 39% e 45% em 120 dias. Observa-se no trabalho de Tognetti, Mazzarino e Laos (2007) o aumento do tempo de estabilização e menor percentual de redução de sólidos totais voláteis, provavelmente, em função da composição heterogênea dos resíduos utilizados e da maior proporção de lodos de esgotos.

Na Figura 3.07 apresentam-se os valores médios de STV para os diferentes tratamentos expressos em sólidos totais.



**Figura 3.07:** Valores médios de STV para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

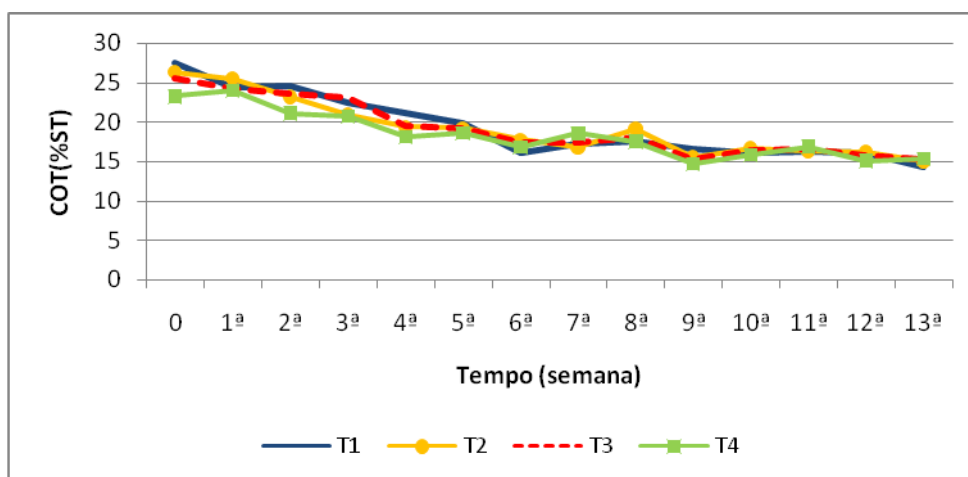
Em processo de estabilização considerado eficiente deve ocorrer a redução média de sólidos totais voláteis para 40%, conforme Pereira Neto (1996). A USEPA (1993) recomenda redução superior a 38% para biossólidos Classe A. Os percentuais de redução de sólidos totais voláteis obtidos, decrescente em função do aumento da fração de lodos (43,92 a 57,61%) retratam a eficiência do processo de estabilização em todos os tratamentos (T1, T2, T3, e T4).

Nos diferentes tratamentos, a redução para COT variou de 44,02% a 57,63% e seguiu o acréscimo da fração de lodos de tanques sépticos.

Na Figura 3.08 apresentam-se os valores médios de COT para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares expressos em sólidos totais.

Em todos os tratamentos, a relação C/N inicial (Figuras 3.09) esteve abaixo da faixa considerada ideal (25:1 e 30:1) por Ogunwande *et al.* (2008); Correa, Fonseca e Correa (2007), Hoornweg, Thomas e Otten (2000), Mancini *et al.* (2006), Bidone (2001), Kiehl (1998), Pereira Neto (1996), Haug (1993) e próxima da relação C/N (20:1) sugerida por Neklyudov, Fedotov e Ivankin (2008), Mohee, Mudhoo e Unmar (2008) e Barrington *et al.* (2002). Não foram verificadas diferenças significativas em função da fração de lodos de tanques

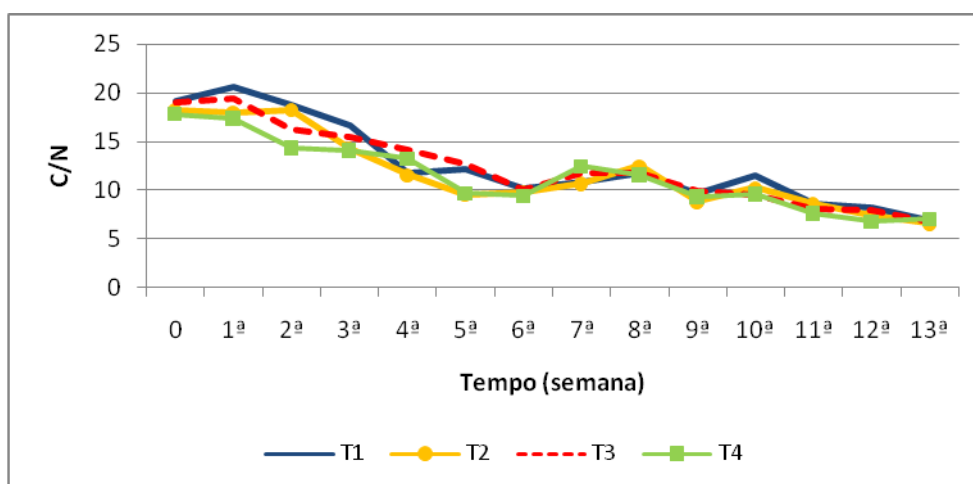
sépticos. O declínio da relação C/N acompanhou a diminuição dos teores de umidade, demonstrando a interdependência entre os dois parâmetros e reforçando a importância do controle inicial do teor de umidade para o processo de estabilização.



**Figura 3.08:** Valores médios de COT para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Em todos os tratamentos, a relação C/N inicial (Figuras 3.09) esteve abaixo da faixa considerada ideal (25:1 e 30:1) por Ogunwande *et al.* (2008); Correa, Fonseca e Correa (2007), Hoornweg, Thomas e Otten (2000), Mancini *et al.* (2006), Bidone (2001), Kiehl (1998), Pereira Neto (1996), Haug (1993) e próxima da relação C/N (20:1) sugerida por Neklyudov, Fedotov e Ivankin (2008), Mohee, Mudhoo e Unmar (2008) e Barrington *et al.* (2002). Não foram verificadas diferenças significativas em função da fração de lodos de tanques sépticos. O declínio da relação C/N acompanhou a diminuição dos teores de umidade, demonstrando a interdependência entre os dois parâmetros e reforçando a importância do controle inicial do teor de umidade para o processo de estabilização.

Na Figura 3.09 mostra-se a relação C/N para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares.



**Figura 3.09:** Decaimento da relação C/N para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

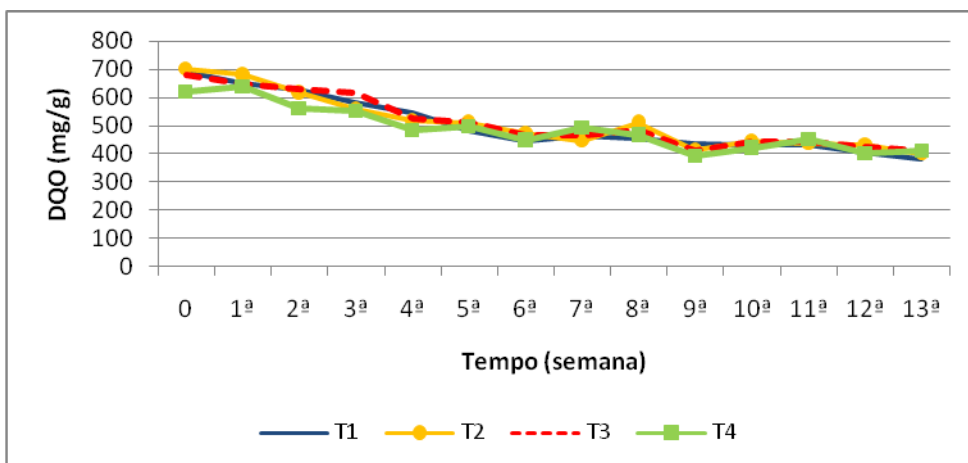
A relação C/N inicial de 17,8:1 a 19,2:1 não se traduziu em prejuízos à performance dos reatores, principalmente em relação à elevação da temperatura e à inativação de ovos de helmintos. De acordo com a Instrução Normativa 23/2005 (BRASIL, 2005), os compostos devem apresentar relação C/N de 8 a 12. Os compostos originados dos diferentes tratamentos neste trabalho, apresentaram relação C/N na faixa citada pela Instrução Normativa, (12,6:1 a 10,2:1).

Em relação à Demanda Química de Oxigênio – DQO, Kiehl (1998) considera que um composto não estável apresenta DQO igual ou maior que 900 mg/g, enquanto que o composto bioestabilizado deve apresentar DQO de 700 mg/g. Na massa inicial do substrato dos diferentes tratamentos, os valores de DQO variaram entre 620,2 mg/g a 700,8 mg/g, e na massa final de 410,6 mg/g a 383 mg/g (Figuras 3.10).

Observou-se a diminuição de DQO, na massa inicial, em função da elevação da fração de lodos de tanques sépticos. O inverso verificou-se na massa final. Destaca-se que esses dados citados por Kiehl (1998) correspondem à compostagem de resíduos agrícolas.

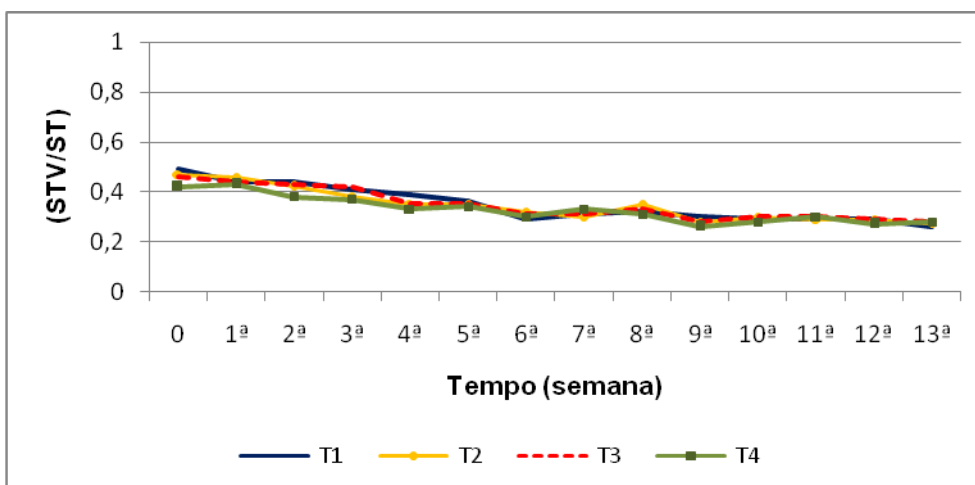
Na Figura 3.10 apresentam-se os valores médios de DQO para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares.





**Figura 3.10:** Valores médios de DQO para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Considerando os dados de DQO e com base na Resolução 375/06 do CONAMA (BRASIL, 2006a), que determina a relação de 0,70 de sólidos totais voláteis e sólidos totais para que os lodos de esgotos ou produtos derivados sejam considerados estáveis e utilizados na agricultura, conclui-se que em todos os tratamentos do presente trabalho, os compostos podem ser considerados estáveis (Figuras 3.11).



**Figura 3.11:** Relação STV/ST para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Para os nutrientes NTK, fósforo e potássio não foram observadas diferenças significativas em função da fração dos lodos de tanques sépticos nos diferentes tratamentos (Tabela 3.15). De acordo com os autores Singh e

Agrawal (2008), Agustini e Onofre (2007), Summerfelt e Penne (2007) e Andreoli *et al.* (2006), o conteúdo de nitrogênio e fósforo nos lodos de esgotos justificam a sua aplicação agrícola. O uso de resíduos sólidos orgânicos domiciliares em co-compostagem, segundo Gallizzi (2003), Koné *et al.* (2004) e Fang, Wong e Wong (1998), favorece o equilíbrio da relação C/N, pois estes detêm menor concentração de nitrogênio.

No caso dos lodos utilizados nos diferentes tratamentos, o valor médio de NTK (1,4%ST) foi inferior ao dos resíduos orgânicos domiciliares (2,2%ST). Fato semelhante ocorreu com a concentração de potássio (Tabela 3.15).

**Tabela 3.15:** Valores médios de NTK, fósforo total e potássio total para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares expressos em sólidos totais. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

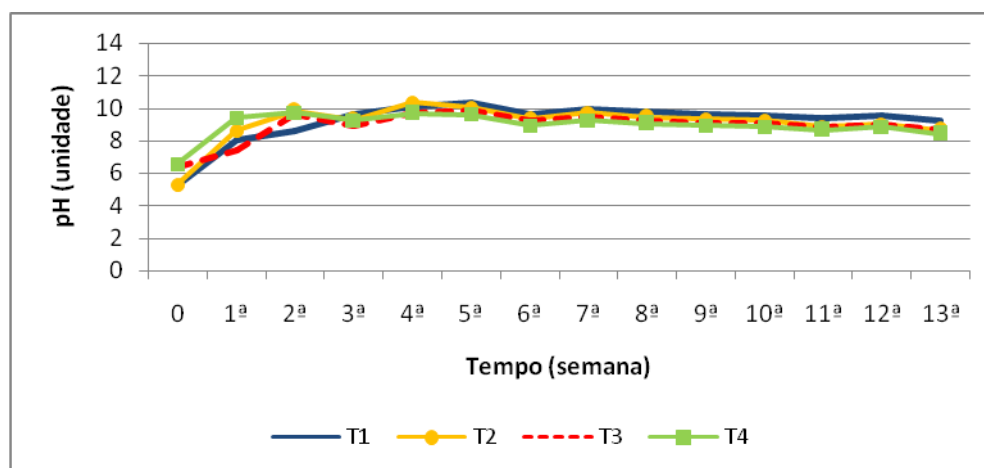
Tempo (semana)	NTK (%ST)				P (%ST)				K (%ST)			
	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4
Instalação	1,44	1,45	1,35	1,31	0,12	0,12	0,09	0,15	0,04	0,04	0,04	0,04
1 <sup>o</sup>	1,19	1,43	1,25	1,38	0,16	0,18	0,17	0,20	0,04	0,04	0,04	0,04
2 <sup>o</sup>	1,31	1,27	1,46	1,47	0,22	0,24	0,24	0,24	0,04	0,04	0,03	0,03
3 <sup>a</sup>	1,36	1,46	1,53	1,47	0,22	0,23	0,22	0,24	0,03	0,03	0,03	0,03
4 <sup>a</sup>	1,72	1,71	1,43	1,38	0,22	0,22	0,22	0,22	0,03	0,03	0,03	0,03
5 <sup>a</sup>	1,64	2,02	1,60	1,93	0,23	0,22	0,20	0,21	0,03	0,04	0,04	0,03
6 <sup>a</sup>	1,60	1,83	1,75	1,79	0,23	0,22	0,19	0,20	0,03	0,02	0,03	0,03
7 <sup>a</sup>	1,62	1,58	1,50	1,50	0,24	0,22	0,18	0,19	0,03	0,04	0,04	0,04
8 <sup>a</sup>	1,50	1,54	1,55	1,51	0,24	0,23	0,17	0,18	0,04	0,04	0,04	0,04
9 <sup>a</sup>	1,73	1,77	1,57	1,58	0,25	0,22	0,18	0,17	0,04	0,04	0,04	0,03
10 <sup>a</sup>	1,42	1,64	1,76	1,64	0,27	0,25	0,23	0,21	0,05	0,04	0,03	0,03
11 <sup>a</sup>	1,92	1,94	2,08	2,21	0,28	0,28	0,29	0,28	0,04	0,03	0,04	0,04
12 <sup>a</sup>	1,97	2,23	2,03	2,22	0,30	0,30	0,31	0,34	0,02	0,02	0,02	0,02
13 <sup>a</sup>	2,11	2,30	2,40	2,38	0,30	0,33	0,35	0,41	0,02	0,02	0,02	0,02

Considerando os sólidos totais, os percentuais de NTK e de fósforo aumentaram durante a co-compostagem gradativamente nos diferentes tratamentos (Tabela 3.15), diferente da concentração de COT que se perde, principalmente na forma de CO<sub>2</sub>. A transformação NTK e fósforo da forma orgânica para inorgânica, não significa em perda significativa para o sistema (KIEHL, 1998). A ausência de produção de chorume, também evitou a perda desses nutrientes por lixiviação.

Os valores médios de fósforo total na massa final de todos os tratamentos (0,30 a 0,41%ST) (Tabela 3.15) foram próximos aos identificados por Barreira, Philippi e Rodrigues (2006), ao analisar compostos orgânicos de 16 usinas de compostagem situadas no estado de São Paulo (0,027 a 0,48%ST) e inferior ao teor obtido por Mohee, Mudhoo e Unmar (2008) na co-compostagem de aparas de papel de escritório com resíduos orgânicos de granja (5%ST); superior ao teor de fósforo nos compostos gerados a partir de compostagem de lodos, em Victória Austrália (0,24%ST) por Correa, White e Wheatherley (2005), de co-compostagem de esterco de galinha com pó de serra (0,27%ST) por Ogunwande, Ogunjimi e Fafiyebi (2008) na Nigéria. Os percentuais de potássio foram inferiores aos registrados por Mohee, Mudhoo e Unmar (2008) (10%ST) e por Ogunwande, Ogunjimi e Fafiyebi (2008) (0,23%ST). Estes dados refletem a composição inicial do substrato e reafirmam a importância da co-compostagem de lodos de tanques sépticos para a reciclagem desses nutrientes.

### 3.1.3.2.3. Potencial hidrogeniônico (pH)

Em todos os tratamentos, no primeiro dia de co-compostagem foi observado pH ácido (5,3 a 6,6), característico do início do processo de compostagem. Nas duas primeiras semanas foram constatados pH que denotam a fase termófila para todos os tratamentos (7,4 a 9,7), seguido-se da fase de maturação, caracterizada por pH na faixa de 9,6 a 10,3. No final do processo, os compostos resultantes apresentaram pH entre 8,4 e 9,2 (Figura 3.12).



**Figura 3.12:** Níveis de pH para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

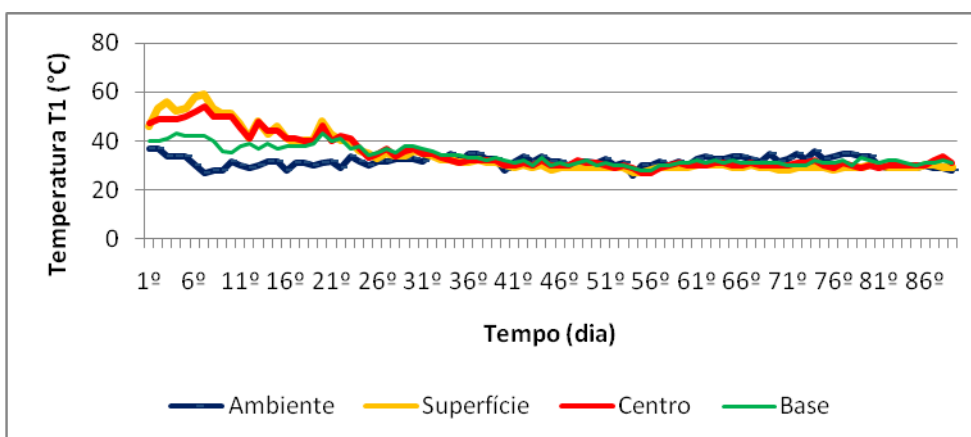
Na massa inicial, verificou-se a elevação de pH na medida em que aumentou a fração dos lodos de tanques sépticos (Figura 3.12). Comumente, os resíduos sólidos orgânicos domiciliares apresentam pH ácido (TAVARES, PINHEIRO e CALLADO, 2007; CALLAGHAN, 2002); o lodo primário apresenta pH próximo ao neutro (CORREA, WHITE e WEATHERLEY, 2005, SILVA, 2007; METCALF e EDDY, 2003), o que explica a elevação de pH em função da fração dos lodos.

#### 3.1.3.2.4. Monitoramento de temperatura

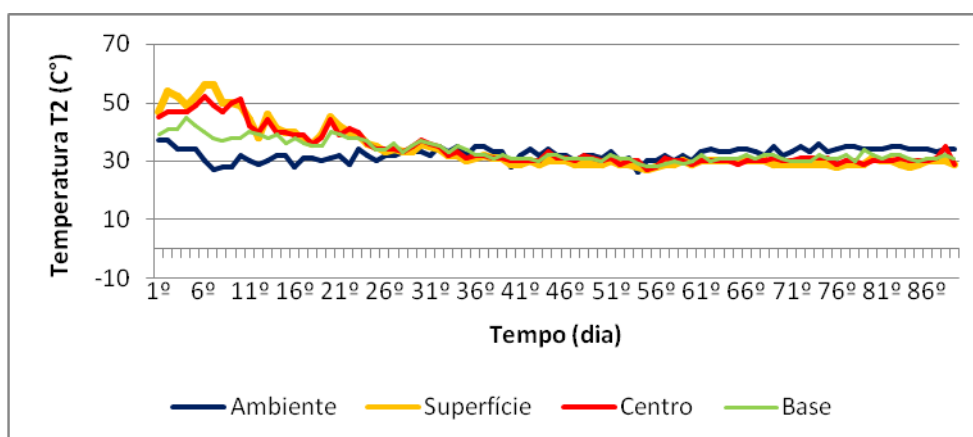
A temperatura é uma das variáveis que indica a eficiência do sistema, no decorrer do processo de biodegradação pelos organismos, cujo metabolismo é exotérmico (LEITÃO *et al.*, 2008; LIANG, DAS e McCLENDON, 2003; BIDONE, 2001; PEREIRA NETO, 1996; HAUG, 1993).

Nesta pesquisa, a fase de adaptação foi bastante curta, não ultrapassando três horas. No primeiro dia de instalação do experimento registraram-se valores de temperatura (45 a 65°C) que caracterizaram a fase termófila. Estes valores na superfície e no centro do substrato foram mantidos em T1 durante 11 dias e em T2 e T3 por dez dias; já em T4 por seis dias. Os resultados expressam a diminuição do tempo de duração da fase termófila em função do aumento da fração dos lodos de tanques sépticos, explicado pela menor concentração de STV com o incremento deste resíduo.

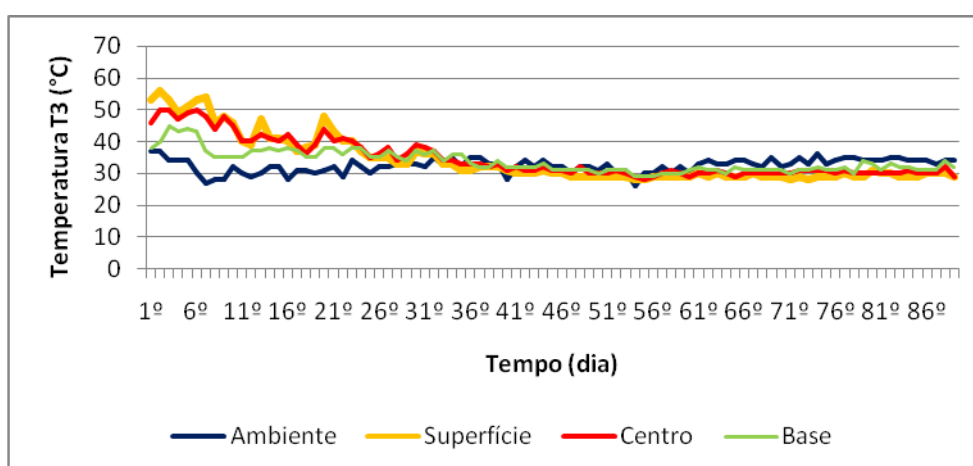
Nas Figuras de 3.13 a 3.16 são apresentados os valores médios diários de temperaturas para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares.



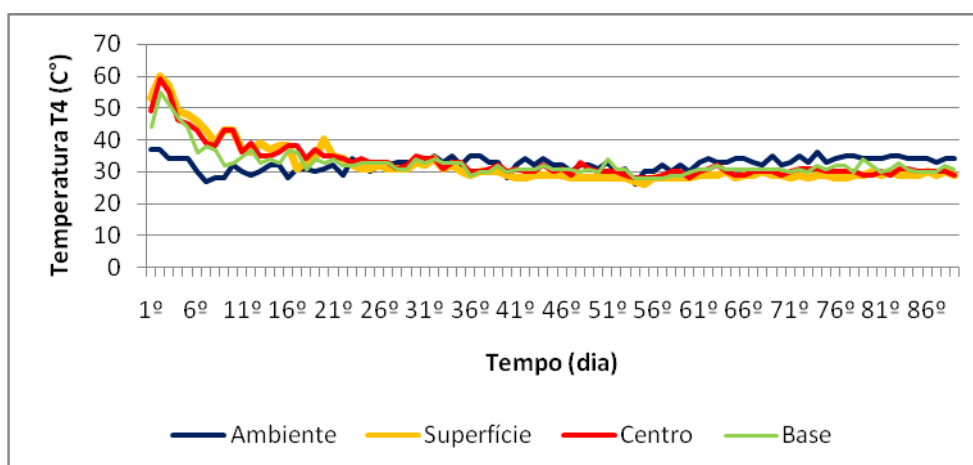
**Figura 3.13:** Valores médios diários de temperatura no tratamento 1 (T1) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.



**Figura 3.14:** Valores médios diários de temperatura no tratamento 2 (T2) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.



**Figura 3.15:** Valores médios diários de temperatura no tratamento 3 (T3) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.



**Figura 3.16:** Valores médios diários de temperatura no tratamento 4 (T4) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Os maiores valores de temperatura foram observados na superfície e no centro da massa do substrato para os diferentes tratamentos. No tratamento 4 (T4), verificaram-se os maiores valores de temperatura, todavia, foi no tratamento 1 (T1), onde as temperaturas termófilas se mantiveram durante maior tempo.

Na massa inicial do tratamento 1 (T1) foram registradas as maiores concentrações de STV, 49,5%ST (Figura 3.07), como também a mais alta relação C/N, 19,2 (Figura 3.09). Estes fatores, provavelmente, influenciaram no aumento do tempo de duração da fase termófila, diminuindo conseqüentemente, o tempo necessário para a destruição de ovos de helmintos.

Na fase termófila de todos os tratamentos, verificou-se a presença de fungos e de larvas de moscas. Os fungos concentraram-se no centro da massa do substrato, devido às melhores condições de umidade e de temperatura que favoreceram a colonização destes organismos heterótrofos. De acordo com Haug (1993) e Polprasert (1989), os fungos termófilos crescem após cinco a dez dias de compostagem e decompõem os compostos mais resistentes, tais como: celulose e lignina. Britto Jr. *et al.* (2007) identificaram, dentre os fungos participantes do processo de co-compostagem de resíduos de folhas de bananeira e capim, com lodos produzidos na estação de tratamento da CEASA-CE, os fungos do gênero *Trichoderma spp* e *Helminthosporium ssp*, como específicos de lodos de esgotos e *Penicillium spp* são peculiares de resíduos vegetais. Os fungos, porém, não foram objetos deste estudo.

Seqüenciando a fase termófila, ocorreu o declínio da temperatura de 45°C para 35°C, caracterizando o início da fase mesófila, que teve, em média, 12 dias de duração. Na quarta e última fase, maturação, os valores da temperatura foram próximos à temperatura ambiente. Esta foi a fase de maior duração (em torno de 54 dias).

#### **3.1.3.2.5. Concentração de ovos de helmintos para os diferentes tratamentos**

A concentração de ovos de helmintos verificada na massa inicial de co-compostagem para os diferentes tratamentos, aumentou em função da fração dos lodos de tanques sépticos (Tabela 3.16), ressaltando o nível de patogenicidade desses resíduos.

**Tabela 3.16:** Concentração de ovos de helmintos viáveis (V), não viáveis (NV) e totais (T) para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Tempo (semana)	Helmintos (Ovos/gST)											
	T1			T2			T3			T4		
	V	NV	T	V	NV	T	V	NV	T	V	NV	T
Instalação	8,1	0,0	8,1	10,8	1,9	12,7	15,7	1,9	17,6	16,5	5,2	21,7
1 <sup>a</sup>	6,1	0,8	6,9	10,7	4,7	15,4	7,6	4,8	12,4	12,9	0,0	12,9
2 <sup>a</sup>	0,0	0,0	0,0	4,1	3,2	7,3	5,1	5,1	10,2	3,5	2,2	5,7
3 <sup>a</sup>	0,0	0,0	0,0	7,1	4,2	11,3	6,3	4,9	11,2	8,4	3,2	11,6
4 <sup>a</sup>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	1,9	1,9	1,9	3,8	5,7
5 <sup>a</sup>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,7	2,2	0,7	2,9
6 <sup>a</sup>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,8	1,5
7 <sup>a</sup>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,8	0,0	0,0	0,0
8 <sup>a</sup>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9 <sup>a</sup>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,6	0,0	1,6	1,6	0,0	0,0	0,0
10 <sup>a</sup>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
11 <sup>a</sup>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,6	2,3
12 <sup>a</sup>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	1,0	0,0	0,0	0,0
13 <sup>a</sup>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

V- Ovos viáveis; NV- Ovos não viáveis; T- Total de ovos de helmintos

Constata-se o decaimento da concentração de ovos de helmintos para 0,0 ovos/gST nos tratamentos, em períodos diferentes, caracterizando o aumento do tempo necessário à higienização em função da elevação da proporção dos lodos de tanques sépticos adicionados ao substrato (Tabela 3.16). Esta diferença teve relação com a fase termófila, a qual apresentou maior duração nos tratamentos com maior percentual de sólidos totais voláteis, carbono orgânico total e relação C/N. No tratamento 1, já na segunda semana não foram identificados ovos de helmintos. Nos tratamentos 2 e 3, a partir da quarta semana não foram visualizados ovos de helmintos viáveis. No tratamento 4, não foram verificados ovos de helmintos viáveis a partir da sétima semana, embora, alguns ovos viáveis, foram visualizados na décima primeira semana.

Destaca-se que o reaparecimento de ovos de helmintos viáveis no tratamento 4, na décima primeira semana, resulta dos menores valores de temperatura ocorridos na base do reator, ressaltando a importância do

reviramento periódico, pois este, além de promover a aeração dos sistemas e favorecer a ação dos organismos autóctones aeróbios, propicia o transporte dos ovos de helmintos da base para a superfície, facilitando sua remoção. Possivelmente, na base dos reatores, os ovos de helmintos ficam mais protegidos, uma vez que esse ambiente funciona como isolante térmico, com pouca aeração, maior teor de umidade e maior probabilidade de formação de zonas de compactação, grumos.

Verifica-se que a co-compostagem, além de permitir a estabilização dos lodos de tanques sépticos e dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares, favoreceu a higienização dos mesmos, produzindo compostos isentos de ovos de helmintos, com qualidade sanitária segura, atendendo à legislação internacional e à nacional.

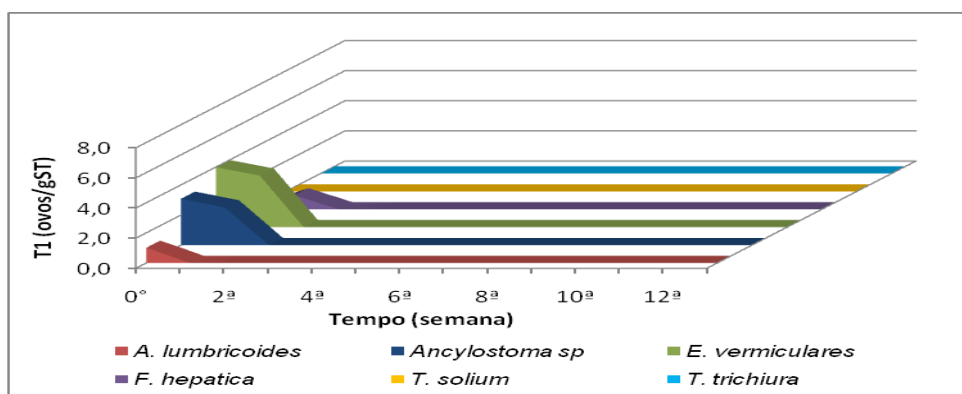
Dessa forma, pelo parâmetro sanitário ovos de helmintos, os compostos produzidos nesta pesquisa podem ser enquadrados em composto classe A, conforme as Resoluções 375/06 e 380/06 do CONAMA (BRASIL, 2006a; 2006b). A eficiência de destruição dos ovos de helmintos correspondeu a 100% para todos os tratamentos e para todos os tipos de helmintos identificados.

Gallizzi (2003), em Kumasi, República de Gana, estudando a co-compostagem de lodos de tanques sépticos previamente desidratados com resíduos orgânicos de mercado central, na proporção de 50%, obteve 85% de destruição de ovos de helmintos (2 a 45 ovos/gST para 0,5 a 4,0 ovos/gST). Segundo o autor, a co-compostagem favoreceu o aumento da temperatura, excedendo a 45°C por mais de cinco dias. Gallizzi (2003) verificou que a redução de ovos de helmintos prosseguiu na fase de maturação, detectou diferença significativa em relação à frequência de reviramento sob a qualidade do produto final. Nos tratamentos que foram revolvidos a cada dez dias, o composto era mais heterogêneo e continha maior quantidade de rejeito, constatou-se também ampliação do tempo necessário à destruição de ovos helmintos (4,5 meses).

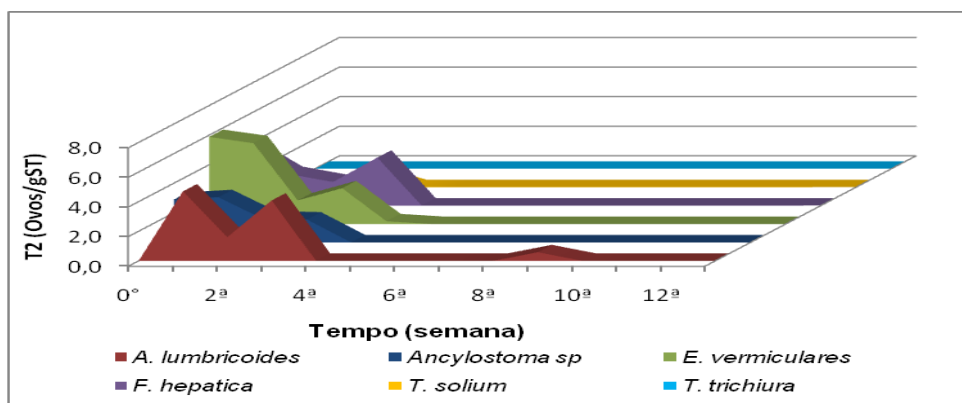
A diversidade de ovos de helmintos esteve relacionada com àquela registrada nos lodos dos tanques sépticos multicâmaras de uso coletivo e nos resíduos orgânicos domiciliares (Figuras 3.17 a 3.20; Apêndice B). As espécies e gêneros frequentes nos diversos tratamentos foram: *Ascaris lumbricoides*,



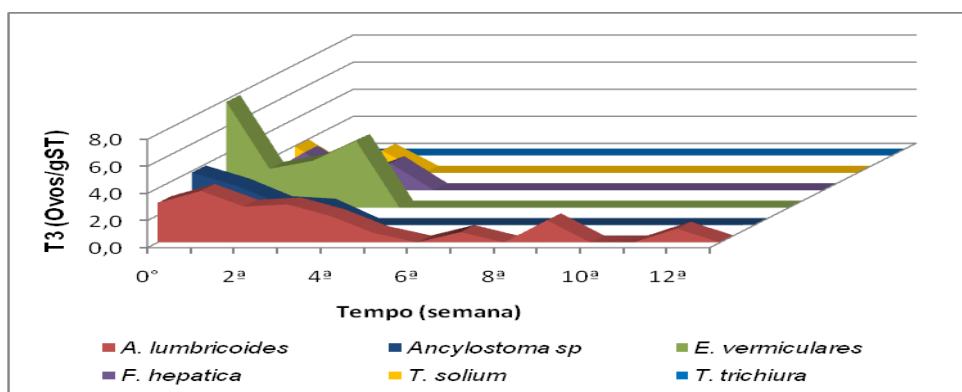
*Ancylostoma sp*; *Enterobius vermiculares*; *Fasciola hepatica*, *Taenia solium* e *Trichuris trichiura* (Figuras 3.17 a 3.20; Apêndice B).



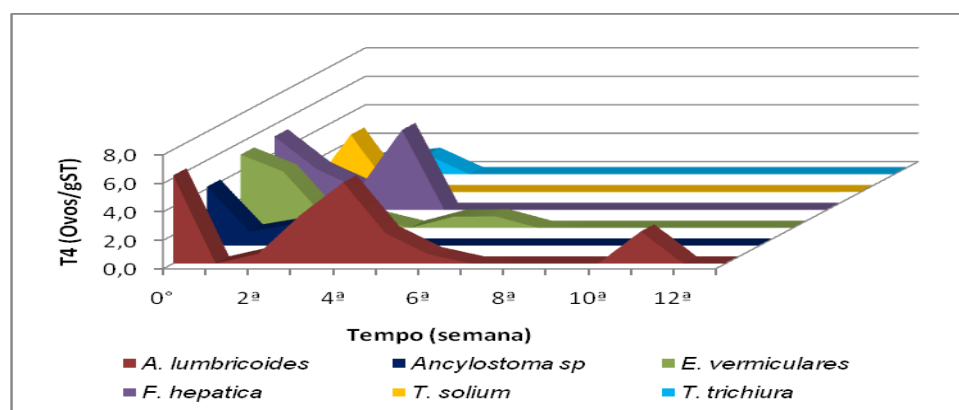
**Figura 3.17:** Valores médios semanais de ovos de helmintos no tratamento 1 (T1) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.



**Figura 3.18:** Valores médios semanais de ovos de helmintos no tratamento 2 (T2) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.



**Figura 3.19:** Valores médios semanais de ovos de helmintos no tratamento 3 (T3) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.



**Figura 3.20:** Valores médios semanais de ovos de helmintos no tratamento 4 (T4) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Entre os helmintos investigados, os ovos de *Ascaris lumbricoides*, mostraram-se os mais resistentes, seguindo a indicação da literatura. Os ovos de *Ancylostoma sp* e *Enterobius vermiculares* foram destruídos mais facilmente. A literatura considera os mesmos, os menos resistentes (NEVES, 2005; FEACHEM *et al.*, 1983). De acordo com Feachem *et al.* (1983), em temperaturas superiores a 40°C, os ovos de *Ancylostoma sp* são destruídos, enquanto que os ovos de *Enterobius vermiculares* tendem a morrer em baixa umidade (<34%). Os ovos de *Fasciola hepatica* desenvolvem-se na faixa de temperatura entre 25 a 37°C, mas morrem rapidamente em baixa umidade e em ambiente com baixa concentração de matéria orgânica.

A ordem de destruição ou inativação de ovos de helmintos pode ser assim considerada: *Ascaris lumbricoides*, *Fasciola hepatica*, *Trichuris trichiura*, *Taenia solium*, *Ancylostoma sp* e *Enterobius vermiculares*.

Os ovos de *Ascaris lumbricoides* foram então, os mais resistentes, seguidos pelos ovos de *Fasciola hepatica*, de *Trichuris trichiura* e de *Taenia solium*. Os ovos de *Ancylostoma sp* e *Enterobius vermiculares* foram os menos resistentes. Confirma-se a validade de ovos de *Ascaris lumbricoides* como indicador de qualidade sanitária em todos os bio-sólidos originados dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares preconizado na literatura internacional (CARRIJO e BIONDI, 2008; WHO, 2004; USEPA, 2003; GALLIZZI, 2003; METCALF e EDDY, 2003; CARRINGTON, 2001; FEACHEM *et al.*, 1983). A

resistência de ovos de *Fasciola hepatica* alerta para a urgência em ampliar os estudos sobre as condições de sobrevivência desse helminto.

As condições ambientais geradas de forma sequencial nos reatores durante o processo de co-compostagem, foram adversas à sobrevivência dos ovos de helmintos: redução do teor de umidade e de STV, temperaturas termófilas, pH alcalino e predatismo; permitindo não apenas a remoção de ovos de helmintos dos sistemas estudados, como também a inativação e a destruição dos mesmos. Os ovos inviáveis mostraram-se deformados, apresentando membrana externa danificada.

### 3.1.3.2.6. Mesoinvertebrados que participaram da co-compostagem

A presença de mesoinvertebrados foi analisada a partir da primeira semana dos diferentes tratamentos por co-compostagem. Verificou-se que a densidade de mesoinvertebrados cresceu na medida em que se elevou a fração dos lodos de tanques sépticos (Tabela 3.17).

**Tabela: 3.17:** Valores médios semanais de mesoinvertebrados nos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Tempo (semana)	Mesoinvertebrados (indivíduos/gST)			
	T1	T2	T3	T4
0	0,00	0,00	0,00	0,00
1 <sup>a</sup>	0,32	0,35	0,68	1,61
2 <sup>a</sup>	0,64	1,26	2,65	0,71
3 <sup>a</sup>	0,45	0,49	0,29	0,18
4 <sup>a</sup>	1,88	3,37	3,37	0,81
5 <sup>a</sup>	2,32	2,07	2,14	2,36
6 <sup>a</sup>	2,19	1,66	2,17	0,51
7 <sup>a</sup>	1,09	0,81	1,62	0,55
8 <sup>a</sup>	1,28	1,11	0,74	0,50
9 <sup>a</sup>	0,70	0,31	0,38	0,29
10 <sup>a</sup>	0,82	0,57	0,57	0,23
11 <sup>a</sup>	0,51	0,34	0,38	0,35
12 <sup>a</sup>	0,46	0,33	0,29	0,30
13 <sup>a</sup>	0,18	0,12	0,14	0,12

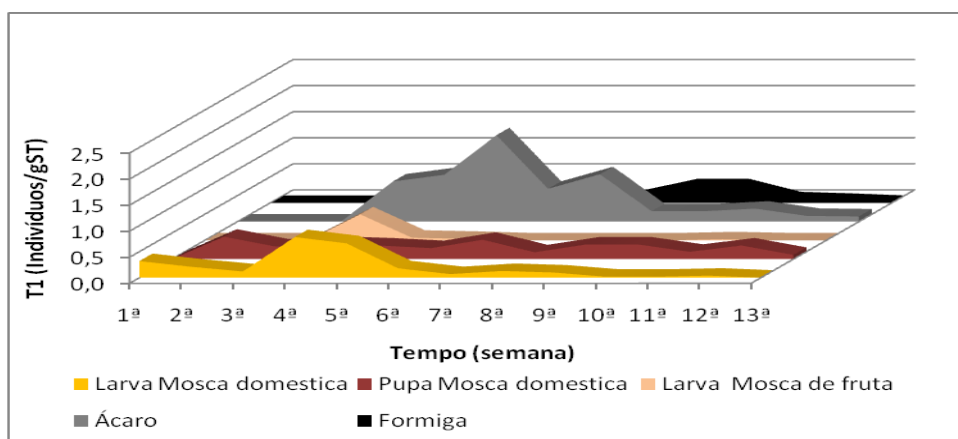
A participação dos mesoinvertebrados atingiu maior densidade em períodos diferentes para cada tratamento (Tabela 3.17). No tratamento 3 constataram-se as maiores densidades na fase termófila e mesófila, porém não

foram identificados os maiores níveis de temperatura. Este resultado ressalta que o aumento da temperatura depende da ação sinérgica de um conjunto de organismos, tais como: bactérias, fungos, actinomicetos e mesoinvertebrados.

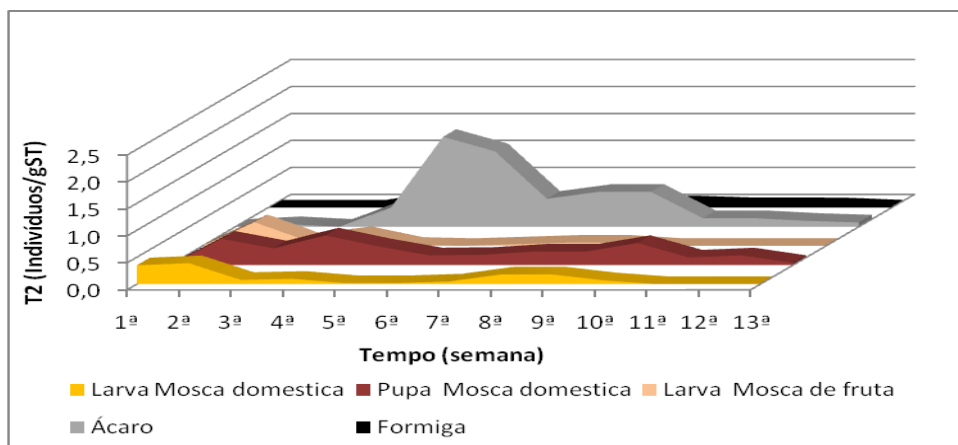
Os primeiros mesoinvertebrados observados foram as larvas de dípteros, em particular de moscas domésticas. Estas mostraram-se indispensáveis à degradação da matéria orgânica, no estágio de maior umidade (50%-60%), de material orgânico complexo e  $\text{pH} < 7,0$ . Nas semanas seguintes, as larvas de mosca transformaram-se em pupas e permaneceram por cerca de cinco semanas. Na fase de maturação, completou-se o ciclo e as moscas saíram do sistema. As observações sugerem que as moscas não chegaram ao sistema em sua fase adulta, mas que saíram deste, após completar o seu ciclo de vida. Indica também que o sistema de co-compostagem operado adequadamente não atrai esses insetos.

Na fase de maturação foram identificados ácaros, cuja provável função seja de polimento, por eles degradarem material semi-estável. Os ácaros mostraram-se adaptados ao ambiente de baixa umidade ( $< 43\%$ ), temperaturas mais amenas ( $< 35^\circ\text{C}$ ) e  $\text{pH}$  alcalino ( $> 8,5$ ). Observou-se também a participação de formigas. Entretanto, no final do processo de co-compostagem, raramente foram visualizados mesoinvertebrados, o qual é compreensível, devido à carência de nutrientes e ao baixo teor de umidade.

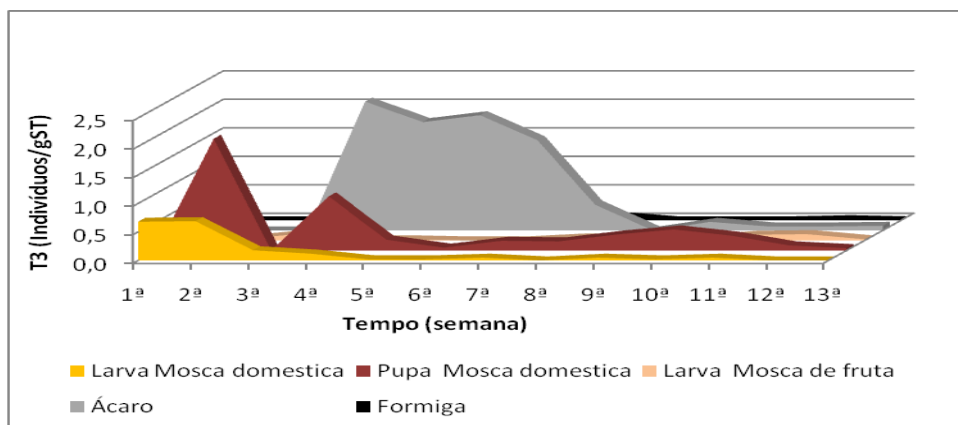
A sucessão observada entre os mesoinvertebrados nos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares é apresentada por meio das Figuras 3.21 a 3.24 e do Apêndice C.



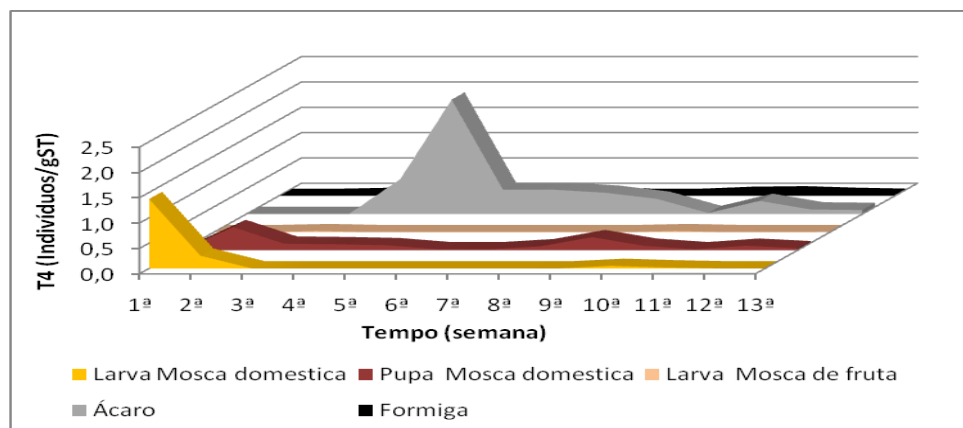
**Figura 3.21:** Sucessão observada entre os mesoinvertebrados no tratamento 1 (T1) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.



**Figura 3.22:** Sucessão observada entre os mesoinvertebrados no tratamento 2 (T2) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.



**Figura 3.23:** Sucessão observada entre os mesoinvertebrados no tratamento 3 (T3) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.



**Figura 3.24:** Sucessão observada entre os mesoinvertebrados no tratamento 4 (T4) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Dentre os trabalhos consultados de co-compostagem, apenas um fez referência aos mesoinvertebrados, no entanto, não envolve lodos de esgotos (ATAIDE *et al.*, 2007).

Ataíde *et al.*(2007) identificaram 501 espécies do Filo Arthropoda, classe Insecta e Ordem Diptera. Verificaram que em fase de menor estabilidade, encontra-se maior diversidade de dípteros e entre eles, predominaram as Famílias Muscidae (49,9%), Otitidae (38,3%) e Euphyridae (6,4%). As famílias Otitidae e Euphyridae não são consideradas vetores. As famílias Otitidae são predadoras e desempenham papel importante na redução de microrganismos patogênicos.

### 3.1.3.3. Análise de Variância

O teste de Levene indicou homogeneidade nas condições experimentais. Verificou-se normalidade dos possíveis erros experimentais. A partir do teste F, observou-se efeito estatisticamente significativo ao nível de 5% para as variáveis investigadas.

Na Tabela 3.18 apresentam-se os dados referentes ao coeficiente de variação (CV), Diferença Mínima Significativa (DMS) para os parâmetros: umidade, STV, relação C/N, NTK, Temperaturas da base, centro e superfície.

**Tabela 3.18:** Análise de variância para os parâmetros: teor de umidade, STV, C/N e temperaturas para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Parâmetros	Tratamento		Semana	
	CV (%)	DMS (5%)	CV(%)	DMS (5%)
Umidade (%)	5,2	1,6	5,7	3,6
STV (%ST)	10,9	2,6	8,3	4,0
C/N	11,0	1,8	16,3	2,8
NTK (%ST)	11,2	0,2	7,5	0,2
Temperatura base (°C)	3,9	0,9	2,6	1,2
Temperatura centro (°C)	4,6	1,1	2,5	1,2
Temperatura superfície (°C)	4,4	1,0	3,4	1,6

CV: coeficiente de variação; DMS: diferença mínima significativa

Os parâmetros relacionados diretamente com a transformação de matéria orgânica em mineral apresentaram os maiores coeficientes de variação (STV, C/N e NTK), em torno de 11%. Considerando-se o período de co-compostagem, as semanas e a relação C/N apresentaram o maior coeficiente de variação e a diferença mínima significativa foi mais relevante entre as semanas.

A partir do teste de Tukey constatou-se que não ocorreu diferença estatística a 5% de probabilidade entre as médias dos tratamentos investigados, exceto para as temperaturas medidas no centro e na superfície (topo) do substrato para o tratamento 4 (T4). Neste tratamento, foram identificadas as menores temperaturas durante o monitoramento dos reatores, refletida na fase termófila mais curta, aumento do tempo para destruição ou inativação de ovos de helmintos (higienização), na menor velocidade de degradação do substrato ( $K_{STV} = 0,0069 \text{ dia}^{-1}$ ) e na menor eficiência de transformação do substrato em composto.

Nas Tabelas 3.19 e 3.20 mostram-se as análises de variância pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade para os diferentes tratamentos e para as semanas, respectivamente.

**Tabela 3.19:** Análise de variância pelo teste de Tukey para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Tratamento	Umidade (%)	STV (%ST)	C/N	NTK (%ST)	Temperatura (°C)		
					Base	Centro	Superfície
T1	44,73a	36,08a	13,05a	1,87a	33,70a	34,89a	34,48a
T2	44,99a	34,38a	11,73a	1,99a	33,46a	34,20a	34,05a
T3	45,79a	34,48a	12,31a	1,91a	33,46a	34,58a	34,25a
T4	45,37a	32,94a	11,45a	1,96a	32,94a	33,16b	32,95b

\*Médias seguidas de mesmas letras não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

A ausência de diferença significativa entre os tratamentos pode ser explicada pelos princípios biológicos da compostagem. Frequentemente, de acordo com a constituição dos substratos, as diferenças são significativas nas primeiras semanas, uma vez que os organismos autóctones tendem a reduzir o estado de entropia, buscando condições favoráveis ao desempenho de suas funções. Na fase de maturação, as diferenças são mínimas e o composto

resultante tende a reunir características físicas, químicas e sanitárias que atendam a uma faixa estabelecida pela legislação local vigente. O teste de Tukey aplicado para médias obtidas semanalmente durante a co-compostagem reforçam a afirmativa (Tabela 3.20).

**Tabela 3.20:** Análise de variância pelo teste de Tukey para as semanas dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Semana	Umidade (%)	STV (%ST)	C/N	NTK (%ST)	Temperatura (°C)		
					Base	Centro	Superfície
0	55,72a	46,17a	18,58a	1,55g	43,23a	48,72a	52,22a
1 <sup>a</sup>	55,43ab	44,16ab	18,86a	1,53g	37,37b	45,37a	46,92b
2 <sup>a</sup>	45,77de	41,60bc	16,90ab	1,65fg	36,35b	39,53c	39,80c
3 <sup>a</sup>	46,58d	39,29cd	15,12b	1,71efg	36,36b	37,61d	37,99d
4 <sup>a</sup>	45,66de	35,54de	14,23bc	1,81defg	34,87c	34,76e	33,83e
5 <sup>a</sup>	40,87gh	34,63ef	11,00d	2,05c	32,55d	31,83f	30,98f
6 <sup>a</sup>	47,70cd	30,64fghi	9,81de	1,98cd	31,25e	30,67fg	29,56fg
7 <sup>a</sup>	44,21defg	31,55efgh	11,42d	1,79def	30,62ef	30,30gh	28,76g
8 <sup>a</sup>	50,97bc	32,61efg	11,91cd	1,77ef	29,60f	29,26h	28,63g
9 <sup>a</sup>	45,14def	27,96hi	9,40def	1,91cde	31,13e	30,10gh	29,62fg
10 <sup>a</sup>	41,68fgh	29,33ghi	10,17de	1,89cde	30,88e	30,60g	28,94g
11 <sup>a</sup>	42,71efgh	29,73ghi	8,18ef	2,35b	31,61de	29,84gh	29,46fg
12 <sup>a</sup>	39,23h	28,49hi	7,55ef	2,44b	31,34de	30,71fg	29,50fg
13 <sup>a</sup>	34,40i	27,06i	6,77f	2,66a	31,21e	29,58gh	28,83g

\*Médias seguidas de mesmas letras não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Os dados apresentados na Tabela 3.20 não exibiram diferenças significativas entre os tratamentos, exceto para as temperaturas no tratamento 4, mas entre as semanas. De modo geral, estas diferenças dividem-se em três blocos, reforçando idéia de sucessão ocorrida durante o processo de compostagem. Para os parâmetros teor de umidade, STV, C/N e temperatura, os maiores valores situam-se nas primeiras semanas e os menores nas últimas semanas. As diferenças significativas situaram-se nas primeiras semanas, diferentemente de NTK, cujas médias não mostraram diferenças significativas até a quarta semana. As maiores médias de NTK encontram-se nas últimas semanas, confirmando-se que praticamente não há perdas de nitrogênio durante a co-compostagem, mas transformação; contrariamente ao carbono, que ao ser



utilizado pelos seres heterótrofos, parte é perdida na forma de CO<sub>2</sub>. Para as temperaturas, as diferenças significativas concentraram-se da primeira a sexta semana, refletindo a fase de maior atividade biológica.

Os testes de Tukey realizados ao nível de 5% de probabilidade para os tratamentos e para as semanas e aplicados aos dados coletados no período de 13 semanas referentes à estabilização: teor de umidade, percentual de STV e de NTK, relação C/N e temperatura, não permitiram identificar a fração de lodos de tanques sépticos mais adequada à co-compostagem com resíduos sólidos orgânicos domiciliares para o alcance dos objetivos previstos ao tratamento destes resíduos: estabilização e higienização. No entanto, a diferença significativa registrada para os valores médios de temperatura em T4, a menor velocidade de degradação de STV em T4 ( $K_{STV}=0,0069 \text{ dia}^{-1}$ ) e de decaimento da relação C/N ( $K_{C/N}=0,0106 \text{ dia}^{-1}$ ), alertam para as restrições de uso de fração de lodos superior a 20%, principalmente, ao considerar que em T4 foram registradas as menores temperaturas na superfície e no centro do substrato e que o tempo necessário à higienização foi maior. Além de que no composto resultante de T4 foi verificada a maior concentração de coliformes termotolerantes, maior concentração de metais pesados e do macronutriente secundário enxofre. Destaca-se que as menores médias de sólidos totais voláteis e C/N foram constatadas em T4, embora não representem diferença significativa.

Tognetti, Mazzarino e Laos (2007) investigaram a qualidade do composto resultante de co-compostagem de lodos de esgotos e resíduos sólidos orgânicos municipais nas proporções: 25%, 30% e 50%, estatisticamente, os compostos apresentaram qualidade similar, embora a mistura de 30% tenha exibido maior perda de Nitrogênio. Lhad *et al.* (2004) examinaram a co-compostagem de resíduos sólidos municipais e fezes animais nas proporções de 40% e 60%, com dois tipos de granulometria 1cm e 0,2cm. Os compostos, igualmente, não apresentaram diferença estatística, todavia os autores observaram melhor desempenho dos reatores na mistura 40% e substrato com 0,2 cm de granulometria.

### 3.1.3.4. Cinética de biodegradação do substrato para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos e resíduos orgânicos sólidos domiciliares

A velocidade de biodegradação das diferentes frações dos lodos de tanques sépticos coletivos utilizados juntamente com os resíduos sólidos orgânicos domiciliares submetidos ao processo de compostagem pode ser representada por modelos matemáticos. Desta forma, as constantes de velocidade de biodegradação (K) da concentração de sólidos totais voláteis e relação carbono/nitrogênio foram estimadas obedecendo a cinética de primeira ordem, sendo ajustadas as equações exponenciais aos dados obtidos semanalmente (Tabela 3.21).

**Tabela 3.21:** Equações de biodegradação ajustadas para os dados de concentração de STV e relação C/N obtidos semanalmente dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

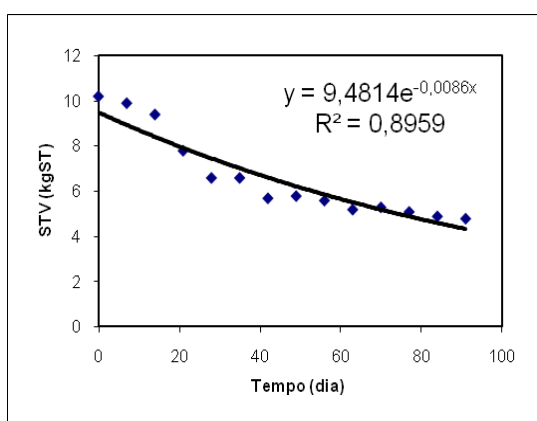
Tratamento	STV	R <sup>2</sup>	C/N	R <sup>2</sup>
T1	$STV=10,0e^{-0,0095t}$	0,8867	$C/N=19,9e^{-0,0113t}$	0,9352
T2	$STV=9,6e^{-0,0092t}$	0,8774	$C/N=18,5e^{-0,0109t}$	0,9370
T3	$STV=9,7e^{-0,0085t}$	0,8871	$C/N=18,9e^{-0,0107t}$	0,9687
T4	$STV=8,7e^{-0,0069t}$	0,8967	$C/N=18,2e^{-0,0106t}$	0,9339
<b>Valores médios</b>	<b><math>STV=9,5e^{-0,0086t}</math></b>	<b>0,8959</b>	<b><math>C/N=18,9e^{-0,0108t}</math></b>	<b>0,9635</b>

Como as equações ajustadas para avaliar a biodegradação semanal da matéria orgânica expressam em termos de STV e o decaimento de C/N durante a co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares não apresentaram diferenças significativas em nível de probabilidade de 5%, os dados estão apresentados em equação única para cada variável, conforme as Figuras 3.25 e 3.26.

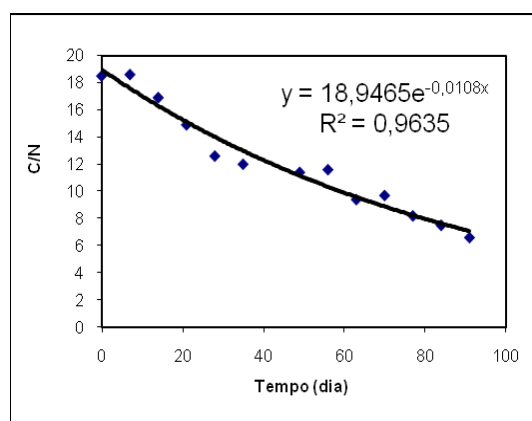
O aumento da fração de lodos de tanques sépticos nos diferentes tratamentos reduziu a velocidade de biodegradação de STV ( $K_{STV} = 0,0095 \text{ dia}^{-1}$  a  $0,0069 \text{ dia}^{-1}$ ) durante o período de 91 dias, conforme Tabela 3.21.

A menor velocidade de biodegradação do substrato ocorreu no tratamento 4 (T4) ( $K_{STV} = 0,0069 \text{ dia}^{-1}$ ), refletindo-se nas menores temperaturas no decorrer da co-compostagem; estas apresentaram diferença significativa em nível de 5% de probabilidade dos demais tratamentos. As menores temperaturas aumentaram o tempo requerido para a destruição de ovos de helmintos, comparando-se aos demais tratamentos (T1, T2 e T3).

No final do processo não houve prejuízos para a qualidade do composto resultante deste tratamento. Por outro lado, em todos os tratamentos, a constante de degradação ( $K_{STV}$ ) apresentou-se maior do que as obtidas no trabalho de Matos *et al.* (1998) para a co-compostagem de diferentes resíduos orgânicos (bagaço de cana-de-açúcar, capim napier, palhas de café) com esgotos de suinocultura ( $K_c = 0,002992 \text{ dia}^{-1}$  a  $0,004327 \text{ dia}^{-1}$ ), no período de 90 a 133 dias.



**Figura 3.25:** Equação geral de biodegradação de STV no período de 91 dias de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.



**Figura 3.26:** Equação geral de regressão de C/N no período de 91 dias de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Esses resultados são indicativos que a co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares, além de permitir a estabilização e higienização desses resíduos, reduziu o tempo necessário à produção do composto.

Observa-se na Figura 3.26 que a constante de regressão da relação C/N também teve influência do aumento da fração de lodos de tanques

sépticos coletivos, seguindo-se o comportamento das constantes de biodegradação de STV, confirmando que relação C/N inicial entre 17,8:1 a 19,2:1 não se traduziu em prejuízos para os diferentes tratamentos, porém influenciou na redução da velocidade da degradação de STV.

### 3.1.3.5. Fases constatadas na co-compostagem de lodos de tanques sépticos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares.

Observando-se o comportamento dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares e considerando-se a atividade biológica, a temperatura, a estabilidade e a qualidade sanitária, constatou-se que a co-compostagem pode ser dividida em cinco fases (Quadro 3.01, Tabela 3.22). Para a qualidade sanitária, a presença de ovos de helmintos viáveis foi o único parâmetro considerado, por ter sido monitorado durante todo o processo de co-compostagem. Os coliformes termotolerantes foram avaliados apenas nos compostos resultantes dos diferentes tratamentos.

**Quadro 3.01:** Fases constatadas no período de 91 dias nos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Fases	Atividade Biológica	Temperatura	Estabilidade	Qualidade sanitária
1	Adaptação	Mesófila	Substrato	C - Péssima
2	Intensa atividade biológica	Termófila	Instável	C – Péssima
3	Moderada atividade biológica	Mesófila	Semi-estável	B- Regular
4	Baixa atividade biológica	Mesófila	Semi-estável	B- Regular
5	Ausência de atividade biológica	Ambiente	Estável (composto)	A – Boa

A avaliação da qualidade sanitária, de acordo com a concentração de ovos de helmintos, tomou por base a classificação de biossólidos estabelecida na Resolução 375/06 do CONAMA (BRASIL, 2006a): classe A (<0,25 ovos viáveis/gST) e Classe B (0,25<10 ovos viáveis/gST). A classe C (>10 ovos

viáveis/gST), acrescentou-se neste trabalho, com o objetivo de ampliar a avaliação sanitária para as diferentes fases.

Na Tabela 3.22 são apresentadas as fases constatadas durante a co-compostagem e os valores médios para os parâmetros monitorados.

**Tabela 3.22:** Fases constatadas na co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares e os valores médios dos parâmetros monitorados no período de 91 dias. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Parâmetros	Fases				
	1-ADB	2-IAB	3-MAB	4-BAB	5-AAB
Duração (dia)	0-1	6-12	24-30	54	-
Umidade (%)	56-60	52-56	41-52	39-41	<39
STV (%ST)	42-50	42-46	35-42	28-35	<28
C/N	18-20	16-18	12-16	8-12	<8
pH	5,3-6,6	6,6-7,5	7,5-10,4	8,7-9,6	<8,7
Temperatura (°C)	45-50	50-60	30-45	28-30	Ambiente
Mesoinvertebrados (indivíduos/gST)	0	0,20-0,20	0,15-3,5	0,20-2,2	<0,2
Helminhos (Ovos viáveis/gST)	8,0-23	6,0-13,0	7,0-10,0	0,0-3,0	0,0

ADB: Adaptação Biológica; IAB: Intensa Atividade Biológica; MAB: Moderada Atividade Biológica; BAB: Baixa Atividade Biológica; AAB: Ausência de Atividade Biológica

### 3.1.3.6. Transformação de substrato em composto para os diferentes tratamentos de co-compostagem

A massa final obtida dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos com resíduos orgânicos domiciliares constituiu-se de composto tipo pó (74,57 a 78,41%), composto tipo farelo (10,57 a 16,67%) e rejeito (8,51 a 12,25%), conforme apresenta-se na Tabela 3.23. O rejeito compreendeu basicamente, pedaços de galhos de árvores e caroços de frutas (manga, caja, abacate), resíduos de difícil degradação, mas que poderiam ser utilizados no início de outros sistemas de co-compostagem como estruturantes.

**Tabela 3.23:** Composição da massa final resultante dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Origem	Massa (kg)		Composição da massa final após peneiramento*					
	Inicial	final	Pó (2mm)		Farelo (4mm)		Rejeito	
			(kg)	(%)	(kg)	(%)	(kg)	(%)
T1	50,00	27,27	21,38	78,41	2,88	10,57	3,01	11,02
T2	50,00	25,47	19,35	75,98	3,00	11,77	3,12	12,25
T3	50,00	27,93	21,51	77,02	4,04	14,47	2,38	8,51
T4	50,00	27,44	20,46	74,57	4,57	16,67	2,40	8,76
<b>Média</b>	<b>50,00</b>	<b>27,03</b>	<b>20,68</b>	<b>76,50</b>	<b>3,61</b>	<b>13,37</b>	<b>2,74</b>	<b>10,14</b>
<b>Dp.</b>	<b>0,00</b>	<b>1,08</b>	<b>0,02</b>	<b>1,62</b>	<b>0,03</b>	<b>2,74</b>	<b>0,02</b>	<b>1,81</b>

Dp.: Desvio padrão

\*Peneiras de 2mm e de 4mm

A transformação do substrato em composto variou de 50,94 a 55,86% (Tabela 3.24). Considerando-se a estimativa média de produção de lodos para os tanques sépticos coletivos de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas de 4,27 tST/ano e a produção média estimada de resíduos orgânicos domiciliares de 171,55 t/ano para Cabaceiras e Caraúbas e de 2.179,05 t/ano para Queimadas, a co-compostagem propiciaria a produção média de composto de 1.463,11 t/ano.

Na Tabela 3.24 mostra-se a composição da massa final para os diferentes tratamentos e o percentual de transformação do substrato em composto.

**Tabela 3.24:** Composição da massa final dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares e o percentual de transformação do substrato em composto. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

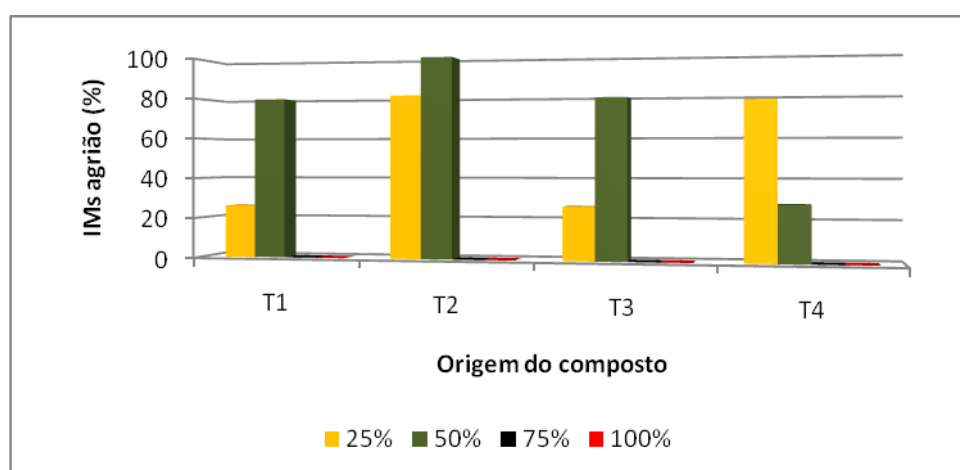
Tratamento	Massa inicial (kg)			Massa final (kg)			Transformação (%)		
	Total	ST	STV	Total	ST	STV	Total	ST	STV
T1	50,00	22,16	10,97	27,27	17,89	4,65	54,54	80,73	42,39
T2	50,00	22,67	10,73	25,47	16,75	4,55	50,94	73,89	42,40
T3	50,00	22,13	10,18	27,93	17,98	5,00	55,86	81,25	49,12
T4	50,00	21,60	9,04	27,44	18,30	5,07	54,88	84,72	56,08
<b>Média</b>	<b>50,00</b>	<b>22,14</b>	<b>10,23</b>	<b>27,03</b>	<b>17,73</b>	<b>4,82</b>	<b>54,06</b>	<b>80,15</b>	<b>47,50</b>
<b>Dp.</b>	<b>0,00</b>	<b>0,44</b>	<b>0,86</b>	<b>1,08</b>	<b>0,68</b>	<b>0,26</b>	<b>2,15</b>	<b>4,53</b>	<b>6,54</b>

Dp.: Desvio padrão; ST: Sólidos totais; STV: Sólidos totais voláteis

### 3.1.3.7. Testes Biológicos; indicadores de maturidade e de fitotoxicidade aplicados aos compostos originados dos diferentes tratamentos de co-compostagem

Os testes biológicos são recomendados como importantes indicadores de maturidade do composto e do seu potencial efeito negativo às plantas (TAM e TIQUIA, 1994). As sementes de agrião são as indicadas para esses testes (KORNER, 2008; BANEGAS *et al.*, 2007; LU *et al.*, 2008, ASLAM, HORWATH e VANDGHEYNST, 2008; WANG *et al.*, 2004; KIEHL, 1998). O alto número de sementes produzido e o baixo índice de germinação do agrião evidenciam a sua baixa resistência.

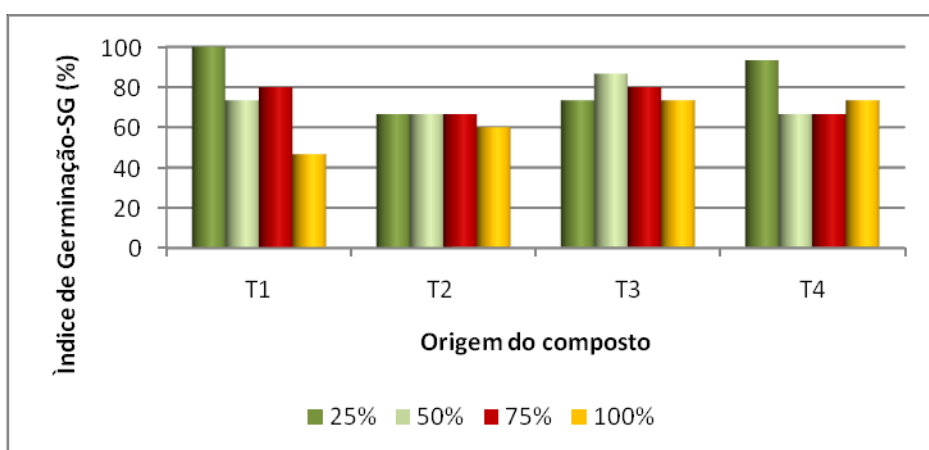
A partir do teste realizado, constatou-se que em parcelas com 100% e 75% de composto não houve germinação em nenhum dos tratamentos (Figura 3.27). De acordo com o índice de massa seca (IM<sub>S</sub>) obtido a partir da Equação 2.07 adaptada de Tam e Tiquia (1994), os maiores valores desse índice corresponderam às parcelas que receberam 50% de composto para todos os tratamentos. Em T2 e T4 foram identificados os maiores índices de massa seca de agrião, com doses de 50 e 25% de compostos, respectivamente. Com dose de 50% do composto, observou-se a redução do índice de massa seca de agrião em função do aumento da fração dos lodos de tanques sépticos (Figura 3.27).



**Figura 3.27:** Valores médios relativos aos índices de massa seca de agrião obtidos no teste biológico aplicado aos compostos resultantes dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Abril a julho de 2007.

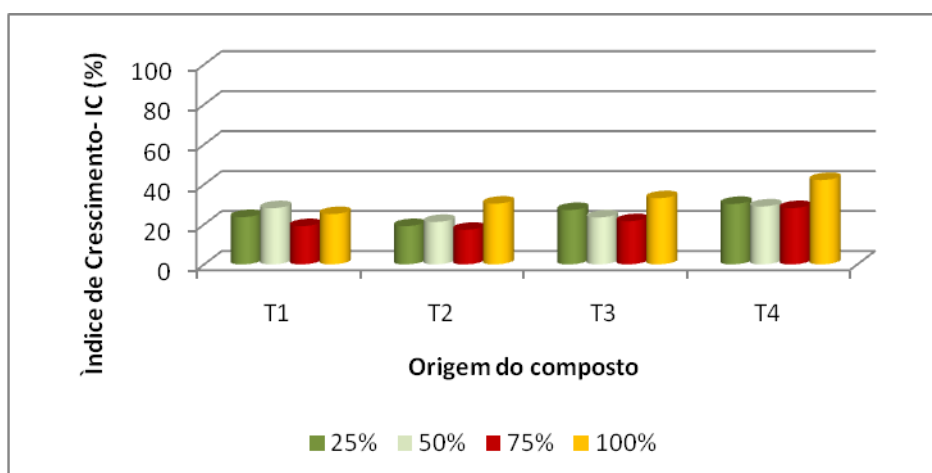
As sementes de tomateiro também são recomendadas para os testes de maturidade e de fitotoxicidade (LEVY e TAYLOR, 2003; KIEHL, 1998). No teste com tomateiro houve germinação de sementes em todas as parcelas. O percentual médio de sementes germinado variou de 65 a 78% e o índice de crescimento de 22 a 32%. Nos compostos originados de T2, observou-se o menor percentual médio de sementes germinado de tomateiro e de índice de crescimento. Em compostos originados de T1, com 25% de composto, constatou-se o maior percentual médio de sementes germinado e no T4 com 100% de composto, verificou-se o maior índice de crescimento. Possivelmente, os menores valores médios de N e K nesse composto requereram maior dose do composto. Esses dados indicam que as sementes de tomateiro apresentam menor sensibilidade que as de agrião, haja vista que em T4 foram obtidas as maiores concentrações de enxofre (2,7%ST%), ferro (6,4%ST) e manganês (1,2%ST) e chumbo (253,2 mg/kgST), embora dentro do limite estabelecido pela legislação brasileira.

Nas Figuras 3.28 e 3.29 são apresentados os índices de sementes germinadas (SG) e os índices de crescimento (IC) de tomateiros para as parcelas com diferentes doses de composto.



**Figura 3.28:** Valores médios dos índices de sementes germinadas (SG) no teste biológico com tomateiro para diferentes doses de compostos resultantes dos tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Abril a julho de 2007.





**Figura 3.29:** Valores médios dos índices de crescimento no teste de teste biológico com tomateiro para diferentes doses de compostos resultantes dos tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Abril a julho de 2007.

Não foram observados efeitos fitóxicos associados com a fração dos lodos de tanques sépticos. De modo geral, os testes revelaram que os compostos reúnem características para sua aplicação em vegetais e que culturas mais sensíveis, como o agrião, requerem menor dose desses compostos.

### 3.1.3.8. Qualidade dos compostos produzidos por co-compostagem

As características físicas, químicas e sanitárias dos compostos resultantes dos diferentes tratamentos atenderam à Instrução Normativa nº 23 de 31 de agosto de 2005 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento para fertilizantes orgânicos (BRASIL, 2005). Para coliformes termotolerantes, apenas os compostos resultantes do tratamento 1 estão de acordo com a referida Instrução Normativa (Tabela 3.25).

A baixa concentração de  $\text{NH}_4^+$  (Tabela 3.25) confirma que os compostos atingiram a estabilidade. Os menores valores de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  nos tratamentos com maior proporção de lodos de tanques sépticos refletem a baixa concentração de sólidos totais voláteis no substrato inicial. A maior parte do nitrogênio total presente nos resíduos está na forma orgânica e, durante o processo de compostagem, esta passa da forma orgânica para a amoniacal e,

em seguida, para nitrato. A ausência de nitrogênio na forma amoniacal indica que o composto está estabilizado (KIEHL, 1998).

Na Tabela 3.25 apresentam-se as características dos compostos produzidos nos diferentes tratamentos por co-compostagem de lodos de tanques sépticos e resíduos orgânicos domiciliares.

**Tabela 3.25:** Características dos compostos obtidos no final dos diferentes tratamentos por co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fevereiro de 2007.

Parâmetros	T1	T2	T3	T4	Faixa ótima <sup>(1)</sup>
pH	9,2	8,4	8,6	8,7	>7
Umidade (%)	29,6	29,0	33,7	30,0	25 - 35
STV (%ST)	22,9	25,1	26,2	23,6	14<45
COT (%ST)	12,7	14,0	14,5	13,1	8<25
NTK (%ST)	1,24	1,27	1,15	1,07	>1
C/N	10,2	11	12,6	12,2	8 - 12
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%ST)	0,1	0,2	0,3	0,2	0,0
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (%ST)	1,0	1,0	0,7	0,4	NE
Helmintos (ovos viáveis/gST)	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,25
C. termotolerantes (NMP/gST)	0,8 x10 <sup>3</sup>	3,0x10 <sup>3</sup>	18,9x10 <sup>3</sup>	25,3x10 <sup>3</sup>	<10 <sup>3</sup>

NE: não específica

T1- 00% de lodos; T2- 10% de lodos; T3- 20% de lodos; T4- 30% de lodos;

<sup>(1)</sup> Instrução Normativa nº 23, de agosto de 2005 (BRASIL, 2005)

De acordo a Resolução 375/06 do CONAMA (BRASIL, 2006a) e ponderando-se a ausência de ovos de helmintos (Tabela 3.25), todos os compostos podem ser enquadrados na classe A. Ao considerar a densidade de coliformes termotolerantes, apenas os compostos resultantes do tratamento 1 (<10<sup>3</sup>NMP/gST) podem ser assim classificados. Os compostos originados dos tratamentos 2, 3 e 4 enquadram-se na classe B (<10<sup>6</sup> NMP/gST).

A concentração de coliformes termotolerantes nos compostos aumentou em função da fração dos lodos de tanques sépticos, o que limita a seguridade sanitária para o uso de composto com alta fração de lodos de esgotos. Sabe-se, porém, que a dose mínima infectante calculada para bactérias patogênicas, encontra-se na ordem de 10<sup>2</sup> a 10<sup>6</sup> (USEPA, 1992) e que estes organismos são menos resistentes às condições ambientais adversas que os ovos de helmintos. Em culturas agrícolas o tempo de sobrevivência de coliformes citado por Metcalf e Eddy (2003) é de 30-15 dias e em solo, 70-30 dias. De acordo com Andraus *et al.*(2001), os maiores riscos de contaminação ocorrem durante e imediatamente após a aplicação dos lodos.

A Resolução 380/06 do CONAMA (BRASIL, 2006b) que altera os arts. 6º e 8º da Resolução 375/06 (BRASIL, 2006a), estabelece para garantir a redução do potencial de disseminação de doenças por meio de vetores dos lodos de esgotos ou produtos derivados, que as temperaturas devem ser mantidas superiores a 40°C durante 14 dias e que a temperatura média deste período deve ser maior que 45°C (BRASIL, 2006b). Nos Estados Unidos, a USEPA (1993) determina para a produção de biossólidos classe A pelo método windrow, temperatura superior a 55°C por um período de 15 dias, com cinco revolvimentos. Para biossólidos classe B, a temperatura deve ser superior a 40°C e mantida por cinco dias, com temperatura de 55°C pelos menos por quatro horas (USEPA, 1993). Os valores de temperatura medidos em todos os tratamentos deste trabalho atendeu aos critérios nacionais, mas não atendeu à normatização dos Estados Unidos (USEPA, 1993). No entanto, em relação a ovos de helmintos, todos os tratamentos produziram biossólidos classe A.

As concentrações de macronutrientes contidos nos compostos produzidos nos diferentes tratamentos (Tabela 3.26) mostraram que os teores de nitrogênio, potássio e enxofre encontram-se na faixa de valores indicada pela Legislação Brasileira, Instrução Normativa n. 23 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2005), entretanto, as concentrações de potássio estão próximas ao mínimo requerido. Os macronutrientes fósforo e magnésio apresentaram concentrações abaixo da faixa preconizada pela referida Instrução Normativa (Tabela 3.26).

Destaca-se que o composto de resíduos vegetais adquirido em supermercado de Campina Grande-PB (T5) foi utilizado no teste biológico de maturidade e de fitotoxicidade, tanto para as sementes de agrião, como para as de tomateiro, como testemunha. O conhecimento das características químicas e físicas desse composto foi considerado fundamental para a análise comparativa da qualidade dos compostos originados nos tratamentos 1, 2, 3 e 4.

Em estudo de co-compostagem de esterco de eqüino e massa verde de leucena (*Leucaena leucocephala Lam de Wit*) nas proporções de 0%, 25%, 50%, 75%, Gomes *et al.* (2008) constataram o aumento dos teores de fósforo, magnésio, nitrogênio e potássio no composto resultante, em função da adição de leucena. O que demonstra a possibilidade de correção de teores de nutrientes inferiores àqueles recomendados.

Na Tabela 3.26 mostram-se as concentrações de macronutrientes dos diferentes compostos.

**Tabela 3.26:** Macronutrientes em compostos obtidos dos diferentes tratamentos por co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos orgânicos domiciliares e em composto de resíduos vegetais adquirido em supermercado. Campina Grande-PB. Fevereiro de 2007.

Origem do Composto	Macronutrientes (%)					
	Primários			Secundários		
	N	P	K	Ca	Mg	S
T1	1,2	0,3	1,7	1	0,3	1,8
T2	1,4	0,3	1,6	1,8	0,4	1,7
T3	1,2	0,3	1,5	1,6	0,3	2,3
T4	1,1	0,3	1,5	1,4	0,4	2,7
<b>Média</b>	<b>1,2</b>	<b>0,3</b>	<b>1,6</b>	<b>1,5</b>	<b>0,4</b>	<b>2,1</b>
<b>Dp.</b>	<b>0,1</b>	<b>0,0</b>	<b>0,1</b>	<b>0,3</b>	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>
T5	0,1	0,6	0,3	0,3	0,2	0,8
<b>Faixa indicada (BRASIL, 2005)</b>	<b>&gt;1,00</b>	<b>&gt;1,50</b>	<b>&gt;1,60</b>	<b>&gt;1,00</b>	<b>&gt;1,00</b>	<b>&gt;1,00</b>

Dp. Desvio padrão ; T1- 00% de lodos ; T2- 10% de lodos; T3- 20% de lodos ; T4- 30% de lodos; T5- composto de resíduos vegetais adquirido em supermercado de Campina Grande-PB.

Não foram observadas diferenças significativas em função da adição de lodos de tanques sépticos nos compostos estudados para macronutrientes (Tabela 3.26).

As baixas concentrações de fósforo estão relacionadas com o substrato utilizado. Os resultados obtidos no composto controle reafirmam essa constatação. Para potássio, as diferenças detectadas entre os valores identificados nos compostos e àqueles registrados durante o monitoramento, provavelmente, decorram do método utilizado.

Em todos os compostos, identificaram-se concentrações de micronutrientes conforme faixa estabelecida na Legislação Brasileira (BRASIL, 2005), no entanto, as concentrações de ferro, mostraram-se elevadas (Tabela 3.27), especialmente em T4. Estas concentrações podem representar fatores limitantes ao desenvolvimento das plantas. Não foram detectadas diferenças significativas entre os compostos produzidos nos diferentes tratamentos.

**Tabela 3.27:** Micronutrientes em compostos dos diferentes tratamentos por co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos orgânicos domiciliares e em composto de resíduos vegetais adquirido em supermercado. Campina Grande-PB. Fevereiro de 2007.

Origem do Composto	Micronutrientes (%)			
	Fe	B	Mn	Zn
T1	6,8	0,2	1,0	0,4
T2	6,1	0,2	1,7	0,6
T3	4,8	0,2	1,0	0,7
T4	7,9	0,1	1,0	0,4
<b>Média</b>	<b>6,4</b>	<b>0,2</b>	<b>1,2</b>	<b>0,5</b>
<b>Dp</b>	<b>1,3</b>	<b>0,1</b>	<b>0,3</b>	<b>0,2</b>
<b>T5</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,8</b>	<b>0,1</b>
<b>Faixa indicada (BRASIL, 2005)</b>	<b>&gt;0,2</b>	<b>&gt;0,03</b>	<b>&gt; 0,1</b>	<b>&gt;0,1</b>

Dp. Desvio padrão ; T1- 00% de lodos ; T2- 10% de lodos; T3- 20% de lodos ; T4- 30% de lodos; T5- composto de resíduos vegetais adquirido em supermercado de Campina Grande-PB.

Os compostos apresentaram concentração de metais pesados inferiores ao limite determinado pela Legislação Brasileira, Resolução 375/06 do CONAMA (BRASIL, 2006a), observou-se, porém, aumento em função da fração dos lodos (Tabela 3.28).

**Tabela 3.28:** Metais pesados em compostos dos diferentes tratamentos por co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos orgânicos domiciliares e em composto de resíduos vegetais adquirido em supermercado. Campina Grande-PB. Fevereiro de 2007.

Origem do Composto	Metais pesados (mg/kgST)			
	Pb	Cd	Cr	Cu
<b>T1</b>	173,3	1,6	34,8	31,9
<b>T2</b>	166,2	0,5	33,5	38,4
<b>T3</b>	209,6	0,1	30,4	73,9
<b>T4</b>	253,2	5,5	53,8	59,4
<b>Média</b>	<b>200,6</b>	<b>1,9</b>	<b>38,1</b>	<b>50,9</b>
<b>Dp</b>	<b>39,9</b>	<b>2,5</b>	<b>10,6</b>	<b>19,3</b>
<b>T5</b>	<b>227,2</b>	<b>0,0</b>	<b>1,6</b>	<b>5,7</b>
<b>Limite de metais pesados (BRASIL, 2006a)</b>	<b>300</b>	<b>39</b>	<b>1000</b>	<b>1500</b>

Dp. Desvio padrão ; T1- 00% de lodos ; T2- 10% de lodos; T3- 20% de lodos ; T4- 30% de lodos; T5- composto de resíduos vegetais adquirido em supermercado de Campina Grande-PB.

As concentrações de chumbo próximas ao limite estabelecido pela Legislação Brasileira (BRASIL, 2006), possivelmente, representaram fator limitante ao desenvolvimento de agrião. As menores concentrações médias de chumbo foram localizadas em T2. Em agrião, os maiores índices de massa seca

foram constatados em T2. Provavelmente, a origem de chumbo esteja relacionada aos postos de gasolina localizados nos centros urbanos dos municípios de Cabaceiras e Caraúbas, cujos efluentes desembocam nos tanques sépticos onde foram coletados os lodos usados na co-compostagem com resíduos sólidos orgânicos domiciliares e aos agrotóxicos usados na produção dos vegetais utilizados na alimentação das famílias.

### **3.1.3.9. Análise de correlação entre os principais parâmetros monitorados durante a co-compostagem**

A aplicação do Teste de Pearson revelou a existência de correlação entre os parâmetros, durante o processo de co-compostagem, indicando a interdependência entre vários parâmetros.

A correlação positiva verificada para o teor de umidade, STV, relação C/N e ovos de helmintos expressam a necessidade de observar a fração de lodos de tanques sépticos e estruturantes na composição do substrato e que os tratamentos seguem a tendência de decréscimo de STV e da relação C/N, à medida que o teor de umidade se reduz.

Os níveis de temperatura correlacionaram-se positivamente com a concentração de STV, ratificando a característica exotérmica dos organismos autóctones.

As correlações positivas (temperatura, teor de umidade, STV, C/N) e negativas (pH, mesoinvertebrados) observadas para ovos de helmintos (Quadro 3.02) refletem as condições adversas à sobrevivência desses microrganismos transcorridas no processo de co-compostagem de lodos de tanques sépticos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares para os diferentes tratamentos.

Em relação aos mesoinvertebrados, notou-se que a temperatura não representou interferência direta para estes organismos, diferente dos níveis de pH e da concentração de STV. Em pH ácido e em baixa concentração de STV, a densidade de mesoinvertebrado é reduzida. A correlação negativa averiguada entre ovos de helmintos e mesoinvertebrados indica a relação de predatismo que acontece durante a co-compostagem.

No Quadro 3.02 estão apresentadas as correlações classificadas por Shimakura (2006) como super forte ( $r=0,90$  a  $1,00$ ), forte ( $r=0,70$  a  $0,89$ ) e moderada ( $r=0,40$  a  $0,69$ ), detectada entre os parâmetros monitorados durante o

período de 91 dias de co-compostagem de lodos de tanques sépticos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares.

**Quadro 3.02:** Correlação entre os parâmetros monitorados no período de 91 dias para os diferentes tratamentos por co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

<b>Correlação Super Forte (r=0,90-1,00)</b>		<b>Tipo</b>
Teor de umidade	C/N	Positiva
STV	C/N	Positiva
COT	C/N	Positiva
Helminhos	Temperatura	Positiva
Temperatura	STV	Positiva
Temperatura	C/N	Positiva
<b>Correlação Forte (r=0,70-0,89)</b>		<b>Tipo</b>
Teor de umidade	STV	Positiva
STV	NTK	Positiva
COT	NTK	Negativa
NTK	C/N	Negativa
Helminhos	Teor de umidade	Positiva
Helminhos	STV	Positiva
Helminhos	C/N	Positiva
Helminhos	pH	Negativa
<b>Correlação Moderada (r=0,40-0,69)</b>		<b>Tipo</b>
Helminhos	Mesoinvertebrados	Negativa
Mesoinvertebrados	pH	Positiva
STV	Mesoinvertebrados	Positiva
Temperatura	Teor de umidade	Positiva
Temperatura	pH	Negativa

#### **3.1.4. Estratégias de sensibilização aplicadas nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas-PB**

O desenvolvimento da co-compostagem exigiu amplo processo de sensibilização, para o qual foram delineadas várias estratégias, visando favorecer a aquisição dos lodos de tanques sépticos e dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares; promover a superação da rejeição em relação ao uso de composto derivado de esgoto e disseminar o conhecimento em relação à co-compostagem. Não constituiu objetivo assegurar o empoderamento da

tecnologia desenvolvida, por exigir um processo mais intensivo e contínuo, o que demandaria tempo.

As estratégias estão apresentadas em duas categorias: mobilização institucional e mobilização social. Estas se mostraram interdependentes e, portanto, a ordem de apresentação não reflete a ordem de importância.

#### **3.1.4.1. Mobilização Institucional**

A aquisição dos lodos de tanques sépticos foi possível mediante a apresentação e discussão do projeto e encontros de sensibilização com os gestores municipais locais.

Os gestores municipais, ao compreenderem a importância do desenvolvimento da alternativa tecnológica para tratamento de lodos de tanques sépticos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares; reconhecendo as implicações adversas à saúde e ao meio ambiente, permitiram a coleta de lodos e designaram funcionários para abertura e fechamento dos tanques sépticos; estes, porém não se dispuseram a coleta dos lodos, evidenciando a rejeição a esses resíduos. Disponibilizaram espaço físico e alimentação para o processo de sensibilização dos líderes comunitários, profissionais da educação e da saúde e associados do sindicato de agricultores e da cooperativa agrícola e as famílias cadastradas para participar do projeto.

A aplicabilidade de tecnologia voltada ao tratamento de resíduos não depende exclusivamente dos aspectos inerentes ao desenvolvimento satisfatório da mesma: fácil operação; baixo custo; eficiência no atendimento ao objetivo delineado e mitigação de impactos socioambientais. A participação institucional é essencial para a disseminação, empoderamento e aplicação em escala real. Ressalta-se que a gestão dos resíduos: lodos de tanques sépticos e resíduos orgânicos domiciliares, compõe as atribuições dos gestores municipais.

Educação Ambiental na sua perspectiva crítica e emancipatória (ARAÚJO e OLIVEIRA, 2008; SORRENTINO *et al.*, 2005; ZAKRZEVSKI, 2004), pode representar possibilidade de abertura de estimulantes espaços para implementar alternativas tecnológicas sustentáveis e possibilidades diversificadas de participação social (JACOBI, 2005).

A contribuição da tecnologia sob o ponto de vista da Educação Ambiental colabora para reconhecer que no processo de construção do



conhecimento ocorrem múltiplas interações influenciadas por nova ordem econômica e social e que requerem a participação de todos os setores da sociedade (LACERDA, 2007), inclusive a participação institucional. Haja vista que a questão central constitui incorporar a preocupação com a qualidade ambiental (GUIMARÃES, 2000) e com a sustentabilidade (GADOTTI, 2007; SAUVÉ, 2005).

#### **3.1.4.2. Mobilização Social**

A mobilização social no primeiro momento foi realizada por intermédio dos gestores locais que indicaram os representantes dos diversos segmentos sociais organizados no respectivo município: sindicatos, cooperativas, associação de moradores, clubes de mães, profissionais da educação e da saúde. Estes representantes foram convidados, em conjunto com os gestores locais para participar da apresentação do projeto de tese, marcada por um amplo debate, motivado pelos questionamentos decorrentes das dúvidas inerentes aos temas: lodos de esgotos e compostagem. Estas dúvidas são justificáveis, em virtude desses temas não constituírem objeto de discussão, tanto na mídia local, quanto na nacional.

Sob o cenário de questionamentos, os participantes foram indagados se usariam composto originado de resíduos sólidos orgânicos; todos afirmaram que sim. Mas, se a origem fosse de lodos de esgotos, a maioria não usaria, refletindo-se a rejeição para os compostos derivados de esgotos.

O momento de apresentação do projeto permitiu iniciar o processo de sensibilização e de reflexão referente ao reaproveitamento, tratamento e gerenciamento de lodos de esgotos e de resíduos sólidos. Finalizando o encontro, foram agendadas visitas às famílias para o cadastramento daquelas que concordassem em participar do projeto.

O segundo momento de mobilização correspondeu visitas às famílias, no intuito de realizar o cadastramento, definir o universo amostral e executar o diagnóstico referente ao manejo dos resíduos sólidos e a concepção referente ao uso de lodo de esgoto como adubo orgânico. Foram cadastradas 30 famílias por municípios, situadas no centro urbano. Devido a necessidade de ampliar a amostra em Queimadas, município escolhido para coleta dos resíduos orgânicos que constituíram o substrato no processo de co-compostagem, visitaram-se mais

50 famílias no bairro do Castanhão, localizado próximo ao centro urbano. Foram entregues cartões contendo mensagem de agradecimento às famílias, data do primeiro dia de coleta dos resíduos sólidos, além de evidenciar a importância da cooperação das famílias (Apêndice A). Este procedimento se repetiu em todas as visitas às famílias.

O tamanho da amostra para aplicação das entrevistas e para caracterização dos resíduos sólidos foi mensurado tomando por base o número de família que encaminhava esgotos ao tanque séptico investigado em cada município, exceto para amostragem relativa ao Bairro do Castanhão, em Queimadas. A escolha das famílias dentro do universo delineado ocorreu de forma aleatória, observando-se a localização (ruas ou avenidas distintas).

A coleta de resíduos sólidos na fonte geradora compreendeu um processo complexo, principalmente em Cabaceiras. Duas tentativas de coleta de resíduos foram frustradas porque as famílias não disponibilizavam os resíduos sólidos para coleta. Outro fator foi o acondicionamento dos resíduos em coletores coletivos, o que motivava as famílias a apressar a prática de colocar os resíduos para fora de suas residências, temendo não ter espaço nos coletores. Não foram observados resíduos fora dos coletores disponibilizados pela prefeitura.

Visando superar esses obstáculos, foram organizadas palestras e ciclos de oficinas para as escolas e para as comunidades, sobre os temas: gestão de resíduos sólidos; coleta seletiva; reciclagem de papel e compostagem. Durante as palestras e oficinas, enfatizou-se a importância do princípio da co-responsabilidade para o alcance da melhoria da qualidade de vida, bem como, a importância de contribuir para o desenvolvimento de tecnologia aplicada ao semi-árido.

Concluída a caracterização dos resíduos sólidos, agendou-se a apresentação dos resultados.

Os resultados referentes ao diagnóstico e à caracterização dos lodos de tanques sépticos e dos resíduos sólidos domiciliares foram apresentados e discutidos com público semelhante aquele do encontro de apresentação do projeto. O número de família que participou foi inferior ao esperado, exceto em Queimadas, cuja apresentação aconteceu em via pública (Rua- Mariz; Praça-Castanhão) utilizando-se dos atributos da mídia: telão e carro de som. Este

procedimento propiciou o envolvimento de todas as famílias cadastradas no projeto, no entanto, limitou as discussões.

Para confrontar os dados referentes à concentração significativa de ovos de helmintos em resíduos orgânicos e lodos de tanques sépticos foi organizado um encontro específico para as equipes do Programa de Saúde da Família dos municípios. Na oportunidade, verificou-se que os helmintos identificados eram prevalentes nos municípios, exceto *Fasciola hepatica*. Um dos médicos entrevistados afirmou que, em geral, os pacientes relatam sintomas de determinadas verminoses, mas os exames parasitológicos não confirmavam. Questionaram-se as técnicas de análises parasitológicas predominantes no estado da Paraíba.

As equipes do Programa de Saúde da Família relataram que as verminoses decorrem da falta de infra-estrutura e das precárias condições sanitárias e de higiene predominantes nos respectivos municípios. Em Caraúbas foi sugerido ao secretário de saúde, campanhas de sensibilização voltadas à higiene ambiental e social. Sabe-se, porém, que trabalhos esporádicos desta natureza não promovem sensibilização, conseqüentemente, não motiva transformação.

Com o propósito de favorecer o processo de sensibilização em Queimadas, de modo a ampliar o número de residências e assegurar a coleta de resíduos orgânicos para instalação do experimento, os resultados foram também apresentados aos educadores durante um encontro pedagógico.

Para intensificar o processo de sensibilização e mobilização para a coleta de resíduos orgânicos e montagem do experimento de co-compostagem de lodos de tanques sépticos, foram realizadas visitas às famílias, panfletagem, entrevista e divulgação na emissora local e de carro de som. Por dois dias a emissora local introduziu na sua programação, mensagens que motivavam às famílias a separarem os resíduos orgânicos e acondicioná-los em local adequado para aguardar o recolhimento por parte do grupo de pesquisa. Concomitantemente, um carro de som divulgou usando uma fita previamente elaborada no bairro Castanhão e no conjunto Mariz, mensagem que anunciava o dia da coleta dos resíduos orgânicos e mostrava a importância de contribuir com a execução do projeto. O processo de sensibilização possibilitou a

participação efetiva das famílias, refletida na aquisição de uma tonelada de resíduos orgânicos, previamente selecionada.

Após a conclusão do experimento, os resultados foram organizados de maneira didática (Qualidade inicial dos resíduos e dos lodos de tanques sépticos e qualidade dos compostos resultantes; tecnologia utilizada; impactos mitigados, vantagens e desvantagens da co-compostagem e possibilidade de aplicação em escala real) e apresentados nos municípios. Em Cabaceiras, participaram 70 pessoas, entre líderes comunitários, educadores, secretários e profissionais da saúde; em Caraúbas, foram 150 pessoas participantes, sobressaindo educadores, profissionais da saúde, agricultores e secretários. Todos os secretários municipais participaram em Caraúbas da apresentação dos resultados. Em Queimadas, foram 100 participantes, predominando profissionais da educação, com a participação mínima de secretários municipais.

Nesse momento, foi avaliada mais uma vez a concepção dos participantes em relação o uso de compostos derivados de lodos de esgotos, com o objetivo de verificar mudanças de percepção. Em todos os municípios observou-se a mudança de concepção, especialmente entre os agricultores, educadores e gestores municipais. Quando questionados se gostariam de receber compostos originados de lodos de tanques sépticos, a maioria mostrou-se interessada, no entanto, foram distribuídos apenas compostos originados dos tratamentos 1 e 2. Recomendou-se a utilização de composto do tratamento 2 em fruticultura. Observou-se que o composto resultante do tratamento 4 apresentou um odor que poderia aumentar a rejeição destes produtos por parte da população. Este resultado reafirma que é necessário evitar o uso de fração de lodo superior a 20%.

Concluindo o processo de sensibilização, foram ministradas duas palestras por município: Meio Ambiente e Saúde e Educação Ambiental e Sustentabilidade.

## **3.2. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS**

### **3.2.1. Lodos de tanques sépticos coletivos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares gerados em Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas-PB.**

A preocupação com a falta de gerenciamento de lodos de esgotos não deve se restringir aos grandes centros urbanos e aos sistemas de tratamento de esgoto de grande porte. Comumente, as políticas públicas direcionadas ao saneamento ambiental negligenciam os municípios de pequeno porte, especialmente, aqueles situados no semi-árido, por compreender que a produção de esgotos, conseqüentemente de lodos, não é significativa. Comportamento semelhante sucede com os resíduos sólidos orgânicos domiciliares.

Nos municípios não foram verificadas políticas públicas voltadas ao monitoramento dos tanques sépticos coletivos, mesmo sendo estes de responsabilidade da gestão municipal, o que implica na ausência de gerenciamento dos lodos gerados. Embora a legislação recomende a limpeza periódica (ABNT, 1993), não foi registrada retirada dos lodos acumulados nos últimos cinco anos e os tanques sépticos não foram projetados de maneira a possibilitar esta prática. A única forma para coleta de lodos nesses sistemas constitui a sucção através dos pontos de inspeção. Estes, em todos os tanques sépticos, encontravam-se totalmente vedados. Nos municípios estudados e no entorno, não foram identificados profissionais especializados, nem disponibilidade de equipamentos e transportes adequados, conforme recomenda a NBR 7229/93 (ABNT, 1993).

As características predominantes dos lodos de tanques sépticos coletivos nos três municípios evidenciaram a gravidade dos problemas decorrentes da falta do gerenciamento destes resíduos, com destaque para os valores médios elevados de sólidos totais voláteis (3,5% a 44%ST), nitrogênio (0,3% a 1,6%ST) e de ovos de helmintos (1,3 a 372,1 ovos/gST).

A presença de ovos helmintos viáveis em resíduos sólidos orgânicos domiciliares (12,19 a 14,39 ovos/gST) e nos lodos de tanques sépticos coletivos (1,30 a 345,10 ovos/gST) alerta para a necessidade do gerenciamento eficiente

e sanitariamente seguro desses resíduos. O quadro sanitário torna-se mais grave ao considerar que helminto tem dose infectante baixa (NEVES, 2005) e que pode ocorrer longo período de permanência no meio ambiente (NEVES, 2005; METCALF e EDDY, 2003; CARRINGTON, 2001; VILLEE, WALKER e BARNES, 1988).

A permanência de ovos de helmintos viáveis nos lodos indicou que as características predominantes nos lodos estudados favoreceram à sobrevivência destes organismos, porém, não propiciaram a continuidade do ciclo de vida.

A identificação de ovos de *Fasciola hepatica* em lodos dos tanques sépticos coletivos e nos resíduos sólidos orgânicos domiciliares fortalece a possibilidade de incidência deste helminto na Paraíba e aponta para necessidade de investimento em pesquisas voltadas a sua prevalência na região nordeste, como também nas condições ambientais que favorecem a sua sobrevivência ou destruição.

Possivelmente, o retardo em identificar *F. hepatica* no nordeste brasileiro deve-se às dificuldades de diagnóstico já que segundo Feachem *et al.* (1983), a excreção dos ovos deste parasito nas fezes é bastante reduzida. Há também limitações das técnicas em uso, principalmente quando o método utilizado tem por base o princípio da sedimentação espontânea. De acordo com WHO (2004), os ovos de helmintos apresentam velocidade diferenciada de sedimentação em função da densidade e em geral, a sedimentação espontânea não favorece tal processo para todos os ovos de helmintos. Encontra-se ainda limitação no momento da flotação, usando-se a solução de sulfato de zinco. A densidade deve ser rigorosamente observada de forma a permitir a flotação de todos os ovos.

As características apresentadas pelos lodos dos tanques sépticos evidenciaram, que dentre as alternativas tecnológicas disponíveis para tratamento dos lodos de esgotos, a co-compostagem com resíduos orgânicos domiciliares é viável, por propiciar a estabilização, higienização e disposição final dentro dos princípios da sustentabilidade, precaução e prevenção. Além de atender à legislação vigente e à tendência do saneamento ambiental de desenvolvimento de tecnologia de baixo custo. Todavia, requer que os sistemas

sejam monitorados de forma adequada e que a Educação Ambiental (sensibilização) seja inserida em todas as etapas do desenvolvimento e da aplicação da tecnologia.

### **3.2.2. Co-compostagem: alternativa para tratamento de lodos de tanques sépticos coletivos para os municípios do semi-árido paraibano**

A discussão referente ao experimento de co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares é apresentada em cinco subtópicos: 1) constituição do substrato; 2) desenvolvimento do processo de co-compostagem; 3) avaliação da qualidade dos compostos; 4) mitigação de impactos socioambientais e 5) Educação Ambiental como instrumento essencial ao desenvolvimento de alternativas tecnológicas sustentáveis.

#### **3.2.2.1. Constituição do substrato inicial**

Os valores médios de umidade na massa do substrato inicial entre 54,7% a 56,8% e a relação C/N entre 17,8 a 19,2 favoreceram a ação dos organismos autóctones para os diferentes tratamentos; mesmo estando a relação C/N abaixo da faixa habitualmente recomendada (25:1 e 30:1) por Ogunwande *et al.* (2008); Correa e Fonseca e Correa (2007), Hoornweg, Thomas e Otten (2000), Mancini *et al.* (2006), Bidone (2001), Kiehl (1998), Pereira Neto (1996), Haug (1993). Trabalhos mais recentes registraram que a relação C/N de 20:1 favoreceu o processo de compostagem (NEKLYUDOV, FEDOTOV e IVANKIN, 2008; MOHEE, MUDHOO e UNMAR, 2008; OGUNWANDE *et al.*, 2008).

O controle do teor de umidade na massa inicial revelou-se tão importante quanto o da relação C/N, em virtude de favorecer a ação dos organismos autóctones e conseqüentemente, permitir a ocorrência de maneira equilibrada, das fases que constituíram o processo de co-compostagem dos lodos de tanques sépticos coletivos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares, resultando em compostos estabilizados e isentos de ovos de helmintos no período de 91 dias.

O controle inicial dos parâmetros teor de umidade e relação C/N foi possível em virtude do conhecimento prévio das características dos lodos dos tanques sépticos e dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Este

conhecimento determinou o tipo de pré-tratamento que deveriam ser submetidos os resíduos e a necessidade de utilização de estruturante.

Ponderando-se que as folhas, usualmente apresentam teor de umidade inferior a 35% e a relação C/N menor que 29, observou-se que o percentual deste estruturante não deveria exceder a 10% do total do substrato utilizado, independente da fração dos lodos de tanques sépticos, em decorrência da correlação positiva existente entre os teor de umidade e C/N. À medida que ocorre a redução do teor de umidade, decresce a relação C/N.

Em relação à fração de lodos de tanques sépticos, tomando por base o teste de Tukey, que evidenciou diferença estatística ao nível de 5% de probabilidade para as temperaturas na superfície e no centro do substrato no tratamento 4; considerando a menor velocidade de degradação de STV, o aumento do tempo necessário à destruição de ovos de helmintos, a elevação de coliformes termotolerantes, de metais pesados e de enxofre no composto resultante deste tratamento, recomenda-se que a fração do lodo de tanque séptico em co-compostagem não ultrapasse a 20%. Frações superiores a 20% podem submeter os trabalhadores a maior probabilidade de contaminação durante o monitoramento dos sistemas. Além disso, o odor apresentado pelo composto originado do tratamento 4 (30% de lodos de tanques sépticos) pode acentuar a rejeição em relação à utilização deste tipo de composto por parte da população, conforme foi observado.

Em estudo com fração de lodos de esgotos superior a 30%, há relatos de aumento do tempo de compostagem, baixo decréscimo de amônia, menor taxa de mineralização, interferência da fase termófila e maior possibilidade de contaminação (GEA *et al.*, 2007; HACHICHA *et al.*, 2008; KORNER, 2008; LU *et al.*, 2008; BANEGAS *et al.*, 2007). Gea *et al.* (2007) ao sugerir o limite de 30% para a fração dos lodos de esgotos, justificam que em proporções maiores há dificuldade em atender às exigências legais para o reaproveitamento dos lodos. Observou-se que nesta fração, os riscos inerentes ao uso dos lodos de esgotos se acentuam, embora o composto obtido estivesse isento de ovos viáveis de helmintos. Os riscos estão mais relacionados à manipulação e operação do sistema durante o processo de co-compostagem. A maior fração de lodos de esgotos requer prolongamento da fase termofílica para a higienização desses resíduos, o que só poderia ser possível em processo artificial, aquecimento.



Pressupondo, que o tratamento biológico, seria complementado com o térmico. Este procedimento possivelmente interferiria sobre as atividades dos organismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica.

Duarte *et al.* (2008) apresentam resultados de tratamentos térmicos, onde a destruição de microrganismos patogênicos, especialmente de ovos de helmintos, não foi efetivada. Em outro estudo realizado por Liang, Das e McClendon (2003), mostra-se que a elevação da temperatura no sistema de compostagem decorre da ação dos organismos, requerendo, dessa forma, o controle do sistema, para que as condições do mesmo beneficiassem a participação dos diferentes organismos, promovendo a estabilização e higienização, principais objetivos do tratamento de lodos de esgotos.

O controle inicial do teor de umidade e da relação C/N somado ao controle da granulometria e a definição adequada da composição do substrato, revelaram-se fundamentais à ação dos organismos autóctones e, por conseguinte, para o alcance dos objetivos esperados para o tratamento dos lodos de tanques sépticos coletivos. No entanto, o monitoramento deve ocorrer durante todas as etapas da co-compostagem.

A freqüência do reviramento é um dos procedimentos de controle que deve ocorrer durante todo o processo de co-compostagem, independentemente das fases. A freqüência seguida neste trabalho de três vezes por semana contribuiu para homogeneização das diferentes camadas que constituíram os substratos, conseqüentemente, para atingir os objetivos da co-compostagem e evitou a formação (bolotas) de agregados na base dos reatores. Em locais de temperaturas mais amenas, base do reator, não houve total inativação de ovos de helmintos; nesta região a atividade dos organismos é reduzida, em virtude possivelmente da menor disponibilidade de oxigênio influenciada pela configuração do reator. O reviramento permitiu o deslocamento do substrato da base para a superfície e centro; desse modo, a estabilização e a higienização procederam de maneira homogênea. Esta conclusão pode ser observada, pelo reaparecimento de ovos de helmintos, principalmente nos tratamentos 3 e 4. Durante o monitoramento dos reatores notou-se, no dia seguinte ao reviramento, a elevação da temperatura no centro e na superfície dos substratos em todos os tratamentos e sob a superfície do substrato observou-se aumento do teor de

umidade. Para aplicação desta tecnologia na região semi-árida, o reviramento periódico evitará também a perda excessiva de umidade por evaporação na camada superior do substrato.

Na há consenso entre os pesquisadores, em relação à frequência de reviramentos. São sugeridos reviramentos semanais (BREWER e SULLIVAN, 2003); duas vezes por semana (AMIR *et al.*, 2008), três vezes por semana ou três ou quatro dias na fase termófila e semanal na fase de maturação (HACHICHA *et al.*, 2008; KONÉ *et al.*, 2007), quatro vezes por semana (SMITH e HUGHES, 2004; OGUNWANDE *et al.*, 2008). Verificou-se, porém, nos trabalhos realizados por Amir et al (2008), Hachicha et al. (2008), Koné *et al.* (2007), Smith e Hughes (2004) e Brewer e Sullivan (2003) que a menor frequência de reviramento desencadeou aumento do tempo necessário à estabilização. Nas condições estudadas neste trabalho, a frequência de três dias, mostrou-se favorável, tanto à estabilização, quanto à higienização.

### **3.2.2.2. Desenvolvimento do processo de co-compostagem**

A co-compostagem é um processo biotecnológico que concebido e monitorado adequadamente, favorece o desenvolvimento de organismos autóctones nos diferentes tratamentos, resultando na estabilização e higienização de ovos de helmintos dos resíduos (lodos de tanques sépticos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares).

Em virtude das diferentes frações utilizadas para os tratamentos, esperavam-se diferenças estatísticas significativas, no entanto, de acordo com a análise de variância (teste de Tukey), não houve diferença significativa ao nível de 5% de probabilidade entre os valores médios dos parâmetros relacionados à estabilização (teor de umidade, STV, NTK, temperatura), exceto para os valores de temperatura na superfície e no centro do tratamento 4. Os princípios biológicos que explicam este comportamento são reafirmados por meio da análise de variância por semana e quando é feita menção aos parâmetros que refletem resíduos estabilizados e higienizados, os quais atendem aos critérios estabelecidos pelas Resoluções 375/06 e 380/06 do CONAMA (BRASIL, 2006a;

2006b) e pela Instrução Normativa 23/2005 do Ministério da Agricultura, Pecuária e do Abastecimento (BRASIL, 2005).

A estabilização e a higienização pressupõem que no final do processo de co-compostagem ocorra a redução da concentração de sólidos totais voláteis e carbono orgânico total, decaimento do teor de umidade e da relação C/N e inativação de ovos de helmintos, aumento de pH e da temperatura similar à ambiente. Dessa forma, estatisticamente, as diferenças podem ser observadas em função do tempo. No processo de co-compostagem os organismos presentes, passam por sucessão ecológica, onde ocorrem modificações das comunidades instaladas e dos parâmetros físicos e químicos. Naturalmente, os organismos autóctones buscam a sua adaptação ao ambiente físico, proporcionando a auto-regulação do sistema.

Os diferentes tratamentos apresentaram comportamento similar a partir da sexta semana. Notou-se a interdependência entre os parâmetros relacionados à estabilização e os ovos de helmintos. Verificou-se que há possibilidade de produzir um composto estabilizado e não higienizado. Mas, um composto higienizado não se obtém, na ausência de estabilização, como aconteceu com o composto originado do tratamento 4 (30% de lodos de tanques sépticos): na décima primeira semana o composto apresentava-se estável, no entanto, continha ovos de helmintos ainda viáveis.

O estudo dos mesoinvertebrados confirmou que a co-compostagem abrange etapas sequenciais e que os organismos, ao se estabelecerem, modificam o substrato, favorecendo a instalação de outros organismos, geralmente, com características diferentes e esses ainda podem provocar mudanças no substrato até o ponto de estabilidade. Pressupõe-se que, em condições favoráveis, a destruição dos ovos de helmintos não decorre apenas das temperaturas termófilas, mas de um conjunto de fatores, inclusive do predatismo, que provoca a elevação da temperatura em níveis e por períodos que excedam a faixa de tolerância dos microrganismos patogênicos.

Comumente na literatura especializada, adotam-se dois critérios para classificar as fases que constituem a compostagem: temperatura e estabilidade. A atividade biológica é pouco considerada. Sugere-se a incorporação da mesma

como critério para classificação das fases de compostagem. Destaca-se a importância de investigar a ação de diversos grupos taxonômicos nas diferentes fases do processo de co-compostagem, como os microinvertebrados.

### **3.2.2.3. Avaliação da qualidade dos compostos originados dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares**

Nos compostos obtidos dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares (T1, T2, T3 e T4) não foram registradas concentrações de chumbo, cádmio, cromo e cobre superiores ao limite determinado pela legislação brasileira e internacional para utilização de lodos de esgotos e produtos derivados na agricultura (BRASIL, 2006a; USEPA, 1993; EU, 1986; ECC, 2001; MÉXICO, 2002). Foi ultrapassado apenas o limite determinado pela França para chumbo, 150 mg/kgST (ECC, 2001). No entanto, constatou-se o acréscimo da concentração de metais pesados nos compostos resultantes em função do aumento da fração de lodos de tanques sépticos. Esse resultado mostra que a utilização de biossólidos originados de tanques sépticos situados em municípios de pequeno e médio porte do semi-árido paraibano requer fiscalização, monitoramento e gerenciamento adequado, visando evitar a acumulação de metais pesados nos solos do semi-árido paraibano e a fração de lodos de tanques sépticos não deve ultrapassar a 20% da constituição do substrato. Por outro lado, o uso de compostos originados de resíduos sólidos orgânicos domiciliares também requer semelhante cuidados, haja vista que os compostos originados do tratamento 1 (0,0% de lodos de tanques sépticos coletivos) apresentaram a concentração de chumbo de 173,3 mg/kgST, cádmio de 1,6 mg/kgST, cromo de 34,8 mg/kgST e cobre de 31,9 mg/kgST. As concentrações de chumbo próximas ao limite estabelecido pela legislação brasileira (BRASIL, 2006a) possivelmente, representaram fator limitante ao desenvolvimento de agrião.

### 3.2.3. Impactos mitigados

O tratamento dos lodos coletados nos tanques sépticos por co-compostagem com resíduos sólidos orgânicos domiciliares, além de evitar o encaminhamento dessa matéria orgânica de forma incorreta aos lixões, terrenos a céu aberto, ou mesmo em corpos aquáticos de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas-PB, favoreceu o processo de separação de resíduos sólidos recicláveis, proporcionou o aproveitamento de quantidade significativa de matéria orgânica, transformada, em matéria inorgânica, com possibilidade de ser aproveitada posteriormente para diversos fins (fertilização ou condicionamento de solos, produção de mudas, recuperação de áreas susceptíveis a desertificação), contribuiu para o retorno de nutrientes ao ciclo da matéria e permitiu o aproveitamento eficiente de energia no período de 91 dias, tempo inferior a outros trabalhos publicados na literatura (AMIR *et al.*, 2008; HACHICHA *et al.*, 2008; KORNER, 2008; KONÉ *et al.*, 2007; TOGNETTI, MAZZARINO e LAOS, 2007; SMITH e HUGHES, 2004; BREWER e SULLIVAN, 2003). A destruição dos ovos de helmintos (100% de eficiência) e a redução significativa de coliformes termotolerantes pelo processo de co-compostagem expressam que alguns impactos sob a saúde pública podem ter sido mitigados.

A ausência de produção de chorume e de gases fétidos indica a redução dos impactos ambientais. A problemática referente ao chorume relaciona-se aos efeitos da toxicidade da amônia (AMARAL *et al.*, 2008; POSSAMAI *et al.*, 2007). Em relação aos gases fétidos, provavelmente representa importante contribuição à minimização de emissão de metano (CH<sub>4</sub>), um dos gases causadores do efeito estufa e com potencial 21 vezes mais poluente do que dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), pois os lixões constituem importantes fontes de produção de metano (BRASIL, 2008).

Garantir composto de qualidade agrônômica e sanitária adequadas é fundamental ao alcance da sustentabilidade por reduzir as fontes de poluição ou de contaminação ao meio ambiente. No entanto, a avaliação que vem sendo conduzida no Brasil para qualidade de composto, especialmente aquele produzido em usinas de compostagem, comumente limita-se à análise de parâmetros químicos. O negligenciamento da análise sanitária anula a

seguridade da avaliação executada. É necessário que a análise de ovos de helmintos seja incluída como requisito básico à avaliação sanitária, aos trabalhos de pesquisa e à avaliação que envolve produção de composto, independentemente da origem da matéria-prima. Os resíduos sólidos orgânicos domiciliares que normalmente, eram considerados livres de contaminação, apresentaram neste trabalho nível de contaminação significativa. Ao considerar a dose infectante de ovos de helmintos, a alta resistência ao estresse ambiental e aos métodos de desinfecção e sua implicância na saúde da população, conclui-se que estes exigem os mesmos cuidados dados aos demais resíduos.

Os municípios localizados no semi-árido brasileiro devem ser inseridos na Agenda Nacional também em relação ao saneamento ambiental. Em geral, a preocupação concentra-se na escassez de água, esquecendo-se que a qualidade da água é função da salubridade ambiental. A ausência de gerenciamento dos lodos de tanques sépticos e dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares, limita a possibilidade de alcançar a salubridade ambiental.

#### **3.2.4. Educação Ambiental: instrumento ao desenvolvimento de alternativas tecnológicas sustentáveis.**

O processo de sensibilização realizado partir da aplicação das estratégias: mobilização institucional e social, possibilitou a elaboração do diagnóstico prévio, a identificação dos dados construtivos dos tanques sépticos, a efetivação das etapas previstas para execução do experimento de co-compostagem, proporcionou mudanças na percepção em relação ao uso de compostos derivados de esgotos, despertou os diferentes setores da sociedade para os impactos decorrentes da falta de gerenciamento para os lodos de tanques sépticos e resíduos sólidos e motivou o diálogo entre os gestores públicos e a sociedade civil organizada.

Compreende-se que a sustentabilidade de uma determinada tecnologia depende do amplo processo de Educação Ambiental, e este deve atingir os vários setores da sociedade local, de modo a fomentar a articulação entre gestores municipais e sociedade civil organizada e a co-responsabilidade. De acordo com Jacobi (2005), a postura de dependência e de não responsabilidade da população, comumente decorre da falta de informação que induz a inconsciência ambiental. No entanto, o simples repasse de informação não é

suficiente para sensibilizar e motivar mudanças junto à população interveniente. É necessário motivar a construção de conhecimento a partir da realidade da população de forma emancipatória, provando o processo de sensibilização e de transformação. Educação Ambiental sob a ótica crítica e emancipatória defendida por Araújo e Oliveira (2008), Sorrentino *et al.* (2005), Tristão (2005), Zakrzewski (2004) e Loureiro (2004) constituiu instrumento ao alcance dos princípios da co-responsabilidade e co-participação, os quais são básicos ao empoderamento das alternativas tecnológicas dentro da nova ética ambiental, considerada como o grande desafio da pós-modernidade por Gadotti (2007); Bolscho e Hauenschild (2006); Smith (2006); Sato e Carvalho (2005); Sorrentino *et al.* (2005); Tristão (2005); Morin, Ciurana e Motta (2003) e Leff (2001).

A compreensão dos diversos segmentos da sociedade dos fundamentos e benefícios da co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares mostrou-se fundamental à aceitabilidade da tecnologia de co-compostagem e a sua sustentabilidade.

A sustentabilidade da tecnologia de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares nos municípios de pequeno e médio porte do semi-árido paraibano depende de dez eixos norteadores: 1) aceitabilidade e comprometimento dos gestores públicos municipais (mobilização institucional) e dos segmentos sociais locais (mobilização social); 2) baixo custo de instalação, operação e manutenção; 3) facilidade e simplicidade de manejo; 4) eficiência no alcance dos objetivos do tratamento de lodos de esgotos: estabilização e higienização; 5) atendimento à legislação ambiental; 6) redução de impactos ambientais e sociais durante as etapas de desenvolvimento e de implementação da tecnologia; 7) favorecimento do destino ambientalmente correto dos bio-sólidos; 8) melhoria da qualidade de vida da população local; 9) manutenção e avaliação periódicas dos sistemas; 10) Educação Ambiental. O primeiro eixo requer conhecimento crítico e emancipatório e superação da rejeição dos produtos derivados de esgotos.

Educação Ambiental constituiu o principal eixo à sustentabilidade por favorecer a superação de preconceitos, aceitabilidade da tecnologia, conhecimento crítico e emancipatório e adoção dos princípios da co-responsabilidade e de co-participação.

#### 4.0. CONCLUSÕES

A produção média *per capita* diária de lodos para os tanques sépticos multicâmaras de uso coletivo de Cabaceiras-PB (0,04 kgST/hab.dia), Caraúbas PB (0,06 kgST/hab.dia) e Queimadas-PB (0,04 kgST/hab.dia) e a qualidade desses lodos evidenciaram a possibilidade de tratamento por compostagem. Todavia, o teor médio de umidade alto (73,4%), os valores médios baixos para relação C/N (12,4) e a granulometria fina, requereram a adição de outros resíduos sólidos orgânicos,

A média de produção diária de resíduos sólidos por habitante para os três municípios foi de 0,51 kg/hab.dia. Deste total, 64,7% compreenderam os resíduos sólidos orgânicos. A quantidade e a qualidade desses resíduos mostraram-se exequíveis à co-compostagem com os lodos dos tanques sépticos estudados.

A concentração de ovos de helmintos dos lodos dos tanques sépticos variou de 1,3 a 372,1 ovos/gST, com viabilidade média 86,3%. Entre os ovos de helmintos identificados, predominaram *Ascaris lumbricoides*, *Enterobius vermiculares*, *Fasciola hepática* e *Ancylostoma sp.* Os ovos de *Ancylostoma sp.* e de *Ascaris lumbricoides* foram encontrados em 100% das amostras, evidenciando a capacidade de decantação dos tanques multicâmaras, o que ocorreu a partir da primeira câmara. Os ovos de *Hymenolepis nana* e *Taenia solium* foram registrados apenas nos lodos do tanque séptico de Caraúbas, indicando diferentes prevalências de parasitoses em cada comunidade.

A concentração de ovos de helmintos nos resíduos orgânicos domiciliares dos três municípios variou de 12,82 a 14,39 ovos/gST, com viabilidade média de 95,42%. Em ordem de prevalência, os ovos de helmintos registrados nestes resíduos foram: *Ancylostoma sp.*, *Enterobius vermiculares*, *Fasciola hepatica* e *Ascaris lumbricoide*, os quais estão relacionados com aqueles identificados nos lodos dos tanques sépticos. Os ovos de *Ancylostoma sp* foram identificados em 100% das amostras de resíduos orgânicos.

A identificação de ovos de *Fasciola hepatica* em lodos dos tanques sépticos coletivos e nos resíduos orgânicos domiciliares sugere a incidência deste helminto na Paraíba.



As condições geradas de forma sequencial no processo de co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares em todos os tratamentos foram adversas à sobrevivência de ovos de helmintos, atingindo 100% de eficiência, resultando em compostos isentos de ovos de helmintos e enquadrados como biossólidos classe A, de acordo com a legislação nacional e internacional. Considerando coliformes termotolerantes apenas o composto resultante do tratamento 1 enquadra-se como biossólido classe A ( $<10^3$ NMP/gST). Os demais enquadram-se em biossólidos classe B ( $<10^6$ NMP/gST).

Nos substratos dos diferentes tratamentos, os ovos de *Ascaris lumbricoides* foram os mais resistentes, seguido de *Fasciola hepatica*, *Trichuris trichiura* e *Taenia solium*. Os ovos de *Ancylostoma sp.* e *Enterobius vermiculares* foram os de menor resistência.

A transformação média de 54,06% dos lodos dos tanques sépticos coletivos e dos resíduos orgânicos domiciliares em biossólidos classe A e classe B com características favoráveis à aplicação agrícola, somado à destruição dos ovos de helmintos no período de 91 dias, expressam o alcance dos objetivos do tratamento por co-compostagem dos lodos de tanques sépticos coletivos: estabilização e higienização.

Nos compostos obtidos não foram observados efeitos fitóxicos associados com a fração dos lodos dos tanques sépticos. Não foram detectadas concentrações de chumbo, cádmio, cromo e cobre superiores ao limite determinado pela legislação nacional e internacional para utilização de lodos de esgotos e produtos derivados na agricultura. Ultrapassaram apenas o limite determinado pela França para chumbo, 150 mg/kgST.

A participação dos mesoinvertebrados aconteceu de forma sequencial de acordo com as características do substrato: larvas de dípteros-pupas de dípteros-formigas-ácaros. Nas condições estudadas, não foram visualizados dípteros adultos, indicando que os sistemas de co-compostagem operados adequadamente não atraem estes insetos, mas, estes estão naturalmente presentes nos resíduos sólidos orgânicos, na forma de ovos e saem do sistema quando completam o seu ciclo de vida.

O uso de folhas como estruturante na proporção de 10% do total de resíduos sólidos orgânicos, favoreceu a redução do teor de umidade, propiciou espaços de aeração entre as partículas que constituíam os lodos de tanques sépticos coletivos e permitiram a superação do limite do uso de lodos de esgoto, em relação à granulometria fina.

O controle inicial do teor de umidade, da relação C/N, da granulometria e a definição da composição do substrato, revelaram-se fundamentais à ação dos organismos autóctones e para o alcance dos objetivos do tratamento dos lodos de tanques sépticos coletivos. O monitoramento porém, deve ocorrer em todas as etapas da co-compostagem.

Em relação à fração de lodos de tanques sépticos coletivos, tomando por base o teste de Tukey, que evidenciou diferença estatística em nível de 5% de probabilidade para as temperaturas na superfície e no centro do substrato do tratamento 4; considerando a menor velocidade de degradação de STV, o aumento do tempo necessário à destruição de ovos de helmintos, a elevação de coliformes termotolerantes, de metais pesados e de enxofre no composto resultante deste tratamento, recomenda-se que a fração dos lodos de tanques sépticos coletivos em co-compostagem com resíduos orgânicos domiciliares não ultrapasse a 20%. Frações superiores podem submeter os trabalhadores a maior probabilidade de contaminação durante a operação e o monitoramento dos sistemas e o odor apresentado pelo composto originado do tratamento 4 pode limitar a aceitação do composto por parte da população.

O processo de sensibilização realizado partir da aplicação das estratégias: mobilização institucional e social constituiu ferramenta essencial às mudanças de percepção dos diferentes setores da sociedade para o uso de produtos derivados de esgotos, possibilitando a superação da rejeição desses produtos e o desenvolvimento da tecnologia de co-compostagem. Despertou os diferentes setores das comunidades onde se desenvolveu o trabalho para os impactos decorrentes da falta de gerenciamento dos lodos de tanques sépticos e dos resíduos sólidos orgânicos.

## 5.0. RECOMENDAÇÕES:

Avaliar a aplicação dos bio-sólidos produzidos em culturas endêmicas e/ou adaptadas à região semi-árida para produção de fibras e óleos, observando-se as restrições da legislação vigente e identificar a dose do composto mais favorável ao seu desenvolvimento.

Investigar de forma comparativa a co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos com outros tipos de resíduos sólidos orgânicos disponíveis nos municípios do semi-árido paraibano.

Analisar a aplicação da co-compostagem dos lodos de tanques sépticos coletivos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares em escala real, visando identificar os impactos de ordem ambiental, social, econômico, sanitário, educacional e cultural para os municípios de pequeno e médio portes situados na região semi-árida.

Estudar diferentes freqüências de reviramentos e diferentes estruturantes para adequar a tecnologia de co-compostagem às condições socioambientais municípios do semi-árido, bem como equipamentos que favoreçam a sua aplicabilidade em escala real.

Investigar os diferentes grupos taxonômicos da biota que participam das fases da co-compostagem dos lodos de tanques sépticos coletivos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares, relacionando-os com as modificações ocorridas em cada fase do processo e com as diferentes frações de lodos.

Pesquisar a presença de fasciolose em membros das comunidades estudadas para confirmar a incidência desse parasito nestes municípios.

Analisar a presença de ovos de helmintos em vegetais utilizados na alimentação das famílias de Cabaceiras-PB, Caraúbas-PB e Queimadas-PB e associar com as medidas higiênicas adotadas nas residências em relação à lavagem e consumo de vegetais. Os resultados podem ser relacionados com os helmintos prevalentes nestes municípios.

Investigar a qualidade da água utilizada na irrigação e a cadeia produtiva dos vegetais (da produção à comercialização) utilizados na alimentação das famílias, de maneira a identificar a origem da contaminação por ovos de helmintos.

## 6.0. REFERÊNCIAS

ABILIO, F. P. e WATANABE, T. Ocorrência de *Lymnaea columella* (Gastropoda: Lymnaeidae), hospedeiro intermediário da *Fasciola hepatica*, para o Estado da Paraíba, Brasil. **Revista de Saúde Pública**. v. 32. N. 2, Universidade de Saúde Pública, Faculdade de Saúde Pública. São Paulo-SP, p. 184-186, abril de 1998.

Associação Brasileira de Normas e Técnicas-ABNT. **NBR 7229/93**; Projeto, construção e operação de tanques sépticos. Rio de Janeiro-RJ: ABNT, 15p, 1993

Associação Brasileira de Normas e Técnicas-ABNT. **NBR 7229/82**; Construção e instalação de fossas sépticas e disposição final de efluentes. Rio de Janeiro-RJ: ABNT, 1982, 37p.

ABRÃO, A. L. de A. B. M.; STEFFEN, J. L.; SOUZA, R. S. Análise da gestão de resíduos sólidos em municípios de pequeno porte. In VIII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **ANAIS**. Fortaleza-CE: ABES, 17 a 22 de setembro de 2006

ADHIKARI, B; K.; BARRINGTON, S.; MARTINEZ, J.; KING, S. Characterization of food waste and bulking agents for composting. **Waste Management**. v. 28, p. 795-804, 2008

AGUSTINA, T. E.; ANG, H. M.; PAREEK, V. K. Treatment of winery wastewater using a photocatalytic/photolytic reactor. **Chemical Engineering Journal**. v. 135, n.1-2, p. 151-156, January 2008.

AGUSTINI, D. e ONOFRE, S. B. Caracterização físico-química e microbiológica do lodo de esgoto produzido pela estação de tratamento de esgoto (ETE) de Pato Branco-PR. **Revista de Biologia e Saúde da UNISEP**; Biology & Health Journal. v.1; n. 1 e 2, Paraná-PR, p. 82-95, 2007.

AISSE, M. M. VAN HAANDEL A. C.; VON SPERLING, M.; CAMPOS, J. R.; CORAUCCI FILHO, B.; ALÉM SOBRINHO, P. **Tratamento e destino final do lodo gerado em reatores anaeróbio**. In CAMPOS, J. R. (Org). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro-RJ: ABES, 1999, 435 p. (Projeto PROSAB)

AHN, K.; PARK, K.; LEE, Y.; MAENG, S.; HWANG, J. H.; LEE, J. W.; SONG, K. YEOM, L. T. Ozonation of wastewater sludge for reduction and recycling. In Specialised Conference on Sludge Management and Disposal. **Anais**. Acapulco, México: IWA- International Water Association, p.101-108, 25-27, October, 2001.

ALÉM SOBRINHO, P. **Tratamento de esgoto e geração de lodo**. In TSUTYA, M. T.; CAMPARINI, J. B.; ALÉM SOBRINHO, P.; CARVALHO, P. C. T.; MELO, W. J. Biossólidos na Agricultura. Jaboticabal-SP: ABES, Escola Politécnica-USP, UNESP Jaboticabal, 2002, 468p.

ALÉM SOBRINHO, P.; KATO, M. T. **Análise crítica do uso de processo anaeróbio para o tratamento de esgotos sanitários**. In CAMPOS, J. R.

(Coord). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro-RJ: PROSAB, 1999. 464p.

ALMEIDA, L. P.; COSTA-CRUZ, J. M. Incidência de enteroparasitas em habitantes do município de Araguari, Minas Gerais. **Revista do Centro de Ciências Biomédicas da Universidade Federal de Uberlândia**, v. 4, p. 9-17, 1988.

ALENCAR, A. F. **O pensamento de Paulo Freire sobre a tecnologia: traçando novas perspectivas**. V Colóquio Internacional de Paulo Freire. Recife, 19 a 22 de setembro de 2005.

ALVES, J. R.; MACEDO, H. W.; RAMOS JR, A. N.; FERREIRA, L. F.; GONÇALVES, L. C; ARAÚJO, A. Parasitoses intestinais em região semi-árida do Nordeste do Brasil: resultados preliminares destinos das prevalências esperadas. **Caderno de Saúde Pública**. v.19, n.2, Rio de Janeiro-RJ, p. 667-670, Mar-abr, 2003

AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; AQUINO, S. F.. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviado de aterros sanitários. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.13, n.1, Rio de Janeiro-RJ: ABES, p.38-45, jan/mar, 2008

AMIR, S; MERLING, G; PINELLI, E; WINTERTON, P; REVEL, J. C; HAFIDI, M. Microbial community dynamics during composting of sewage sludge and straw studied through phospholipid and lipid analysis. **Journal of Hazardous Materials**. Feb 2008.

ANDRAUS, S.; MEDEIROS, M. L. B; BORGES, J. C; SILVA, S. M. C. P; TOLEDO, E. B. S. **Agentes patogênicos: bactérias entéricas**. In ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I.; FERNANDES, F.(Org.) 2ªed. Reciclagem de biossólidos; transformando problemas em soluções. Curitiba-PR: SANEPAR, FINEP, 2001, 288p.

ANDREADAKIS, D; MAMAI, D; GAVALAKI, E; KAMPYLAFKA, S. Sludge utilisation in agriculture; possibilities and prospects in Greece. In Specialised Conference on Sludge Management; Regulation, Treatment, Utilisation and Disposal. **ANAIS**. Acapulco, México: IWA- International Water Association, p. 448-456, October, 25-27, 2001.

ANDRADE NETO, C. O; CAMPOS, J. R. **Introdução**. In CAMPOS, J. R. (Coord). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbios e disposição controlada. Rio de Janeiro-RJ: ABES, 1999, 464 p. (PROSAB)

ANDRADE NETO, C.O; DANTAS, M. A.R; MELO, H. N. S.; LUCAS FILHO, M. Análise do desempenho das duas câmaras de um decanto-digestor de câmaras em série. In IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **ANAIS**. Porto Seguro-BA: ABES, p. 813-822, 2000.

ANDREOLI, C. V (Coord). **Biossólidos**; Alternativas de uso de resíduos do saneamento. Rio de Janeiro-RJ: ABES, 2006, 417p. (PROSAB)

ANDREOLI, C. V.; PINTO, M. A. T. **Introdução**. In ANDREOLI, C. V. (Coord.). Resíduos sólidos do saneamento; processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro-RJ: RIMA/ABES (PROSAB), 2001, 282p.

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M. e FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. V. 6. Belo Horizonte-MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFMG, SANEPAR, 2001. 484p. (Coleção Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias).

ARLABOSSE, P.; CHAVEZ, S.; PREVOT, C. Drying of municipal sewage sludge; from a laboratory scale batch indirect dryer to the paddle dryer. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**. v. 22, n. 2. São Paulo, p. 227-232, apr/june, 2005

American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20<sup>a</sup> ed. Washington D.C, 1998, 936p.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A.L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AVGs) em reatores anaeróbios sob estresse; causas e estratégias de controle. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 10, n. 2, p. 153-161, Rio de Janeiro-RJ: ABES, abr/jun, 2005

ARAÚJO, A. S. F; MONTEIRO, R. T. R. Plant bioassays to assess toxicity of textile sludge compost. **Scientia Agricola**. v.62, n. 3, p. 285-290, 2005.

ARAÚJO, M. L. F.; OLIVEIRA, M. M.. Formação de professores de Biologia em Educação Ambiental; contribuições, deficiências e estratégias. **Revista Eletrônica do Mestrado de Educação Ambiental**. v.20, p.256 a 272, jan-jun de 2008

ASLAM, D. N.; HORWATH, W.; VANDGHEYNST, J. S. Comparison of several maturity indicators for estimating phytotoxicity in compost-amended soil. **Waste Management**. v. 28, p. 2070-2076, 2008.

ASLAM, D. N; VANDERGHEYNST, J. S. Predicting phytotoxicity of compost-amended soil from compost stability measurements. **Environmental Engineering Science**. v. 25, n. 1, p. 72-81, january 2008.

ASSUNÇÃO, C. D. C.; CABRAL, N. R. A. J.. Análise da composição gravimétrica dos resíduos sólidos dos municípios de médio porte. In VIII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **ANAIS**. Fortaleza-CE: ABES, 17 a 22 de setembro de 2006

ATAIDE, L. M. S.; LOPES, S. R.; MOREIRA, A. C. M.; TAVARES, K. G.; CATAPRETA, C. A. A.. Estudo da presença de vetores em leiras de composto orgânico produzido na central de tratamento de resíduos sólido de Belo Horizonte - MG. In 24<sup>o</sup> Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.

ATHAYDE JR., G. B.; BESERRA, L. B. S.; FAGUNDES, G. S. Sobre a geração de resíduos sólidos domiciliares em bairros de classe média e alta de João Pessoa-PB. **Revista de Estudos Ambientais**. v. 9, n.2, p. 73-88, jul/dez, 2007

BANEGAS, V; MORENO, J.L.; GÁRCIA, C.; LEÓN, G.; HERMÁNDEZ, T. Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. **Waste Management**. v. 27, n.10, p.1317-1327, 2007

BARBOSA, G. M. C.; TAVARES FILHO, J.. Uso agrícola do lodo de esgoto: influências nas propriedades químicas e físicas do solo, produtividade e recuperação de áreas degradadas. **SEMINA: Ciências Agrárias**. v. 27, n. 4, Londrina-PA, p. 565-580, out/dez, 2006.

BARREIRA, L. P.; PHILIPPI JR., A. RODRIGUES, Mário Sérgio. Usinas de compostagem do Estado de São Paulo: qualidade dos compostos e processos de produção. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.11, n.4, Rio de Janeiro-RJ: ABES, p.385-393, out-dez, 2006.

BARRINGTON, S.; CHOINIÈRE, D.; TRIGUI, M.; KNIGHT, W. Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses. **Bioresource Technology**. v.83, p.189-194. July 2002.

BARRIOS, J.A; RODRIGUEZ, A; GONZALEZ, A; JIMENEZ, B; MAIA, C. Quality of sludge generated in wastewater treatment plants in Mexico: meeting the proposed regulation. In Specialised Conference on Sludge Management and Disposal. **Anais**. Acapulco, México: IWA- International Water Association, p 54-61, 25-27, october, 2001.

BARROS, R. T. V.; ASSIS, C. M.; BARROS, E. L.; SANTOS, F. N. B. **Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos em municípios do Vale de Jequitinhonha (MG)**. In ANAIS do 24<sup>º</sup> Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.

BEAL, C.D; GARDNER, E.A; MENZIES, N.W. Process, performance and pollution potential: a review of septic tank-soil absorption systems. **Australian Journal of Soil Research**. v. 43, n.7, p. 781-802, november 2005

BENINCASA, M. M. P. **Análise de crescimento de plantas**; noções básicas. Jaboticabal-SP: FCAV-UNESP, 1988, 41p.

BETTIOL, W.; FERNANDES, S. A.P.; CERRI, C. C. Efeito do lodo de esgoto nos fluxos de gases na interface solo-atmosfera. **Comunicado Técnico 32**. Jaguariúna-SP: EMBRAPA, setembro de 2005. 6p.

BEZERRA, L. J. D; LIMA, V. L. A.; ANDRADE, A. R. S; ALVES, V. W.; AZEVEDO, C. A. V.; GUERRA, H. O. C. Análise de crescimento do algodão colorido sob os efeitos da aplicação de água residuária e biossólidos. **Revista Engenharia Agrícola e Ambiental**. Suplemento. Campina Grande-PB, p. 333-338, 2005

BIDONE, F. R. A (Coord). **Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais**; eliminação e valorização. Rio de Janeiro-RJ: RIMA, ABES, 2001. 240p.

BINA, B; MOVAHEDIAN, H; KORD, I. The effects of lime stabilization on microbiological quality of sewage sludge. **Iranian Journal of Environmental Health, Science and Engineering**. v.1. Nº 1, p. 34-38, 2004;

BOEIRA, R. C.; MAXIMILIANO, V. C. B. Análise de nitrogênio em amostra de lodo de esgoto. **Comunicado Técnico 40**. Jaguariúna-SP: EMBRAPA, dezembro de 2006. 5p.

BOLSCHO, D.; HAUENSCHILD, K.. From environmental education to education for sustainable development in Germany. **Environmental Education Research**. v. 12, n.1, p. 7-18, february 2006

BORGES, Kleber Lúcio. O uso de tanques sépticos na cidade de Araguari-MG. In IX Exposição de Experiência Municipal em Saneamento. **Anais**. São Paulo-SP: ASSEMAE – Associação dos serviços municipais de saneamento, 2005

BORJA, P. C.; OLIVEIRA, M.T.C.S; LOUREIRO, A.L.; SILVA, R.M.L. **Tecnologia de sistemas condominiais em cidades de diferentes portes**. In ANAIS do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte - MG: ABES, 2007

BOUNDS, T. R. **Design and performance of septic tanks**. In BEDINGER, M.S.; JOHNSON, A. I.; FLEMING, J. S. Site characterization and design of on site septic systems. STP 1324. Philadelphia: American Society for Testing and Materials, 1997, 301p.

BRASIL. III Conferência Nacional de Meio Ambiente; Mudanças Climáticas. **Texto Base Consolidado**. Brasília-DF: Ministério do Meio Ambiente, 7 a 10 de maio de 2008, 200p.

BRASIL. **Síntese dos Indicadores Sociais**; os caminhos do quadro social brasileiro. IBGE. Brasília-DF: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2008. <http://www.ibge.gov.br/home>. Acesso 28 de setembro de 2008a.

BRASIL. **Atlas das áreas susceptíveis à desertificação do Brasil**. Brasília-DF: Ministério do Meio Ambiente, 2007

BRASIL. **Contagem da População 2007**. Brasília-DF: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão- IBGE; publicado no Jornal Oficial da União em 05/10/2007a

BRASIL. **PNAD – Pesquisa nacional por amostra de domicílios**. 2006. <http://www.pnud.org.br/saneamento>. Acesso em 17 de abril de 2008

BRASIL. **Resolução 375/2006 do CONAMA**. Critérios e procedimentos para uso agrícola de lodo de esgoto gerado em estação de tratamento de esgoto sanitário. Brasília-DF: CONAMA, agosto de 2006a.

BRASIL. **Resolução 380/2006 do CONAMA**. Retifica a Resolução 375/06. Brasília-DF: CONAMA, 07 de novembro de 2006b.



BRASIL. **Instrução Normativa N° 23 de 31 de agosto de 2005**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Brasília-DF: Diário Oficial da União, Seção 1, 8 de setembro de 2005.

BRASIL. **Indicadores de desenvolvimento sustentável**; Saneamento ambiental. Brasília: Ministério das Cidades, 2004

BRASIL. **Agenda 21 Brasileira**. Brasília- DF: Ministério do Meio Ambiente, 2002

BRASIL. **Resolução 275/2001 do CONAMA**. Estabelece código de cores para diferentes coletores e transportadores. Brasília-DF: CONAMA, 25 de abril de 2001

BRASIL. **Constituição Federal; Artigo 225**. Brasília/DF, 1988.

BRASIL. **Política Nacional de Meio Ambiente. LEI N° 6.938**, de 31 de agosto de 1981. Brasília/DF, 1981

BREWER, L. J. SULLIVAN, D. M. Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. **Composted Science & Utilization**. v. 11, n.2, p. 96-112, 2003.

BRITO, A. L. F.; MUNIZ, A. C. S.; LOPES, W. S.; LEITE, V. D.; PRASAD, S. Codisposição de resíduos sólidos de curtume. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.7, n.3, Rio de Janeiro-RJ: ABES, p. 144-150, out/dez, 2002.

BRITTO JR., A. O. S.; LEITÃO, V. P. M.; MOTA, S.; SILVA, J. C. C.; SANTOS, E. M. A.. Microrganismos que atuam no processo de compostagem. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.

BUSTAMANTE, M.A.; PAREDES, C; MARHUENDA-EGEA; F.C.; PEREZ-ESPINOSA, A; BERNAL, M.P; MORAL, R. Co-composting of distillery wastes with animal manures: carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. **Chemosphere**. v. 72, n.4, 551-557, June 2008

CABACEIRAS. **Dossiê de Ambiência**. Prefeitura Municipal de Cabaceiras- PB, 2005, 99p.

CALDEIRA, M. V. W.; ROSA, G. N.; FENILLI, T. A. B.; HARBS, R. M. P.. Composto orgânico na produção de mudas de aroeira-vermelha. **Scientia Agraria**. v. 9, n. 1, Curitiba-PR, p. 23-33, 2008

CALI. Bloque 7. **Manejo de lodo**; Model conceptual de seleccion de tecnologia para el control de la contaminacion por aguas residuales domesticas.Cali: IDEAM-CINARA-UTP, Junio de 2005

CALLAGHAN, F.J.; WASE, D. A. J.; THAYANITHY, K.; FOSTER, C.F. Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure. **Biomassa e Bioenergia**, v. 27, p. 71-77, 2002. (Pergamon. Elsevier Science Ltda).

CALIJURI, M. L.; LOURDES, S. S. P.; SANTIAGO, A. F.; SCHAEFFER, C. E. G. R.; LUGÃO, W. G. Identificação de áreas alternativas para disposição de resíduos sólidos na região do baixo ribeira no Iguapé-SP. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 12, n. 3, Rio de Janeiro-RJ: ABES, p. 335-342, jul/set, 2007

CAMPOS, P. C.. Meio ambiente; a sustentabilidade passa pela educação (em todos os níveis, inclusive pela mídia). **Revista em Questão**. Porto Alegre-RS. v.12, n.2, p. 387-419, jun/dez, 2006

CAMPOS, A. C. A.; DIAS, S. F.; DE CONTO, S. M.; VAZ, L. M. Caracterização de resíduos sólidos de Feira de Santana – Bahia. In 24<sup>º</sup> Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES, 02 a 07 de setembro de 2007.

CASTALDI, P.; ALBERTI, G.; MERELLA, R.; MELIS, P. Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity. **Waste Management**. v. 25, n. 2, p. 209-213, 2005.

CASTILHO JR, A. B. (Coord). **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Florianópolis-SC: PROSAB, 2003; 280p.

CARVALHO, I. C. M. **A invenção do sujeito ecológico: identidade e subjetividade na formação dos educadores ambientais**. In SATO, M.; CARVALHO, I. C. M. Educação Ambiental: pesquisa e desafios. Porto Alegre-RG: Artmed, 2005. 232p.

CARVALHO, I. M. M.; ALMEIDA, P. H. Família e Proteção Social. São Paulo-SP: **Revista Perspectiva**. v.17, n. 2, p.109-122, Abr/jun, 2003

CARNEIRO, P. F.; PEREIRA, J. Almir R.. Análise da relação entre as características físicas dos resíduos sólidos domiciliares (SD) e o padrão socioeconômico dos municípios de Belém e Ananindeua- Pará. In 24<sup>º</sup> Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES, 02 a 07 de setembro de 2007.

CARRIJO, J. R.; BIONDI, G. F. Levantamento de ovos de helmintos em lodo de esgoto oriundo de Campo Grande (MS) após tratamento anaeróbio. **Ciência Animal Brasileira**. v. 9, n. 1, jan-mar, p. 207-211, 2008.

CARRINGTON, E.G. **Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction**. Final Report. Luxembourg: European Communities. september, 2001. 44 p.

CAVALCANTE, F. L.; ANDRADE NETO, C.O; ARAÚJO, A. L. C; MELO, H. N. S. Eficiência da remoção de ovos de helmintos e coliformes fecais em um sistema de decanto-digestor e filtro anaeróbio, visando reuso do efluente. In XII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belém-PA: ABES, 2008

CHAGAS, W. F. **Estudo de patógenos e metais em lodo digerido bruto e higienizado para fins agrícolas, das estações de tratamento de esgoto de ilha do governador da Penha no estado do Rio de Janeiro.** 2000. Dissertação. 89p. (Mestrado Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública). Rio de Janeiro-RJ: Fiocruz, 2000

CHEN, J. B.; PENG, X. F.; TAO, T.; LEE, D.J. Thermal drying of wastewater sludge with crack formation. **Water Science and Technology.** v. 50, n. 9, IWA Publishing, p. 177-182, 2004

CHERNICHARO, C. A. L. (Org.) . **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios - aspectos metodológicos.** 1ª ed. Belo Horizonte-MG: FINEP, 2001, 107 p.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios.** Belo Horizonte-MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFMG, 1997. 246p.

CHERNICHARO, C. A. L.; ZERBINI, A. M. Análise da influência de sólidos sedimentáveis na contagem de ovos de helmintos pelo método de Bailenger modificado. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais.** João Pessoa-PB, 2001.

CHERNICHARO, C. A.; SOUSA, V. P. Desenvolvimento de um sistema compacto de tratamento de esgotos domésticos oriundos de populações dispersas ou pequenas comunidades em áreas rurais (SISCOTE). **2º Caderno de Pesquisa em Engenharia de Saúde Pública.** Brasília-DF: FUNASA, p. 109-144, 2006.

CHUEIRI, W. A.; SERRAT, B. M.; BIELE, J.; FAVARETTO, N. Lodo de esgoto e fertilizante mineral sobre parâmetros do solo e de plantas de trigo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.** v. 11, n. 5, Campina Grande-PB: UEA/UFPA, p. 502-508, 2007.

CONFERÊNCIA DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO (CNUMAD). **Agenda 21 Global.** Rio de Janeiro, 1992

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

CORREA, R. S.; WHITE, R. E.; WEATHERLEY, A. J. Biosolids on their ness to yield ryegrass based on their nitrogen content. **Scientia Agricola,** v. 62, n.3. Piracicaba, Brazil; p. 274-280, may-june, 2005.

CUNHA-QUEDA, A.C.; RIBEIRO, H.M.; RAMOS, A.; CABRAL, F. Study of biochemical and microbiological parameters during composting of pine and eucalyptus bark. **Bioresource Technology.** v.98, p. 3213-3220, december 2007.

CUSSIOL, N. A. M.; LANGE, L. C.; LINARDI, V. R. **Resíduos sólidos urbanos e risco biológico**. In ANAIS do 24<sup>o</sup> Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.

DARYANI, A.; ETTEHAD, G. H.; SHARIF, M.; GHORBANI, L.; ZIAEI, H. Prevalence of intestinal in vegetables consumed in Ardabil, Iran. **Food Control**. v. 19, n. 8, p. 790-794, Aug 2008.

DESCHAMPS, C.; FAVARETTO, N. **Aspectos agronômicos**. In ANDREOLI, C.V.; LARA, A.I.; FERNANDES, F. (ORGS). Reciclagem de biossólidos; transformando problemas em soluções. Curitiba-PR: SANEPAR, FINEP, 1999. p.181-192

DIAS, S. M. F. **Avaliação de programas de educação ambiental voltados para o gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos**. 2005. Tese. (Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo). São Paulo-SP; Feira de Santana-BA: USP e UEFS, 2003.

DOLLAR, L.H. Moisture retention of municipal solid waste mixed with sewage sludge and ash in a semi-arid climate. **Journal Waste Management & Research**. International Solid Waste Association. v. 23.n.3, p.209-21, 2005

DUARTE, E. R.; ALMEIDA, A. C.; CABRA, B. L.; ABRÃO, F. O.; OLIVEIRA, L. N.; FONSECA, M. P.; SAMPAIO, R. A.. Análise da contaminação parasitária em compostos orgânicos produzidos com biossólidos de esgotos doméstico e resíduos agropecuários. **Ciência Rural**. v. 38, n.5, Santa Maria, p. 1279 -1285, Aug, 2008.

ECOTT, M. E. *Ascaris lumbricoides*; a review of its epidemiology and relationship to other infections. *Annales Nestlé*. **Institute of Parasitology**. v. 66; n. 1, p. 7-22, 2008.

EEC- EEA-European Environmental Agency . Council Directive 91/692/EEC; Comissão Européia (2001): In <http://www.ec.europa.eu/environment/waste/sludge>. Acesso em 12 de junho de 2008

EEC- EEA-European Environmental Agency. 1882/2003/Ec In <http://www.ec.europa.eu/environment/waste/sludge>. Acesso em 12 de junho de 2008

EEC- EEA-European Environmental Agency . 807/2003/ In <http://www.ec.europa.eu/environment/waste/sludge>. Acesso em 12 de junho de 2008

EEC- EEA-European Environmental Agency. Council Directive 86/278/EEC; Comissão Européia (2001): In <http://www.ec.europa.eu/environment/waste/sludge>. Acesso em 12 de junho de 2008

ELANGO, D.; PULIKESI, M.; BASKARALINGAM, P.; RAMAMURTHI, V.; SIVANESAN, S. Biogas from municipal solid waste with domestic sewage. **Journal of Hazardous Materials**. v. 141, n. 1, p. 301-304, march 2007

EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with organic and moisture content. **Waste Management**. v. 22, p. 269-282, June 2002.

ESTEBAN, J.G.; GONZALEZ, C.; CURTALE, F.; MUNOZ-ANTOLI, C. VALERO, M.A.; BARGUES, M.D.; EL SAYAD, M.; EL WAKEEL, A.A. W. ABDEL-WAHAB, Y.; MONTRESOR, A. ENGELS, D.; SAVIOLI, L.; MAS-COMA, S. Hyperendemic fascioliasis associated with schistosomiasis in villages in the Nile Delta of Egypt. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**. v. 69, n.4. USA, p.429-437, 2003.

EUROPEAN UNION (2000). **Working document on sludge (3<sup>rd</sup> draft)**. ENV.E.3/LM, Brussels, April 27, 2000

FANG, M. WONG, J. W. C.; I, G.X.; WONG, M.H. Changes in biological parameters during co-composting of sewage sludge and coal ash residues. **Bioresource Technology**. v. 64, p. 55-61, 1998.

FAUSTINO, R.; KATO, M.; FLORÊNCIO, L.; GAVAZZA, S. Lodo de esgoto como substrato para produção de mudas de *Senna siamea lam.* **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 9, Campina Grande-PB, p. 278-282, 2005 (Suplemento)

FEACHEM, R. G; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H.; MARA D. **Sanitation and disease and Health aspects of excreta and wastewater management**. Washington/USA: The International Bank for Reconstruction and Development / The World Bank, 1983. 501p.

FERREIRA, R. H.; ROCHA, L. C.; BARROS, R. T. V. Caracterização física dos resíduos sólidos domésticos da cidade de Itabira (MG). In 24<sup>o</sup> Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.

FIGUEIREDO, F. F. Esboço histórico da destinação final dos resíduos do lixo em Natal-RN, Brasil, período 1920 a 2003. **Revista Eletrônica de Geografia y Ciencias Sociales**. v. 10, n. 218. Barcelona-Espanha, p.741-798, agosto de 2006

FONSECA, E.; LIRA, F. F.. A realidade sobre os resíduos sólidos urbanos no estado da Paraíba. In 24<sup>o</sup> Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.

FREITAS, C. M.; LEITE, V. D.; PRASAD, S.; SOUSA, J. T.; LOPES, W. S. **Caracterização física de resíduos sólidos urbanos produzidos por população de baixa renda**. In VIII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Fortaleza-CE: ABES, 17 a 22 de setembro de 2006.

FRÉSCA, F. R. C.. **Estudo da geração de resíduos sólidos domiciliares no município de São Carlos, SP, a partir da caracterização física**. In VIII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Fortaleza-CE: ABES, 17 a 22 de setembro de 2006.

GARCIA, H.; EL ZAUAHRE, M.; MORAN, H.; ACOSTA, Y.; SENIOR, A.; FERNANDEZ, N. Analisis comparativo de dos técnicas de digestión para la determinación de metales pesados em lodos residuales. **Multiciências**. v. 6, n. 3, p. 234-243, 2006.

GASPARD, P.; SCHWARTZBROD. Helminths and protozoa in stabilized sludge for agricultural use: search for an indicator of parasite contamination. Specialised Conference on Sludge Management: Regulation, Treatment, Utilisation and Disposal. **Anais**. Acapulco, México, October 25-27, 2001.

GADOTTI, M. **Educar para um outro mundo possível**; Fórum Social Mundial como espaço de aprendizagem de uma nova cultura política e como processo transformador da sociedade civil planetária. São Paulo-SP: Publisher Brasil, 2007, 207p.

GALLIZZI, K. **Co-composting reduce eggs in fecal sludge**; a field study in Kumasi, Ghana. Switzerland: SANDEC, 2003. 46p

GEA, T.; FERRER, P.; ÁLVARO, G.; VALERO, F.; ARTOLA, A.; SÁNCHEZ, A. Co-composting of sewage sludge: fats mixture and characteristics of the lipases involved. **Biochemical Engineering Journal**. v. 33, n.3, p. 273-273, March, 2007

GERBA, C. P. Approaches and needs for the development of guidelines e standards for pathogenic microorganisms in biosolids. In Specialised Conference on Sludge Management: regulation, treatment, utilisation and disposal. **Anais**. Acapulco, México: IWA- International Water Association; p. 1-5, october, 2001

GHINI, R.; LEONI, C. Uso de lodo de esgoto para indução de supressividade de solos a *Phytophthora nicotianae* em citros. **Circular Técnica 10**. Jaguariúna-SP: EMBRAPA, agosto de 2005. 5p.

GOHN, M. G. Empoderamento e participação da comunidade em políticas sociais. **Revista Saúde e Sociedade**. v. 13, n. 12, São Paulo-SP, maio-agosto, p.20-31, 2004.

GOMES, S. B.V.; NASCIMENTO, C. W.A.; BIONDI, C. M. Produtividade e composição mineral de plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.11, n.05, Campina Grande-PB, p. 459-465, set-out, 2007.

GOMES, J. J. A.; TEIXEIRA, A. P. R.; DIAS, V. S.; COSTA, C. V. A. Composição química do composto orgânico preparado com esterco de equino e leucena. (*Leucaena leucocephala Lam de Wit*). **Revista Brasileira de Agroecologia**. v. 3, n. 1, p. 71-77, 2008

GOMEZ PALACIOS, J. M.; RUIZ DE APODACA, A.; REBOLLO, C.; AZCARATE, J. European policy on biodegradable waste: a management perspective. **Anais**. Acapulco, México: IWA- International Water Association, p.21-29, 25-27, october, 2001.

GONÇALVES, R. F.; LUDUVICE, M.; VON SPERLING, M. **Remoção da umidade de lodos de esgotos**. In ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.

Lodo de esgotos; tratamento e disposição. Belo Horizonte-MG: DESA/UFMG, SANEPAR, 2001, 484p. (Princípios do tratamento biológicos de águas residuárias, 6).

GOYAL, S.; DHULL, S. K. KAPOOR, K. K. Chemical and biological changes during composting of different organic waste and assessment of compost maturity. **Bioresource Technology**. v. 96, n. 14, p. 1584-1591, 2005

GUEDES, M. C.; ANDRADE, C. A.; POGGIANI, F.; MATTIAZZO, M. E. Propriedades químicas do solo e nutrição do eucalipto em função da aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 30, n.2, Viçosa-MG, 267-280 mar/abr, 2006.

GUIMARÃES, A. M.; ALVES, E. G. L.; FIGUEIREDO, H. C. P.; COSTA, G. M.O.; RODRIGUES, L. S. Freqüência de enteroparasitas em amostras de alfaces (*Lactuca sativa*) comercializadas em Lavras, Minas Gerais. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**. v. 36, n. 5, Uberaba-MG, p.621-623, sept/oct, 2003.

GUIMARÃES, M. **Educação ambiental**; no consenso um embate? Campinas-SP: Papirus, 2000. 94p. (Coleção Papirus Educação)

GUITERREZ, L. A. C. L.; BEZERRA, A. J. R.; FREITAS, W. A. M.; MEIRA, R. C. S.; PEREIRA, J. A. Desaguamento de lodo de tanques sépticos em leitos de secagem no município de Belém-PA. In VIII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Fortaleza-CE: ABES, 17 a 22 de setembro de 2006

GUTIERREZ, E.C.; ACOSTA, Y.; RAMIREZ, E.; LOPEZ, J.; MORAZ, R.; FERNANDEZ, N.; MARMOL, Z. Sewage sludge application to increase soil fertility. In Specialised Conference on Sludge Management and Disposal. Acapulco, México: IWA- International Water Association. **Anais**. 25-27, october, p. 434-439, 2001.

HACHICHA, S.; SELLAMI, F.; CEGARRA, J.; HACHICHA R.; DRIRA, N.; MEDHIOUB, K.; AMMAR, E. Biological activity during co-composting of sludge issued from the OMW evaporation ponds with poultry manure-physico-chemical organic matter. **Journal of Hazardous Materials**, maio de 2008.

HANNEQUART, J.; RADERMAKER, F.; SAINTMARD, C. **Gestão dos resíduos domésticos biodegradáveis; que perspectivas para as autoridades locais europeias?** Bruxelas: Association Cities Regions Pour Recyclage et La Gestion Durable de Resources, setembro de 2005

HARDEN, H. S.; ROEDER, E.; HOOKS, M.; CHANTON, J. P. Evaluation of onsite sewage treatment and disposal systems in shallow karst terrain. **Water Research**. v. 42, n. 10-11, International Water Association- IWA, p. 2585-2595, may 2008

HARGREAVES, J. C.; ADL, M. S.; WARMAN, P. R. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. **Agriculture Ecosystems & Environment**. v. 123, p. 1-14, 2008

HAUG, T. R. **The practical handbook of compost engineering**. United States of America: Lewis Publishers, 1993. 717p.

HAYES, P. expanding the potential of in-vessel cocomposting. **Biocycle**. v.45, n.8, p.38-42, 2004.

HELLER, L.; NASCIMENTO, N. O. Pesquisa e desenvolvimento na área de saneamento no Brasil e tendências. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n.1, Rio de Janeiro-RJ: ABES, p. 24-35. 2005.

HIGASKINO, C. E. K.; TAKAMATSU, A. A.; BORGES, J. C.; BALDIN, S. M. **Determinação de coliformes fecais em amostras de lodo de esgoto por fermentação em tubos múltiplos**. In ANDREOLI, C. V.; BONNET, B. R. P. (Coord). *Manual de Métodos para Análises Microbiológicas e Parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto*. Curitiba-PR: SANEPAR, PROSAB, 2000. 86p.

HOFFMEISTER, D. **Avaliação da comunidade bacteriana durante o processo de compostagem de lixo urbano**. 2002. 94p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola e do Ambiente). Porto Alegre/RS: UFRGS, 2002

HOORNWEG, D.; THOMAS, L. OTTEN, L. **Composting and its applicability in developing countries**. Urban Waste Management. Working paper séries. Washington D.C: The World Bank. March, 2000, 46 p.

IMHOFF, K. I.; IMHOFF, K. R. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo/SP: Edgard Blucher Ltda, 2002, 301 p. (3ª reimpressão)

INGALLINELA, A. M.; SAGUINETTI, G.; KOOTTATEP, T.; MONTANEGERO, A.; STRAUSS, M. The challenge of faecal sludge management in urban areas; strategies, regulations and treatment options. In Specialised Conference on Sludge Management and Disposal. **Anais**. Acapulco, Mexico: IWA-International Water Association, 25-27, october, p. 39-46, 2001.

INGUNZA, M. D. P. D.; ANDREOLI, C. V.; NASCIMENTO; J. D. T.; HOPPEN, C.; PEGORINI, E. S. **Uso de resíduos do saneamento na fabricação da cerâmica vermelha**. In ANDREOLI, C. V. (Coord). *Alternativas de uso de resíduos do saneamento*. Rio de Janeiro-RJ: ABES, 2006; 417p. (Biossólidos, PROSAB)

IWEBUE, C. M. A.; EMUH, F. N.; ISIRIMAH, N. O.; EGUN, A..C. Fractionation, characterization and speciation of heavy metals in compost and compost-amended soils. **African Journal of Biotechnology**. v. 6, n, 2, p.67-78, 18 january, 2007.

IWMI & SANDEC. **Co-composting of faecal sludge and solid waste; preliminary recommendations on design and operation of co-composting plants based on the Kumasi Pilot Investigation**. IWMI 7 SANDEC, October 15, 2002. 86p. In <http://www.sandec.ch/organisation/abteilungen/sandec>. Acesso em 10/06/2008



JACOBI, P, R. Educação Ambiental: o desafio da construção de um pensamento crítico, complexo e reflexivo. **Revista Educação e Pesquisa**. v. 31,n. 2. São Paulo, p. 233-250, maio-agosto, 2005.

JAMWAL, P.; MITTAL, A. K.; MOUCHEL, J. M. Efficiency evaluation of sewage treatment plants with different technologies in Delhi (India). **Environmental Monitoring and Assessment**. June 25, 2008. On line. <http://www.springerlink.com>. Acesso em 10 de agosto de 2008

JIMÉNEZ, B.; MAYA, C.; SÁNCHEZ, E.; ROMERO, A.; LIRA, L. Comparison of the quantity and quality of the microbiological content of sludge in countries with low and high content of pathogens. In Specialised Conference on Sludge Management; Regulation, Treatment, Utilisation and Disposal. **Anais**. Acapulco, México: IWA- International Water Association, October, 25-27, p.526-533, 2001.

JIMENEZ-DOMINGUEZ B. **Investigación ante acción participante: una dimensión desconocida. [Pesquisa-ação participante: uma dimensão desconhecida]**. Em Montero, M. (coord) *Psicologia social comunitária*. Guadalajara, México: Universidad de Guadalajara, p.103-137, 1994.

KALAMDHAD, A. S. KAZMI, A. A. Mixed organic waste composting using rotary drum composter. **International Journal of Environment and Waste Management**. v. 2.n.1-2, p. 24-36, 2008.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem**; maturação e qualidade do composto. Piracicaba-SP: USP, 1998. 171p.

KITAMURA, A. E.; ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; GONZALEZ, A. P. Recuperação de um solo degradado com a aplicação de adubos verdes e lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. V. 32, n. 1, Viçosa-MG, p. 405-416, jan/fev, 2008.

KONÉ, D.; COFIE, O.; ZURBRUGG, C.; GALLIZZI, K.; MOSER, D.; DRESCHER, S.; STRAUSS, M.. Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. **Water Research**. v. 41, p. 4397- 4402, 2007.

KONÉ, D.; STRAUSS, M. Low cost options for treating faecal sludge (FS) in developing countries- challenges and performance. In 9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands systems for water pollution control and to the 6th International IWA Specialist group Conference on waste stabilization ponds. **Anais**. Avignon, France: SANDEC, 27 sept-1 oct. 2004. In <http://www.eawag.ch/>. Acesso em 08/06/08

KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C.; OANH, N.T. K.; MONTANGERO, A.; STRAUSS, M. Sludges from on site sanitation systems- low-cost treatment alternatives. In IWA Conference on Water and Wastewater management for developing countries. **Anais**. Kuala Lumpur-Malasia: SANDEC, oct 29-31, 2001. 10p. <http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/sandec/publikationen>. Acesso em 10 de junho de 2008

KORNER, I. Nitrogen- a harmful or a value-added compost property? Congresso International: Proceedings of the International Congress, CODIS, 2008; Compost and Digestate: sustainability, benefits, impacts for environment and for plant production. **Anais**. February 27-29, Solothurn, Switzerland, 2008

KRANERT, M.; HAFNER, G. BERKNER, I.; ERDIN, E. **Compost from sewage sludge**; a product with quality assurance system. Water Practice & Technology. IWA Publishing. 2008

KUMAR, S.; BHATTACHARYYA, J.K.; DAS, S.; SINGH, R. Composting of municipal solid waste through chemical pretreatment. **International Journal of Environmental Technology and Management**. v. 7, n.3-4, p. 298-303, 2007

LACERDA JR., V. J. A.. Incorporação da Educação Ambiental ao processo de formação continuada de professores para educação profissional. **Revista Eletrônica do Mestrado de Educação Ambiental**. v. 19, Rio Grande do Sul-RS, p. 181-190, Julho a dezembro de 2007.

LANGE, L. C; CUSSIOL, N. A. M. Avaliação da sustentabilidade técnica e ambiental de aterros sanitários como método de tratamento e de disposição final de resíduos de serviços de saúde. **2º Caderno de Pesquisa em Engenharia de Saúde Pública**. Brasília-DF: FUNASA, p.43-71, 2007.

LARA, A. I.; ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S. **Avaliação dos impactos ambientais da disposição final do lodo**. In ANDREOLI, C. V; FERNANDES, F; SPERLING, M. V. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Belo Horizonte-MG: DESA/UFMG, SANEPAR, p.265-483, 2001.

LASARIDI, K. E.; STENTIFORD, E. I. Biological parameters for compost stability assessment and process evaluation. **Acta Horticulturae**. International Society for Horticultural Science. n. 469, p.119-128, 1998.

LEFF, E. **Epistemologia ambiental**. São Paulo-SP: Cortez, 2001, 240p.

LEITÃO, V. P. M.; MOTA, S.; COSTA E SILVA, J. C.; LIMA, C. R. G.; SILVA, L. A. Análise da temperatura na produção de composto orgânico de folhas de cajueiro e de mangueira. XIII SILUBESA; Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belém-PA: ABES, março de 2008

LEITE, B. Z.; INGUNZA, M. P.; ANDREOLI, C. V. **Lodo de decanto-digestores**. In ANDREOLI, C. V. (Org). Alternativas de uso de resíduos de saneamento. Rio de Janeiro-RJ: ABES, 2006, 361p.

LEITE, V. D.; SILVA, S. A.; SOUSA, J. T.; MESQUITA, E. M. N.. Análise quali-quantitativa dos resíduos sólidos urbanos produzidos em Campina Grande, PB. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.

LEITE, V. D.; VILAR, W. C. T.; SILVA, S. A.; LOPES, W. S.. Diagnóstico sanitário e ambiental da cidade de Taperoá, PB. In VIII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Fortaleza-CE: ABES, 17 a 22 de setembro de 2006

LESSA, E. R.; MOTA, S.. Estudo de caracterização física dos resíduos sólidos com características domiciliar e comercial de Fortaleza-CE. In 24<sup>o</sup> Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007

LEVY, J. S.; TAYLOR, B.R. Effects of pulp mill solids and three composts on early growth of tomatoes. **Bioresource Technology**. v. 89, n.3, p. 297-305, 2003

LEMAINSKI, J.; SILVA, J. E.; Avaliação agrônômica e econômica da aplicação de bio sólido na produção de soja. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 41, n. 10, Brasília-DF p.1477-1484, out. 2006.

LIANG, C.; DAS, R. C.; McCLENDON, R. W. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. **Bioresource Technology**. v. 86, n. 2, p. 131-137, January 2003.

LIRA, A.C. S.; GUEDES, M.; SCHALCH, V. Reciclagem de lodo de esgoto em plantação de eucalipto: carbono e nitrogênio. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 13, n. 2, Rio de Janeiro-RJ: ABES, p. 207-216, 2008

LHADI, E.K. TAZI, H.; AYLALJ, M.; TAMBONE, F.; ADANI, F. Cocomposting separated MSW and poultry manure in Marocco. **Compost Science & Utilization**. v.12, n. 2, p.137-144, 2004

LOBO, T. F.; GRASSI FILHO, H. Níveis de lodo de esgoto na produtividade do girassol. **Revista de La Ciencia Del Suelo y Nutrición Vegetal**. v. 7, n.3, Temuco- Chile, p. 16-25, 2007

LOPES, J.C.; RIBEIRO, L.G.; ARAÚJO, M.G.; BERARDO, M. R .B. S. Produção de alface com doses de lodo de esgoto. **Revista Horticultura Brasileira**. v. 23, n.1. Brasília-DF, p.143-147, jan-mar, 2005.

LOPEZ, D. A. R.; RODRIGUEZ, A. L.; MACHADO, E. L. Comparação de cenário de gerenciamento de lixo urbano em Santa Cruz do Sul-RS por meio do inventário de ciclo de vida. In 24<sup>o</sup> Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.

LOTTO, M. C.; VALARINI, P. J. Avaliação da contaminação de coliformes fecais em alface (*Lactuca sativa*), águas de irrigação e lavagem em sistema de produção orgânica e convencional. **Revista Brasileira de Agroecologia**. v.2, n.2, p.1625-1627, out, 2007

LOUREIRO, C. F.. Educar, participar e transformar em educação ambiental. **Revista Brasileira de Educação Ambiental**. n. zero, Brasília, p.13-20, 2004.

LOUREIRO, D. C.; AQUINO, A. M.; ZONTA, E.; LIMA, E. Compostagem e vermicompostagem de resíduos domiciliares com esterco bovino para a produção de insumo orgânico. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 42, n. 7, Brasília-DF, p. 1043-1048 July, 2007

LOURENÇO, E. D. S.; RITTER, E.; CAMPOS, J. C.. Correlação entre a composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares e indicadores socioeconômicos em áreas faveladas e não faveladas do município do Rio de Janeiro. In VIII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Fortaleza-CE: ABES, 17 a 22 de setembro de 2006

LOWE, K. S.; SIEGRIST, R. L. Controlled field experiment for performance evaluation of septic tank effluent treatment during soil infiltration. **Journal Environmental Engineering**. v.134, n.2, p. 93-101, february 2008

LU, L. A.; KUMAR, M.; TSAI, JC.; LIN, JG. High-rate composting of barley dregs with sewage sludge in a pilot scale bioreactor. **Bioresource Technology**. v. 99, n. 7, May, p. 2210-2217, 2008.

LU, W.; WANG, H. Role of rural solid waste management in non-point source pollution control of Dianchi Lake Catchments, China. **Journal Frontier Environmental Science & Engineering in China**. v. 2, n.1, p. 15-23, march 2008

MACHADO, I. P.; FERRAZ, J. L.; BIZZO, W. A. Análise quantitativa da composição de resíduos domiciliares em cidades brasileiras. In 24<sup>º</sup> Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte, 2007

MACHADO, M.F.S.; FIGUEIREDO, R.F.; CORAUCCI-FILHO, B. Produção brasileira de lodos de esgotos. **Sanare**, v.22, p.66-74, 2004.

MAGALHÃES, M. A.; MATOS, A. T.; DANICULI, W.; TINOCO, I. F. F. Compostagem de bagaço de cana-de-açúcar triturado utilizado como filtrante de águas residuária suinocultura. **Revista de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 10, n.2 , Campina Grande-PB, p. 466-471, abr-jun de 2006.

MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G.; VAN LIER, J. Adapting UASB technology for sewage treatment in Palestine and Jordan. **Water Science Technology**. v.57, n. 3, p. 361-366, 2008

MALLMANN, L. S.; SAMPAIO, S. C.; DAMASCENO, S. G.; SUSZEK, M. Biodegradação de lodo têxtil codisposto com Capim napier e água residuária da suinocultura. In 24<sup>º</sup> Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.

MALTA, T. S. **Aplicação de lodos de estações de tratamento de esgotos na agricultura**: estudo do caso do município de Rio das Ostras - RJ. 2001. Dissertação. (Mestrado). Rio de Janeiro-RJ: Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública; 2001. 68p.

MANCINI, S. D.; SCHWARTZMAN, J. A. S.; KAGOHARA, D. A.; NOGUEIRA, A. R.; MATTOS, T. Avaliação da umidade presente na matéria orgânica e nos papéis descartados em aterros e suas implicações para reciclagem. In 24<sup>º</sup> Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte-MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007

MANCINI, S. D.; NOGUEIRA, A. R.; KAGOHARA, D. A.; SCHWARTZMAN, J. A. S.; MATTOS, T.; ROSA, A. H. Compostagem aeróbia: diferença de resultados na relação carbono/nitrogênio a partir de matéria-prima pré e pós-disposição final. In VIII Simpósio Italo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Fortaleza-CE, 2006

MARAGNO, E. S.; TROMGIN, D. F.; VIANA, E. O uso da serragem no processo de minicompostagem. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 12, n. 4, Rio de Janeiro-RJ: ABES, p. 355-360, out/dez, 2007

MARCONI, M. A.; LAKATOS, E. M. **Técnicas de Pesquisa**. 4ª ed. São Paulo: Atlas S/A, 1999, 261p.

MARQUES, M.; HOGLAND, W. Processo descentralizado de compostagem em pequena escala e resíduos orgânicos domiciliares em áreas urbanas. In XXVIII Inter-american Congress of Sanitary and Environmental Engineering. **Anais**. Cancun, Quintana Roo, Mexico: AIDIS, 2002.

MARQUES, A. L. P.; NASCIMENTO, N. O tratamento biológico dos resíduos domiciliares orgânicos. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 6, n.1, Rio de Janeiro-RJ: ABES, jan-mar, 2001; n. 2, p.41-46, abr-jun, 2001.

MARTINS, G.; BORANGA, J. A.; LATORRE, M. R. D. O.; PEREIRA, H. A. S. L. Impactos do Saneamento Básico na saúde da população de Itapetininga-SP de 1980 a 1997. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 7, n. 3, jul/set e n. 4, out/dez, Rio de Janeiro-RJ: ABES, p. 161-188, 2002

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**. v. 90, n. 1, p.652-659, August 2008

MATTEI, G.; ESCOSTEGUY, P. A. V.. Composição gravimétrica de resíduos aterrados. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 12, n.3, Rio de Janeiro-RJ: ABES, p. 247-251, jul/set, 2007

MATOS, A. T.; VIDIGAL, S. M.; SEDIYAMA, M. A. N.; GARCIA, N. C. P.; RIBEIRO, M. F. Compostagem de alguns resíduos orgânicos, utilizando-se águas residuárias da suinocultura como fonte de nitrogênio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 2, n.2, Campina Grande-PB: DEAg/UFPB, p. 199-203, 1998.

MATOS, A. T.; CARVALHO, A. L. AZEVEDO, I. C. D. A. Viabilidade do aproveitamento agrícola de percolados de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 12, n. 4, p. 435-440. Campina Grande-PB, jul/ago, 2008

MAUNOIR, S. PHILIP, H.; RAMBAUD, A. Small wastewater treatment plants in mountain areas; combination of septic tank and biological filter. **Water Science e Technology**. v. 56, n.10, IWA Publishing, p 65-71, 2007.

McLEOD, F.; CHERRET, T. Quantifying the transport impacts of domestic waste collection strategies. **Waste Management**. v. 28, p. 2271-2278, 2008

MELO, L. A. S.; SANTOS, A. E. V.. Efeitos de doses de lodo de esgoto na população da Broca-de-Bananeira. **Comunicado Técnico 34**. Jaguariúna-SP: EMBRAPA, maio de 2006. 4p.

METCALF E EDDY. **Wastewater engineer treatment disposal, reuse**. 4<sup>a</sup>ed. New York: McGraw- Hill Book, 2003, 1729 p.

MEXICO. **NOM-004-ECOL-2001**; Protección ambiental; lodos y biosólidos; especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. México D.F: Diario oficial de La Federación. 18 de febrero de 2002.

MEYER, K. B.; MILLER, K. D.; KANESHIRO, S. Recovery of Ascaris eggs from sludge. **Journal of Parasitology**. v. 64, n.2. The American Society of Parasitologist, p.380-383, apr, 1978.

MOHAMMAD, Al-Sharayah; MAHAMOUD, N. Start-up of an UASB-septic tank for community on site treatment of strong domestic sewage. **Bioresource Technology**. v. 99, n. 16, p. 7758-7766, november, 2008

MOHEE, R.; MUDHOO, A.; UNMAR, G. D. Windrow co-composting of shredded office paper and broiler litter. **Internation Journal of Environment and Waste Management**. v. 2, n. 1-2, p.3-23, 2008

MONTANGERO, A.; BELEVI, H. Assessing nutrient flows in septic tanks by eliciting expert judgment: a promising method in the context of developing countries. **Water Research**. v. 41, n.5, p. 1052-1064, 2007

MONTANGERO, A.; STRAUSS, M.; INGALLINELLA, A. M.; KOOTTATEP, T.; LARMIE, S. Cuando los tanques septicos estan llenos- El desafio del manejo y tratamiento de lodos fecales. 11<sup>o</sup> Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente. **Anais**. Mendoza, Argentina: AIDIS Argentina, 10 al 12 de mayo de 2000

MORIN, E.; CIURANA, E. R.; MOTTA, R. D. **Educar para era planetária**; o pensamento complexo como método de aprendizagem pelo erro e incerteza humana. São Paulo-SP: Cortez, 2003. 112p.

MOREL, P.; GUILHERMINO, G. Assessment of the possible phytotoxicity of a substrate using an easy and representative biotest. **Acta Horticulture**. N. 644, p. 427-423, 2004.

MOTA, A. V. M. Do lixo à cidadania. **Revista Democracia Viva**. v.3. n. 27 Jun-jul, p. 3-8, 2005.

MUGA, H. E.; MIHELIC, J. R. Sustainability of wastewater treatment technologies. **Journal of Environmental Management**. v. 88, n.3, p. 437-447, 2008 aug.

NASCIMENTO, M. B. H. LIMA, V. L. A.; NAPOLEÃO, E. M. B.; SOUZA, A. P.; FIGUEIREDO, I. C. M.; LIMA, M. M. Uso de bio sólido e de água residuária no crescimento e desenvolvimento da mamona. **Revista Brasileira de Oleaginosas e Fibrosas**. v. 10, n. 1/2, Campina Grande-PB, p. 1001-1007, jan/ago, 2006

NEKLYUDOV, A.D.; FEDOTOV, G.N.; IVANKIN, A.N. Intensification of composting processes by aerobic microorganisms: a review. **Applied Biochemistry and Microbiology**. v.44, n.1, p.6-18, 2008.

NEVES, D. P. **Parasitologia humana**. 11ª ed. São Paulo-SP: Atheneu, 2005, 494p.

NEVES, H. S. M.; RODRIGUES, G. U.; ACATARASSU, A. C. S.; BRASIL, E. C.; NEVES, L. A. **Estudo da influência de compostos orgânicos no cultivo de milho**. In XIII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belém-PA: ABES, 2008

NÓBREGA, C. C.; GADELHA, C. L. M.; PEREIRA, S. L. M.; SILVA, V. R. G. Estudo sobre as características físicas dos resíduos sólidos gerados na cidade de Pedra de Fogo-Paraíba; dados preliminares. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.

NÓBREGA, R. S. A.; BOAS, R. C. V. NÓBREGA, J. C. A.; PAULA, A. M.; MOREIRA, F. M. S. Utilização de bio sólido no crescimento inicial de mudas de aroeira (*Schinus terburnthfolius Raddi*). **Revista Árvore**. V. 31, n.2, Viçosa-MG, p. 239-246, 2007.

NEW SOUTH WALES -NSW. **Part 3; EPA NSW**. Protection of the Environment Operation Act. New South Wales, Australian: Environment Protection Authority, 1997 In

[HTTP://www.environment.nsw.gov.au](http://www.environment.nsw.gov.au). Acesso em 14 de junho de 2008

NOVINSKAK, A.; SURETTE, C.; FILION, M. Quantification of *Salmonella spp.* in composted biosolids using a TaqMan qPCR assay. **Journal of Microbiological Methods**. v. 70, n.1, p.199-126, July 2007.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. 5ªed. São Paulo: Thomson Learning, 2007, 612 p.

OENNING JR., A.; PAWLOWSKY, U. Avaliação de tecnologias avançadas para o reúso de água em indústria metal-mecânica. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 12, n. 3, Rio de Janeiro-RJ: ABES, p. 305-316, jul/sep, 2007

OGUNWANDE, G. A.; OGUNJIMI, L. A. O.; FAFIYEBI, J. O. Effects of turning frequency on composting of chicken litter in turned windrow piles. **International Agrophysics**. v. 22, p. 159-165, 2008.

OGUNWANDE, G.A.; OSUNADE, J.A.; ADEKALU, K.O.; OGUNJIMI, L. A. O. Nitrogen loss in chicken litter compost as affected by carbon to nitrogen ratio

and turning frequency. **Bioresource Technology**. v. 99, p. 7495-7503, November de 2008.

OLIVEIRA, A. A. **Enteroparasitoses em populações usuárias de diferentes sistemas de abastecimento de água em Viçosa-MG**. 2004. 112p. Dissertação (Mestrado). Viçosa-MG: Universidade Federal de Viçosa, 2004

OLIVEIRA, A. A.; NASCIMENTO, A. S.; SANTOS, T. A. M. CARMO, G.M.I.; DIMECH, C. P. N.; ALVES, R. M. S.; MALASPINA, F. G.; GARCIA, M. H. O.; SANTOS, D. A.; AGUIAR, G.P. R.; ALBUQUERQUE, B. C.; CARMO, E. H. Estudo da prevalência e fatores associados à fasciolose no município de Canutama, estado do Amazonas, Brasil. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**. v. 16. n. 4, p. 251-295, Brasília, out-dez, 2007

OLIVEIRA, L.; MORITA, D. M. Tratabilidade de solos tropicais contaminados por resíduos de indústria de revestimentos cerâmicos. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 13, n. 1, p. 97-108, jan/mar, 2008

OLIVEIRA, M. C.; SILVA, C.V.; COSTA-CRUZ, J. M. Intestinal parasites and commensals among individuals from a landless camping in the rural área of Uberlândia, Minas Gerais. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, p. 173-176, 2003.

OLIVEIRA, R. **Contribuições ao estudo de tanques sépticos**. 1983. 237p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Campina Grande: UFPB, 1983.

PARAENSE, W. L. *Lymnaea columella*: two new Brazilian localities in the states of Amazonas and Bahia. **Mem. Inst.Oswaldo Cruz**. v. 81, n.3, p. 121-123, 1986

PASSAMANI, F. R. E. MOTTA, J. S.; GONÇALVES, R. F. Pasteurização do lodo de um reator UASB na remoção de coliformes fecais e ovos de helmintos. In I Seminário Nacional de Microbiologia Aplicado ao Saneamento. **Anais**. Vitória-ES, 5 a 7de junho, 2000

PAULA, P.; RODIGUES, P. S. S.; TÓRTORA, J. C. O.; UCHOA, C. M. A.; FARAGE, S. Contaminação microbiológica e parasitológica em alfaces (*Lactuca sativa*) de restaurantes self-service, de Niterói, RJ. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**. Uberaba-MG. v.36, n.4, p.535-537, july/aug, 2003.

PAULINO, R. C.; CASTRO, E. A.; THOMAZ-SOCCOL, V. Tratamento anaeróbio de esgoto e sua eficiência na redução da viabilidade de ovos de helmintos. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**. v. 34, n. 5, p. 421-428, set-out, 2001.

PAVAN, P.; BOLZONELLA, D.; BATTISTONI, E.; CECCHI, F. Anaerobic co-digestion of sludge with other organic wastes in small wastewater treatment plants: economic considerations evaluation. **Water Science and Techonology**. v. 56, n.10, IWA Publishing, p. 45-53, 2007.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem**; processo de baixo custo. Belo Horizonte - MG: UNICEF, UFV, 1996, 56p.



PEREIRA NETO, J. T.; LELIS, M. P. N. A contaminação biológica na compostagem. In 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. João Pessoa-PB: ABES, 2001

PEREIRA, S. L. M.; NÓBREGA, C. C.; ALBUQUERQUE NETO, J. F.; LIMA, M. N. Análise das características física e físico-química dos resíduos sólidos domiciliares/comerciais e do composto orgânico do município de Pedras de Fogo/PB. In XIII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental. **Anais**. Belém-PA: ABES, 10 a 14 de março de 2008

PEREIRA, S. C. M.; AZEVEDO, M. A.; MAGALHÃES, D. C.; YAMADA, F. Metodologia empregada na elaboração do plano de gerenciamento integrado para resíduos sólidos gerados na cidade de Viçosa-MG. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.

PICOTE, B.; COSTA, R. H. R.; PHILIPPI, L. S.; SAMBUCCO, J. P. The desludging of waste stabilization ponds and sludge disposal in France. In Specialised Conference on Sludge Management and Disposal. **Anais**. Acapulco, Mexico: IWA- International Water Association, p. 366-373, 25-27, october, 2001.

PILE, E.; GAZETA, G. SANTOS, J. A. A.; COELHO, B.; SERRA-FREIRE, M. Ocorrência de fasciolosis humana no município de Volta Redonda, RJ, Brasil. **Revista de Saúde Pública**. v. 34, n.4, São Paulo-SP: USP, Faculdade de Saúde Pública, p. 413-414, 2000

PILOTTO, J. S. **Contribuições para modelagem matemática do comportamento dos tanques sépticos para remoção de matéria orgânica**. 2004. 187p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Curitiba-PR: UFPR, 2004.

PINTO, M. T. **Higienização do lodo**. In ANDREOLI, C. V. (coordenador). Resíduos Sólidos do Saneamento: Processamento, Reciclagem e Disposição Final. Rio de Janeiro-RJ: RIMA, ABES, 2001, 282p.

POGGIANI, F.; SILVA, P. H. M.; GUEDES, M. C. **Uso do lodo de esgoto em plantações florestais**. In ANDREOLI, C.V. Alternativas de uso de resíduos do saneamento. Biossólidos. Curitiba-PR: PROSAB, 2006, 398p.

POGGI-VARALDO, H. M. VALDEZ-LEDEZMA, L.; FERNANDEZ-VILLAGÓMEZ, G.; RINDERKNECHT-SEIJAS, N. Co-treatment of waste activated sludge and municipal solid waste using solid substrate anaerobic digestion. In Specialised Conference on Sludge Management and Disposal. **Anais**. Acapulco, México: IWA- International Water Association, 25-27, october, p.198-205, 2001.

POLPRASERT, C.. **Organic waste recycling**. New York: Jonh Wiley & Sons Ltda, 1989, 357p.

POSSAMAI, F. P.; VIANA, E.; SHULZ, H. E.; COSTA, M. M.; CASAGRANDE, E. Lixões inativos na região carbonífera de Santa Catarina; análise dos riscos à

saúde pública e ao meio ambiente. **Revista Ciência e Saúde Coletiva**. v. 12, n.01, Rio de Janeiro-RJ, Associação Brasileira de Pós-graduação em Saúde Coletiva, p.171-179, 2007

PRADO FILHO, J. F.; SOBREIRA, F. G. Desempenho operacional e ambiental de unidade de reciclagem e disposição final de resíduos sólidos domésticos financiados pelo ICMS de M. Gerais. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 12, n. 1, Rio de Janeiro-RJ: ABES, p. 52-54, jan/mar, 2007

PRADHAN, S.; HOOVER, M.T.; CLARK, G.H.; GUMPERTZ, M.; WOLLUM, A.G.; COBB, C.; STROCK, J. Septic tank additive impacts on microbial populations. **Journal of Environmental Health**.v.70, n. 6, p.22-27, 2008.

PUNA, J. F. B.; BAPTISTA, B. S. A gestão integrada de resíduos sólidos urbanos; perspectiva ambiental e econômico-energética. **Revista Química Nova**. v. 31, n. 3, p. 645-654, 2008

QUEIMADAS. **Plano Diretor da Cidade de Queimadas-PB**. Queimadas-PB, 2001.

RANTALA, P.R.; VAAJASAARI, K.; JUVONEN, R.; SCHULTZ, E.; JAUTTI, A.; KURTTO, R. M. Composting and utilization of forest industry wastewater sludges. **Water Science and Technology**. IWA Publishing. v. 42, n.9, p. 227-234, 2000

REIS, E. L. T.; COTRIM, M. E. B.; RODRIGUES, C.; PIRES, M. A. F.; BELTRAME FILHO, O.; ROCHA, S. M.; CUTOLO, S. A.. Identificação do descarte do lodo de estação de tratamento de água. **Revista Química Nova**. v. 30, n. 4. São Paulo-SP, p. 459-465, jul-ago, 2007.

REIS, M. F. P.; PAMPANELLI, A. B. **Pesquisa compostagem de resíduos sólidos urbanos e lodo industrial**. In 24<sup>o</sup> Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.

RIBEIRO, H, BESEN, G. R. Panorama da coleta seletiva no Brasil: desafios e perspectivas e partir de três estudos de caso. **Revista InterfaceHS**. v. 2, p. 1-6, 2007.

ROBIN, P.; ABLAN, F.; YULIPRIYABTI, H.; POURCHER, A-M; MORUAN, T.; ELUZEAU, D.; MORAND, P. Evolution of no-dissolved particulate organic matter during composting of sludge with straw. **Bioresource Technology**. v.99, November, p. 7636-7646, 2008

SALUDES, R.B; IWABUC, K.; MIYATAKE, F.; ABE, Y.; HONDA, Y. Characterization of dairy cattle manure/wallboard paper compost mixture. **Bioresource Technology**. v. 99, p. 7285-7290, October, 2008.

SÁNCHEZ-ARIAS, V.; FERNANDEZ, F. J.; VILLASEÑOR, J.; Rodriguez, L. Enhancing the co-composting of olive mill wastes and sewage sludge by the addition of an industrial waste. **Bioresource Technology**. v. 99, n. 14, september 1, p.6346-6353, 2008

SANTOS, J. F.; CORREIA, J. E.; GOMES, S. S. B.S.; SILVA, P. C.; BORGES, F. A. C. Estudo das parasitoses intestinais na comunidade carente dos bairros

periféricos do município de Feira de Santana (BA). **Revista Sitientibus**. n. 20, Feira de Santana-BA, p.55 -67, Jan-jul, 1999.

SANTOS, J. W.; GHEYI, H. R (Eds). **Estatística experimental aplicada; Tópicos de Engenharia Agrícola**. Campina Grande-PB: Gráfica Marcone Ltda. 2003, 213p.

SARTOR, M.; KASCHEK, M.; MAVROV, V. Feasibility study for evaluating the client application of membrane bioreactor (MBR) technology for decentralised municipal wastewater treatment in Vietnam. **Desalination; International Journal on the Science and Technology of Desalting and Water Purification**. v. 224, n. 1-3, p. 172-177, abril 2008.

SATO, M.; CARVALHO, I. C. M. **Itinerário de educação ambiental; um convite a percorrê-los** In SATO, M.; CARVALHO, I. C. M. Educação Ambiental; pesquisa e desafios. Porto Alegre-RG: Artmed, 2005. 232p.

SATO, N.; OKUBO, T. ONODERA, T.; AGRAWAL, A. O.; HARADA, H. Economic evaluation of sewage treatment processes in India. **Journal of Environmental Management**.v.84, n.4, p.447-460, september, 2007.

SAUVÉ, L. **Uma Cartografia das correntes em educação ambiental**. In SATO, M.; CARVALHO, I. C. M. Educação Ambiental; pesquisa e desafios. Porto Alegre-RG: Artmed, 2005. 232p.

SEIXAS, M. G.; BESERRA, L. B. S.; FAGUNDES, G. S.; ATHAYDE JR., G. B. Composição gravimétrica de resíduos sólidos exclusivamente domiciliares de bairros de classe média alta em João Pessoa. In VIII Simpósio Itálo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Fortaleza-CE: ABES, 2006.

SERRA-FREIRE, N. M.; BORDIN E. L.; LESSA, C. S. S; SCHERER, P.O.; FARIAS, M.T.; MALACCO, M. A; CORREA, T. C.; TSCHUMI, J. A. Reinvestigação sobre a distribuição da *Fasciola hepatica* no Brasil. **Revista a Hora Veterinária**. v.1, Porto Alegre-RS, p. 19-21, 1995.

SCHUELER, A. S.; MAHLER, C. F. Sistema de avaliação para classificar áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos visando a remediação e a pós-ocupação. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 13, n.3, Rio de Janeiro-RJ: ABES, jul/set, p. 249-254, 2008

SHARHOLY, M.; AHMAD, K.; MAHMOOD, G.; TRIVEDI, R. C. Municipal solid waste management in India cities- a review. **Waste Management**. v. 28, n. 2, p. 459-467, 2008

SHIMAKURA, S. E. **Correlação; interpretação do coeficiente de correlação**. In <http://leg.ufpr.br/~silvia/CE003/node74.html>.30/08/06. Acesso em 25 de julho de 2008.

SHUVAL, H. I; ADIN, A.; FATTAL, B.; RAWITA, E.; YEKUTIEL, P. **Wastewater irrigation in developing; health effects and technical solutions**. Washington/USA: The World Bank . n. 51, 1986

SILVA, A. V. A.; VON SPERLING, M.; OLIVEIRA FILHO, J. M. Avaliação das unidades de tratamento do lodo em uma ETE de lodos ativados convencional submetida a distintas estratégias operacionais. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 12, n.2, Rio de Janeiro-RJ: ABES, p. 127-133, 2007

SILVA, A. G. **Codisposição de lodo de esgotos sanitários e resíduos soldos vegetais**. 2007. 109p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA). Campina Grande-PB: UEPB, 2007.

SILVA, C. O.; CALLADO, N. H. Caracterização dos resíduos sólidos urbanos da cidade de União dos Palmares/AL. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.

SILVA, E. P.; MOTA, S.; AQUINO, B. F. Potencial de utilização do lodo de esgoto de indústria têxtil como fertilizante agrícola. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 8, n.2, Rio de Janeiro-RJ: ABES, p. 69-76, abr/jun, 2003

SILVA, F. V. B.; LAIGNIER, I. T. R.; BORGIO, F. S.; REZENDE, P. S. B.; NEVES, C. A.. Gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no estado do Espírito Santo. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.

SILVA, J. L. LOPES, J. C.; ROCHA, S., R. A. G.; CALLADO, N. H. Panorama das atividades de triagem de resíduos sólidos recicláveis da cidade de Maceió-AL. In 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte: ABES, 2007

SILVA, M. T. N.; PONTES, A.; ARAGÃO, P.; ANDRADE, J.; TAVARES-NETO, J. Prevalência de parasitas intestinais em crianças, com baixos indicadores sócio-econômicos, de Campina Grande (Paraíba). **Revista Baiana de Saúde Pública**. v. 29, n.1, p.121-125, jan/jun, 2005.

SILVA, M. M. P.; LEITE, V. D.; FLOR, A. M. A.; DUARTE, M. G.; CABRAL, S. M. Metodologia para caracterização de resíduos sólidos em escolas e condomínio; uma contribuição para implantação de coleta seletiva. In XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Cancun. Mexico, 2002

SILVA, N. V.; HASENBALG, C. Recursos familiares e transições educacionais. **Cadernos de Saúde Pública**. v. 18, suppl, Rio de Janeiro-RJ, p. 567-576, 2002

SILVA, S. M. C.; FERNANDES, F.; SOCCOL, V. T.; MORITA, D. M. **Principais contaminantes do lodo**. In ANDREOLI, C. V. (Coord). Resíduos Sólidos do Saneamento: Processamento, Reciclagem e Disposição Final. Rio de Janeiro-RJ: RIMA, ABES, 2001, 282p

SIMONETTO, E. O.; BORENSTEIN, D. Gestão operacional da coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos; abordagem utilizando um sistema de apoio à

decisão. **Revista Gestão & Produção**. V. 13, n. São Carlos-SP, p. 449-461, september/dec, 2006.

SINGH, R. P.; AGRAWAL, M. Potencial benefits and application of sewage sludge. **Waste Management**. v. 28, n.2, p. 347-358, 2008.

SMITH, J. Environment and education; a view of a changing scene. **Environmental Education Research**. v. 12, n. 3 e 4, p. 247-264, July 2006.

SMITH, D. C.; HUGHES, J. C. Changes in maturity indicators during the degradation of organic waste subject to simple composting procedures. **Biology and Fertility of Soils**. v. 39, p. 280-286, 2004.

SORRENTINO, M.; TRAJBER, R.; MENDONÇA, P.; FERRARO JR., L. A. Educação ambiental como política pública. **Revista Educação e Pesquisa**. v. 31, n.2. São Paulo-SP, p.285-299, mai/ago, 2005

SOUZA, N. M. **Educação ambiental**; dilemas da prática contemporânea. Rio de Janeiro-RJ: Universidade Estácio de Sá, 2000; 282p.

SOUSA, J.T.; VAN HAANDEL, A. C.; CAVALCANTI, P. F. F; FIGUEIREDO, A. M. F. Tratamento de esgotos para uso na agricultura do semi-árido nordestino. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n.3, Rio de Janeiro-RJ: ABES, julho-setembro, p.260-265, 2005

SOUTO, R. A. **Avaliação sanitária das águas de irrigação e alfaces (*Lactuca sativa L.*) produzidas no município de Lagoa Seca, Paraíba**. 2005. 60p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Areia-PB: UFPB, 2005

SUMMERFELT, R. C.; PENNE, C. R. Septic tank treatment of the effluent from a small-scale commercial recycle aquaculture system. **North American Journal of Aquaculture**. v. 69, p. 59-68, 2007

STRAUSS, M.; DRESCHER, S.; ZURBRUGG, C.; MONTANGERO, A. **Co-composting of faecal sludge and municipal organic waste**; a literature and state-of-knowledge review. Ghana: SANDEC/EAWAG-IWMI, may 2003.44p.

STORER, T. I.; USINGER, R. L.; STEBBINS, R. C.; NYBAKKEN, J. W. **Zoologia Geral**. 6ªed. São Paulo-SP: Companhia Editora Nacional, 1989. 816p.

TAKAYANAGUI, O. M.; CAPUANO, D. M.; OLIVEIRA, C. A. D. BERGAMINI, A. M. M.; OKINO, M. H.T.; CASTRO E SILVA, A. A. M.C.; OLIVEIRA, M. A.; RIBEIRO, E. G. A.; TAKAYANAGUI, A. M.M. Avaliação da contaminação de hortas produtoras de verduras após a implantação de fiscalização em Ribeirão Preto, SP. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**. v. 40, n. 2, p.239-241, mar-abr, 2007.

TAKAYANAGUI, O. M.; OLIVEIRA, C. A. D.; BERGAMINI, A. M.M.; CAPUANO, D. M.; OKINO, M. H.T.; FEBRÔNIO, L. H. P.; CASTRO E SILVA, A. A. M. C.; OLIVEIRA, M. A.; RIBEIRO, E. G.A.; TAKAYANAGUI, A. M. M. Fiscalização de verduras comercializadas no município de Ribeirão Preto, SP. **Revista da**

**Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**. v. 34, n1, Uberaba-MG, p. 37-41, jan/fev, 2001.

TAM, N. F.; TIQUIA, S. M. Assessing toxicity of spent sawdust pig-litter, using seed germination technique. **Resource Conservation Recycling**. v. 11, p. 261-264, 1994.

TANNER, M. Nitrogen In **Co-compost**. SANDEC, december 19th, 2003. Disponível em <http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/sandec>. Acesso em 13 de junho de 2008

TAVARES, J. C.C.; PINHEIRO, Q. M. L.; CALLADO, N. H. Levantamento da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Maceió. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Belo Horizonte-MG: ABES, setembro de 2007

TAVEIRA, E. J. A.; OLIVEIRA, F.F.; CASSINI, S.T. A.; GONÇALVES, R.F. Recycled sludge thickening and digestion pond from physicochemical upgrading processo of facultative pond effluent. In Specialised Conference on Sludge Management; Regulation, Treatment, Utilisation and Disposal. **Anais**. Acapulco, México: IWA- International Water Association, October, 25-27, p.349-457, 2001.

TEDESCO, J. M.; GIANEWLLO, Clésio; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Boletim nº 5. 2ª ed. Revisada e ampliada. Porto Alegre-RS, 1995, 174 p.

THIOLLENT, M. **Metodologia da pesquisa ação**. 8ª ed. São Paulo-SP: Cortez, 1998, 108 p.

TOGNETTI, C.; MAZZARINO, M. J.; LAOS, F. Co-composting biosolids and municipal organic waste: effects of process management on stabilization and quality. **Journal Biology and Fertility of Soils**. Publicação Springer Berlin. Heidelberg. v.43, n.4, p.387-39, march, 2007.

TOSUN, I.; GONULLU, M.T.; ARSLANKAYA, E.; GUNAY, A. Co-composting kinetics of rose processing waste with ofmsw. **Bioresource Technology**. v. 99, n. 14, p.6143-6149, september, 2008.

TORRES, P.; PEREZ, A.; ESCOBAR, J. C.; URIBE, I. E.; IMERY, R. Compostaje de biosolidos de plants de tratamiento de águas residuales. **Revista de Engenharia Agrícola**. v. 27, n.1. Jaboticabal, p. 267-275, jan-abr, 2007.

TRISTÃO, M. Tecendo os fios da educação ambiental; o sujeito e o coletivo, o pesando e o vivido. **Revista Educação e Pesquisa**. São Paulo-SP. v.31, n.2, p.251-264, maio/ago, 2005.

TSUTYA, M. T.; CAMPARINI, J. B.; ALÉM SOBRINHO, P.; CARVALHO, P. C.T; MELO, W..J. **Biossólidos na agricultura**. Jabotical-SP: ABES, Escola Politécnica USP; UNESP Jabotical, 2002, 468p.

UK. **Recycling of biosolids to land**. London: Water UK, March 2006. In <http://www.water.org.uk/home/news/press-releases/biosolids-and-agriculture-/final-revised-biosolids>. Acesso em 13 de junho de 2008

UK. The Safe Sludge Matrix; **Guidelines for the application of sewage sludge to agricultural land**. 3<sup>a</sup> Ed. London. BRC – British Retail Consortium; Water UK; ADAS, abril de 2001

USEPA- United State Environmental Protection Agency. **An analysis of composting as na environmental remediation technology**. In <http://www.epa.gov/epaoswer/non-hw/composting/>. Acesso em 29 de junho de 2008

USEPA- United State Environmental Protection Agency. **EPA 832-R-06.005**. Emerging technologies for biosolids management. Washington, Washington-US: Environmental Protection Agency, D. C. September, 2006.

USEPA. - United State Environmental Protection Agency. **EPA/625/R-92/013**; Environmental regulations and technology; control of pathogens and vector attraction in sewage sludge Washington-US,: Environmental Protection Agency, revised July, 2003, 119p.

USEPA, United State Environmental Protection Agency. **EPA 832-F-99-075**. Tanque séptico – sistemas de absorción al suelo. Folleto Informativo de sistemas descentralizados. Washington-US: Environmental Protection Agency, septiembre de 1999

USEPA. United State Environmental Protection Agency. **Part 530.R-99-009**. Office of solids waste biosolids generation, use and disposal in the United States. Washington-US: Environmental Protection Agency, 1999

USEPA. United State Environmental Protection Agency. **Part 503 implementation guidance**. EPA 833/R-95/001- Washington-US: Environmental Protection Agency, 1995

USEPA, United State Environmental Protection Agency. **40 CFR-Part 503**; Use or disposal of sewage sludge; biosolids. Washington-US: Environmental Protection Agency, february 19, 1993

VALENTIM, M. A. A. ROSTON, D. M; MAZZOLA, M. Avaliação de um tanque séptico modificado. In 22<sup>o</sup> Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Joinville-SC: ABES, 2003.

VAN HAANDEL, A. C.; ALÉM SOBRINHO, P. **Produção, composição e constituição de lodo de esgoto**. In ANDREOLI, C. V. (Coord). Alternativas de uso de resíduos do saneamento; Biossólidos. Rio de Janeiro-RJ: ABES, 2006; 417p. (Projeto PROSAB)

VASHI, A. N.; SHAH, N. C. Impacts of a participatory approach to assess sustainable sewage treatment technologies for urban fringe of Surat City in India. **Water Science and Technology**. v. 57, n.12, p.1957-1962, 2008.

VERAS, L. R. V.; POVINELLI, J. A vermicompostagem do lodo de lagoas de tratamento de efluentes industriais consorciada com composto de lixo urbano.

**Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental.** v. 9, n.3, Rio de Janeiro-RJ:ABES, p.218-224, jul-set, 2004.

VIEIRA, L. A.; MORMUL, R. P; PRESSINATTE JR., S. Identificação das condições de manejo de resíduos sólidos domiciliares pela comunidade estudantil de Campo Mourão- PR. **Revista Saúde e Biologia;** SaBios. v. 2, n. 2, p. 28-36, 2007

VIEIRA, F. R.; CARDOSO, A. A. Variações nos teores de nitrogênio mineral em solo suplementado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira.** v. 38, n.7, Brasília-DF, p.867-874, July de 2003

VIEIRA, R. F.; SILVA, C. M. M. S. Utilização de lodo de esgoto como fonte de fósforo na cultura de soja. **Circular Técnico 6.** Jaguariúna-SP: EMBRAPA, janeiro de 2004, 3p.

VILLEE, C. A; WALKER JR, W. F; BARNES, R. D. **Zoologia geral.** 6ª ed. Rio de Janeiro-RJ: Guanabara S.A, 1988, 683p.

VON SPERLING, M.; GONÇALVES, R. F. **Lodo de esgotos:** características e produção. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Org.) Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG; Curitiba: SANEPAR, 2001, 484 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias).

VON SPERLING, M.; SILVA, A. V. A.; OLIVEIRA FILHO, J. M. Avaliação do adensamento de lodo de ETE Arrudas MG (lodos ativados convencional). In 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais.** Belo Horizonte-RJ: ABES, 2007.

ZAKRZEWSKI, S. B. Por uma educação ambiental crítica e emancipatória no meio rural. **Revista Brasileira de Educação Ambiental.** n. zero, Brasília, p.79-86, 2004.

ZHANG, Y.; HE, Y. Co-composting solid swine manure with pin sawdust as organic substrate. **Bioresource Technology.** v. 97, n. 16, p. 2024-2031, november 2006.

ZERBINI, A. M.; CHERNICHARO, C. A. L.; VIANA, E. M. Estudo da remoção de ovos de helmintos e indicadores bacteriano em um sistema de tratamento de esgotos domésticos por reator anaeróbio e aplicação superficial no solo. In 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais.** Rio de Janeiro-RJ: ABES, 10 a 14 de maio de 1999

ZORPAS, A. A.; LOIZIDOU, M. Sawdust and natural zeolite as a bulking agent for improving quality of a composting product from anaerobically stabilized sewage sludge. **Bioresource Technology.** v. 99, n. 16; p.7545-7552, november, 2008;

YAGUAL, N. O.; ESCALONA, A. R. Environmental impact assessment (EIA) guidelines for sludge management e disposal in latina american wastewater treatment projects. In Specialised Conference on Sludge Management and



Disposal. **Anais**. Acapulco, Mexico: IWA- International Water Association, p.30-38, 25-27, october, 2001.

YE, C.; HU, Z.B; KONG, H.N; WANG, X.Z; HE, S.B. New soil infiltration technology for decentralized sewage treatment: two stage anaerobic tank and soil trench system. **Pedosphere; an International Journal**. v. 18, n.3, p.401-408, june 2008.

YOON, C. G; KIM, S-B; KWUN, T. Y; JUNG, K.W. Development of natural and ecological wastewater treatment system for decentralized community in Korea. **Journal Paddy and Water Environment**. v. 6, n. 2,p. 221-227, june, 2008

WANG, H.; BROW, S. L.; MAGESAN, G.N.; SLADE, A. H.; QUINTERN, M.; CLINTON, P. W.; PAYN, T. W. Technological options for the management of biosolids. **Environmental Science Pollutlon Research International**. v. 15, p. 308-317, 2008

WANG, P.; CHANGA, M. C.; WATSON, M. E; DICK, W. A; CHEN, Y; HOITINK, H. A. J. Maturity indices for composted dairy and pig manures. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 36, n. 5, p. 767-776, may, 2004.

WANG, P. F.; ZHANG, S. H.; WANG, C.; GUO, P. C; LIN, Z.P. Study of heavy metals in sewage sludge and in chinese cabbage grown in soil amended with sewage sludge. **African Journal of Biotechnology**. v. 7, n.9, p.1329-1334, may 2008a.

WETT, B.; BECKER, W.; INGERLE, K. Sludge management and their applicability in mountainous regions. In Specialised Conference on Sludge Management and Disposal. **Anais**. Acapulco, Mexico: IWA- International Water Association, 25-27, october, p.15-20, 2001.

WORLD HEALTH ORGANIZATION-WHO. **Integrated guide to sanitary parasitology**. Amman, Jordan: Regional Centre for Environmental Health Activities, 2004 , 110p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION-WHO. **Health and the millenium development goals**. Geneva, 2005.

## 7.0. APÊNDICES

### Apêndice A: Cartões entregues às famílias durante às visitas

NA PRÓXIMA SEGUNDA-  
FEIRA (23/08/07)  
INICIAREMOS O NOSSO  
TRABALHO AQUI NO  
MUNICÍPIO! PRECISAMOS DA  
SUA COLABORAÇÃO,  
DEIXANDO OS RESÍDUOS  
(LIXO) A SUA PORTA.

AGUARDE-NOS QUE IREMOS  
RECOLHER ANTES DA  
COLETA!

CONTAMOS COM A SUA  
COLABORAÇÃO

AGRADECEMOS A SUA  
PARTICIPAÇÃO!

QUARTA-FEIRA (30/08/07)  
RETORNAREMOS E  
RECOLHEREMOS OS SEUS  
RESÍDUOS (LIXO)!

ACREDITAMOS QUE  
PODEMOS CONTAR COM  
VOCÊ!

AGRADECEMOS MAIS UMA  
VEZ A SUA PARTICIPAÇÃO!

SEXTA-FEIRA ( 08/09/07)  
RETORNAREMOS AO  
MUNICÍPIO E  
RECOLHEREMOS OS SEUS  
RESÍDUOS (LIXO)!

CONTINUAMOS  
ACREDITANDO NA SUA  
COLABORAÇÃO!

TUDO QUE FIZERES A  
TERRA,

NOSSOS SINCEROS  
AGRADECIMENTOS!

SUA PARTICIPAÇÃO FOI  
INDISPENSÁVEL À  
EXECUÇÃO DO NOSSO  
TRABALHO

EM BREVE  
APRESENTAREMOS OS  
RESULTADOS!

**Apêndice B:** Tabelas 7.01 a 7.04 referentes aos valores médios semanais de ovos de helmintos por gênero ou espécie para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares.

**Tabela 7.01:** Valores médios semanais de ovos de helmintos no tratamento 1 (T1) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Helmintos	Semanas – T1													
	0°	1ª	2ª	3ª	4ª	5ª	6ª	7ª	8ª	9ª	10ª	11ª	12ª	13ª
<i>A. lumbricoides</i>	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Ancylostoma sp</i>	3,1	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>E. vermiculares</i>	4,0	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>F. hepatica</i>	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>T. solium</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>T. trichiura</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>Total</b>	<b>8,1</b>	<b>6,9</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>

**Tabela 7.02:** Valores médios semanais de ovos de helmintos no tratamento 2 (T2) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Helmintos	Semanas - T2													
	0°	1ª	2ª	3ª	4ª	5ª	6ª	7ª	8ª	9ª	10ª	11ª	12ª	13ª
<i>A. lumbricoides</i>	0,0	4,7	1,6	4,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Ancylostoma sp</i>	2,9	3,1	1,6	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>E. vermiculares</i>	5,9	5,5	1,6	2,4	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>F. hepatica</i>	3,9	2,1	1,6	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>T. solium</i>	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>T. trichiura</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>Total</b>	<b>12,7</b>	<b>15,4</b>	<b>7,3</b>	<b>11,3</b>	<b>0,2</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,6</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>

**Tabela 7.03:** Valores médios semanais de ovos de helmintos no tratamento 3 (T3) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Helmintos	Semanas – T3													
	0°	1ª	2ª	3ª	4ª	5ª	6ª	7ª	8ª	9ª	10ª	11ª	12ª	13ª
<i>A. lumbricoides</i>	2,9	3,8	2,7	2,8	1,9	0,7	0,0	0,8	0,0	1,6	0,0	0,0	1,0	0,0
<i>Ancylostoma sp</i>	3,9	2,9	1,6	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>E. vermiculares</i>	7,8	2,9	3,5	4,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>F. hepatica</i>	1,0	2,9	0,8	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>T. solium</i>	2,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>T. trichiura</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>Total</b>	<b>17,6</b>	<b>12,4</b>	<b>10,2</b>	<b>11,2</b>	<b>1,9</b>	<b>0,7</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>1,6</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>1,0</b>	<b>0,0</b>

**Tabela 7.04:** Valores médios semanais de ovos de helmintos no tratamento 4 (T4) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Helmintos	Semanas – T4													
	0º	1ª	2ª	3ª	4ª	5ª	6ª	7ª	8ª	9ª	10ª	11ª	12ª	13ª
<i>A. lumbricoides</i>	6,2	0,0	0,7	3,4	5,7	2,1	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0
<i>Ancylostoma sp</i>	4,1	1,0	1,5	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>E. vermiculares</i>	5,1	4,0	0,7	0,7	0,0	0,8	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>F. hepatica</i>	5,2	2,9	1,5	5,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>T. solium</i>	0,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>T. trichiura</i>	1,0	1,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>Total</b>	<b>21,7</b>	<b>12,9</b>	<b>5,7</b>	<b>11,6</b>	<b>5,7</b>	<b>2,9</b>	<b>1,5</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>2,3</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>

**Apêndice C:** Tabelas 7.05 a 7.08 relativas à sucessão observada entre os mesoinvertebrados para os diferentes tratamento de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

**Tabela 7.05:** Sucessão observada entre os mesoinvertebrados no tratamento 1 (T1) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Mesoinvertebrados	Semana - T1												
	1ª	2ª	3ª	4ª	5ª	6ª	7ª	8ª	9ª	10ª	11ª	12ª	13ª
Mosca domestica-L	0,32	0,21	0,12	0,78	0,66	0,18	0,07	0,13	0,1	0,02	0,02	0,04	0,0
Mosca domestica-P	0,0	0,43	0,24	0,29	0,26	0,21	0,37	0,13	0,28	0,28	0,14	0,26	0,08
Mosca de fruta-L	0,0	0,0	0,0	0,5	0,05	0,03	0,0	0,0	0,0	0,0	0,02	0,0	0,0
Ácaro	0,0	0,0	0,0	0,77	0,9	1,66	0,63	0,91	0,2	0,2	0,25	0,11	0,1
Formiga	0,0	0,0	0,0	0,02	0,0	0,1	0,15	0,11	0,32	0,32	0,07	0,04	0,0

L: Larva; P: pupa

**Tabela 7.06:** Sucessão observada entre os mesoinvertebrados no tratamento 2 (T2) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Mesoinvertebrados	Semana - T2												
	1ª	2ª	3ª	4ª	5ª	6ª	7ª	8ª	9ª	10ª	11ª	12ª	13ª
Mosca domestica-L	0,35	0,39	0,08	0,1	0,02	0,02	0,05	0,18	0,18	0,07	0,0	0,0	0,0
Mosca domestica-P	0,0	0,49	0,31	0,55	0,35	0,18	0,19	0,25	0,25	0,41	0,14	0,18	0,04
Mosca de fruta-L	0,0	0,44	0,1	0,22	0,02	0,0	0,03	0,06	0,06	0,0	0,0	0,0	0,0
Ácaro	0,0	0,05	0,0	0,36	1,67	1,4	0,52	0,65	0,65	0,16	0,16	0,11	0,08
Formiga	0,0	0,0	0,0	0,15	0,0	0,05	0,03	0,08	0,08	0,05	0,05	0,04	0,0

L: Larva; P: pupa

**Tabela 7.07:** Sucessão observada entre os mesoinvertebrados no tratamento 3 (T3) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Mesoinvertebrados	Semana - T3												
	1 <sup>a</sup>	2 <sup>a</sup>	3 <sup>a</sup>	4 <sup>a</sup>	5 <sup>a</sup>	6 <sup>a</sup>	7 <sup>a</sup>	8 <sup>a</sup>	9 <sup>a</sup>	10 <sup>a</sup>	11 <sup>a</sup>	12 <sup>a</sup>	13 <sup>a</sup>
Mosca domestica-L	0,68	0,69	0,18	0,12	0,02	0,02	0,05	0,0	0,05	0,02	0,05	0,0	0,0
Mosca domestica-P	0,0	1,96	0,0	0,95	0,19	0,05	0,17	0,16	0,28	0,37	0,26	0,09	0,04
Mosca de fruta-L	0,0	0,0	0,1	0,02	0,02	0,0	0,0	0,05	0,05	0,02	0,1	0,11	0,02
Ácaro	0,0	0,0	0,0	2,26	1,9	2,02	1,58	0,45	0,0	0,15	0,07	0,07	0,08
Formiga	0,0	0,0	0,0	0,02	0,0	0,1	0,03	0,08	0,0	0,0	0,0	0,02	0,0

L: Larva; P: pupa

**Tabela 7.08:** Sucessão observada entre os mesoinvertebrados no tratamento 4 (T4) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Mesoinvertebrados	Semana - T4												
	1 <sup>a</sup>	2 <sup>a</sup>	3 <sup>a</sup>	4 <sup>a</sup>	5 <sup>a</sup>	6 <sup>a</sup>	7 <sup>a</sup>	8 <sup>a</sup>	9 <sup>a</sup>	10 <sup>a</sup>	11 <sup>a</sup>	12 <sup>a</sup>	13 <sup>a</sup>
Mosca domestica-L	1,37	0,25	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,05	0,02	0,0	0,0
Mosca domestica-P	0,0	0,46	0,13	0,12	0,1	0,02	0,02	0,08	0,26	0,09	0,02	0,09	0,04
Mosca de fruta-L	0,0	0,0	0,02	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,02	0,0	0,0	0,0
Ácaro	0,0	0,0	0,0	0,69	2,26	0,48	0,48	0,42	0,3	0,02	0,26	0,09	0,08
Formiga	0,0	0,0	0,02	0,0	0,0	0,0	0,05	0,0	0,0	0,04	0,05	0,02	0,0

L: Larva; P: pupa