



MONICA MARIA PEREIRA DA SILVA

**Tratamento de lodos de tanques
sépticos e resíduos sólidos
orgânicos domiciliares
Transformando problema em solução**



Monica Maria Pereira da Silva

**TRATAMENTO DE LODOS DE TANQUES SÉPTICOS E
RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS DOMICILIARES;
TRANSFORMANDO PROBLEMA EM SOLUÇÃO**



Pantanal Editora

2021

Copyright[©] Pantanal Editora
Copyright do Texto[©] 2021 Os Autores
Copyright da Edição[©] 2021 Pantanal Editora
Editor Chefe: Prof. Dr. Alan Mario Zuffo
Editores Executivos: Prof. Dr. Jorge González Aguilera
Prof. Dr. Bruno Rodrigues de Oliveira

Diagramação: A editora

Edição de Arte: A editora. Imagens de capa e contra-capa: A autora

Revisão: O(s) autor(es), organizador(es) e a editora

Conselho Editorial

- Prof. Dr. Adaylson Wagner Sousa de Vasconcelos – OAB/PB
- Profa. Msc. Adriana Flávia Neu – Mun. Faxinal Soturno e Tupanciretã
- Profa. Dra. Albys Ferrer Dubois – UO (Cuba)
- Prof. Dr. Antonio Gasparetto Júnior – IF SUDESTE MG
- Profa. Msc. Aris Verdecia Peña – Facultad de Medicina (Cuba)
- Profa. Arisleidis Chapman Verdecia – ISCM (Cuba)
- Prof. Dr. Bruno Gomes de Araújo - UEA
- Prof. Dr. Caio Cesar Enside de Abreu – UNEMAT
- Prof. Dr. Carlos Nick – UFV
- Prof. Dr. Claudio Silveira Maia – AJES
- Prof. Dr. Cleberton Correia Santos – UFGD
- Prof. Dr. Cristiano Pereira da Silva – UEMS
- Profa. Ma. Dayse Rodrigues dos Santos – IFPA
- Prof. Msc. David Chacon Alvarez – UNICENTRO
- Prof. Dr. Denis Silva Nogueira – IFMT
- Profa. Dra. Denise Silva Nogueira – UFMG
- Profa. Dra. Dennyura Oliveira Galvão – URCA
- Prof. Dr. Elias Rocha Gonçalves – ISEPAM-FAETEC
- Prof. Me. Ernane Rosa Martins – IFG
- Prof. Dr. Fábio Steiner – UEMS
- Prof. Dr. Gabriel Andres Tafur Gomez (Colômbia)
- Prof. Dr. Hebert Hernán Soto Gonzáles – UNAM (Peru)
- Prof. Dr. Hudson do Vale de Oliveira – IFRR
- Prof. Msc. Javier Revilla Armesto – UCG (México)
- Prof. Msc. João Camilo Sevilla – Mun. Rio de Janeiro
- Prof. Dr. José Luis Soto Gonzales – UNMSM (Peru)
- Prof. Dr. Julio Cezar Uzinski – UFMT
- Prof. Msc. Lucas R. Oliveira – Mun. de Chap. do Sul
- Prof. Dr. Leandris ArgenteL-Martínez – Tec-NM (México)
- Profa. Msc. Lidiene Jaqueline de Souza Costa Marchesan – Consultório em Santa Maria
- Prof. Msc. Marcos Pisarski Júnior – UEG
- Prof. Dr. Mario Rodrigo Esparza Mantilla – UNAM (Peru)
- Profa. Msc. Mary Jose Almeida Pereira – SEDUC/PA
- Profa. Msc. Nila Luciana Vilhena Madureira – IFPA
- Profa. Dra. Patrícia Maurer
- Profa. Msc. Queila Pahim da Silva – IFB
- Prof. Dr. Rafael Chapman Auty – UO (Cuba)
- Prof. Dr. Rafael Felipe Ratke – UFMS
- Prof. Dr. Raphael Reis da Silva – UFPI

- Prof. Dr. Ricardo Alves de Araújo – UEMA
- Prof. Dr. Wéverson Lima Fonseca – UFPI
- Prof. Msc. Wesclen Vilar Nogueira – FURG
- Profa. Dra. Yilan Fung Boix – UO (Cuba)
- Prof. Dr. Willian Douglas Guilherme – UFT

Conselho Técnico Científico

- Esp. Joacir Mário Zuffo Júnior
- Esp. Maurício Amormino Júnior
- Esp. Tayronne de Almeida Rodrigues
- Lda. Rosalina Eufrausino Lustosa Zuffo

Ficha Catalográfica

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) (eDOC BRASIL, Belo Horizonte/MG)	
S586t	<p>Silva, Monica Maria Pereira da. Tratamento de lodos de tanques sépticos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares [livro eletrônico] : transformando problema em solução / Monica Maria Pereira da Silva. – Nova Xavantina, MT: Pantanal Editora, 2021. 165p.</p> <p>Formato: PDF Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader Modo de acesso: World Wide Wrb ISBN 978-65-88319-52-9 DOI https://doi.org/10.46420/9786588319529</p> <p>1. Lodo residual. 2. Meio ambiente – Conservação. I. Título. CDD 627</p>
Elaborado por Maurício Amormino Júnior – CRB6/2422	

O conteúdo dos e-books e capítulos, seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva do(s) autor (es) e não representam necessariamente a opinião da Pantanal Editora. Os e-books e/ou capítulos foram previamente submetidos à avaliação pelos pares, membros do Conselho Editorial desta Editora, tendo sido aprovados para a publicação. O download e o compartilhamento das obras são permitidos desde que sejam citadas devidamente, mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais, exceto se houver autorização por escrito dos autores de cada capítulo ou e-book com a anuência dos editores da Pantanal Editora.



Pantanal Editora

Rua Abaete, 83, Sala B, Centro. CEP: 78690-000. Nova Xavantina – Mato Grosso – Brasil.
 Telefone (66) 99682-4165 (Whatsapp).
<https://www.editorapantanal.com.br>
contato@editorapantanal.com.br

APRESENTAÇÃO

A obra em publicação corresponde a tese de doutorado apresentada, defendida e aprovada em 18 de dezembro de 2008 no Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, da Universidade Federal da Paraíba, em Campina Grande, estado da Paraíba, Brasil: **Tratamento de lodos de tanques sépticos por co-compostagem para os municípios do semiárido paraibano: alternativa para mitigação de impactos ambientais.** A tese foi orientada pelo Professor José Tavares de Souza e Pela Professora Beatriz Susana Ovruski de Ceballos, ambos da Universidade Estadual da Paraíba.

Os conhecimentos construídos e reconstruídos na tese mencionada apontam soluções para um problema recorrente no Brasil e no mundo, destinação e disposição de resíduos sólidos orgânicos. O ineditismo desses conhecimentos não foi sufocado ao longo do tempo. Persistem alertantes, inovadores e animadores.

São conhecimentos direcionados em razão de uma problemática que afeta diferentes sistemas e apontam tecnologia de baixo custo e de fácil operação que pode ser adotada em municípios brasileiros e de outros países.

O objetivo de transformar a tese em E-book nasce da inquietude da autora em contribuir para mudança no cenário de poluição e de contaminação desencadeado pela falta de tratamento dos resíduos sólidos orgânicos, dentre esses, os lodos de tanques sépticos e os domiciliares. Objetiva outrossim, popularizar os conhecimentos construídos e reconstruídos de modo a favorecer a transformação desses em políticas públicas.

A esperança é um oxigênio que me alimenta diariamente, logo, acredito que a obra em apresentação pode alcançar os objetivos previstos e que você leitor e você leitora serão críticos e agentes multiplicadores desses conhecimentos.

Acredito na força das mãos que se unem para cuidar da **Criação.**

Gratidão a todos e a todas que colaboraram para a publicação dessa obra. Gratidão a você que persiste na luta em vista ao mundo um pouco melhor do que recebeu. Sigamos...

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	4
SUMÁRIO	5
DEDICATÓRIA	7
AGRADECIMENTOS	8
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	10
RESUMO	12
INTRODUÇÃO	13
FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	16
1.1. Tanque séptico.....	16
1.2. Lodos de esgotos.....	17
1.2.1. Composição dos lodos de esgotos	17
1.2.2. Microrganismos patogênicos presentes nos lodos de esgotos	20
1.2.3. Produção de lodo de esgotos	25
1.2.4. Alternativas para tratamento dos lodos de esgotos	26
1.3. Potencialidade dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares à co-compostagem.....	31
1.4. Co-compostagem: alternativa para tratamento de lodos de esgotos	39
1.4.1. Fundamentos da co-compostagem	39
1.4.2. Condições favoráveis à co-compostagem	42
1.4.3. Organismos que participam do processo de compostagem	46
1.4.4. Experiências em co-compostagem com lodos de esgotos	50
1.4.5. Educação Ambiental: ferramenta indispensável à implementação da tecnologia de co-compostagem.....	51
1.5. Marco legal referente à utilização bio-sólidos e produtos derivados de lodos de esgotos.....	53
MATERIAL E MÉTODOS	58
2.1. Caracterização da pesquisa.....	58
2.2. Caracterização da área de estudo	58
2.3. Caracterização de lodos de tanques sépticos coletivos	59
2.3.1. Coleta de lodos de tanques sépticos coletivos.....	59
2.3.2 Características dos tanques sépticos coletivos	60
2.3.3. Caracterização física, química e sanitária dos lodos coletados	63
2.4. Caracterização dos resíduos sólidos domiciliares	64
2.4.1. Caracterização gravimétrica.....	64
2.4.2. Caracterização física, química e sanitária dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares	65

2.5. Atividades de Educação Ambiental realizadas nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas-PB.	65
2.6. Co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares	66
2.6.1. O Sistema Experimental.....	66
2.6.2. Monitoramento do Sistema Experimental.....	69
2.6.3. Avaliação da qualidade do composto orgânico.....	71
2.6.4. Testes Biológicos: indicadores de maturidade e de fitotoxicidade aplicados aos compostos originados dos diferentes tratamentos por co-compostagem.....	71
2.7. Análise Estatística.....	73
RESULTADOS E DISCUSSÃO	75
3.1. Apresentação e Análise dos resultados	75
3.1.1. Caracterização de lodos de tanques sépticos multicâmaras de uso coletivo	75
3.1.2. Potencialidade dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares à co-compostagem nos municípios do semiárido paraibano.....	84
3.1.3. Co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares.....	91
3.1.4. Estratégias de sensibilização aplicadas nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas-PB	122
3.2. Discussão dos Resultados.....	126
3.2.1. Lodos de tanques sépticos coletivos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares gerados em Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas-PB.....	126
3.2.2. Co-compostagem: alternativa para tratamento de lodos de tanques sépticos coletivos para municípios do semiárido paraibano.....	128
3.2.3. Impactos mitigados.....	132
3.2.4. Educação Ambiental: instrumento ao desenvolvimento de alternativas tecnológicas sustentáveis.....	133
CONCLUSÕES.....	135
RECOMENDAÇÕES.....	138
REFERÊNCIAS	138
SOBRE A AUTORA	163
ÍNDICE REMISSIVO	164

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, às amigas e aos 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), Emerson David (orientando), Josileide (orientanda), Prof. Lêucio (colega de trabalho), Prof. Humberto (colega de trabalho), Prof. Mará (colega de trabalho), Prof. Miguel (meu professor da graduação), Prof. Ivan (meu professor da graduação) 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.

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 apoio e liberação das atividades docentes.

À UFCG, através do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, em especial ao coordenador Prof. Dr. 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 *lato sensu e stricto sensu.*, em especial ao Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, orientador da minha dissertação de mestrado por todas as portas abertas. Essas me permitiram trilhar este caminho com segurança e resiliência.

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

À Profa. Dra. Beatriz Ceballos pela importante contribuição, desde os primeiros passos da tese; suas orientações ajudaram a olhar mais adiante.

A Wanderson, outrora iniciação científica, hoje aluno de doutorado, pela parceria e cumplicidade; igualmente à Eliane Araújo, atualmente doutora, e ao Enoque que constituíram o quarteto de campo.

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

À banca examinadora pelas excelentes contribuições: Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota, Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior, à Profa. Dra. Annemarie Konig e Profa. Dra. Vera Lúcia Antunes de Lima.

Enfim, louvado seja Deus por todos e por todas que contribuíram direta e indiretamente para a execução e conclusão da 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.

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	Cádmio
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 Europeia
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, consequências 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 semiárida, geralmente os tanques sépticos multicâmaras 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 multicâmaras de uso coletivo para municípios de pequeno e médio porte do semiárido 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. 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 sólidos orgânicos domiciliares foram coletados nas fontes geradoras (residências) em Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas e triturados previamente. O experimento consistiu em quatro tratamentos com três repetições, totalizando 12 reatores. Estes de configuração cilíndrica em polietileno de 100 L 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 sólidos orgânicos domiciliares em biossólidos 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: foi atingida sua estabilização e higienização. A 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 semiárido 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 e a articulação entre os setores da sociedade.

Palavras-chave: Meio ambiente. Gestão ambiental. Resíduos sólidos. Educação Ambiental.

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 et al., 2008; Wang *et al.*, 2008; Agustini et al., 2007), em maior ou menor quantidade e o tratamento e a destinação final constituem mais um desafio para o saneamento (Além Sobrinho, 2002; Andreoli et al., 2001).

Quanto mais avançado for o sistema de tratamento de esgotos, maior será a quantidade do lodo produzida (Imhoff et al., 2002), cujas características físicas, químicas e biológicas retratam aquelas presentes nos esgotos, expressam as condições do sistema e as características da população contribuinte (Singh et al., 2008; Metcalf & Eddy, 2003; Além Sobrinho, 2002). A redução da produção dos lodos não é possível para os diferentes sistemas de tratamento (Gomez 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 et al., 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 et al., 2007; Aquino et al., 2005), possibilidade de reaproveitamento do efluente (Summerfelt et al., 2007) e de retorno dos nutrientes ao solo (Beal et al., 2005; Montangero et al., 2007), efluente fácil de ser submetido ao tratamento secundário (Andrade Neto et al., 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 et al., 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 et al., 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 de lodos de esgotos com resíduos sólidos orgânicos vem sendo apontada na literatura internacional (Banegas et al., 2007; Tognetti, et al., 2007; Kone et al., 2007; Gallizzi, 2003) e nacional (Britto Jr. et al., 2007; Correa et al., 2007; Reis et al., 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 multicâmaras de uso coletivo desencadeou os seguintes questionamentos: a tecnologia de co-compostagem constitui uma alternativa viável ao tratamento de lodos de tanques sépticos multicâmaras de uso coletivo em municípios do semiárido paraibano? A quantidade e as características desses lodos expressam potencialidade para a co-compostagem? Os municípios do semiárido paraibano geram resíduos sólidos orgânicos domiciliares em quantidade e qualidade exequíveis à co-compostagem com lodos de tanques sépticos multicâmaras de uso coletivo? Quais são os mesoinvertebrados que participam das fases da co-compostagem? Que estratégias em 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 semiárido paraibano, por atender aos princípios da precaução, prevenção, corresponsabilidade 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 et al., 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 semiárido 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 et al., 2007; Koné et al., 2007; Silva, 2007; Koné et al., 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 sólidos orgânicos domiciliares (Koné et al., 2004; Gallizzi, 2003; Fang et al., 1998) e nenhum desses foi realizado no Brasil, além de que os resíduos sólidos orgânicos não foram coletados na fonte geradora. Apenas dois trabalhos estão relacionados com regiões semiáridas: 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 sólidos 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 semiárido 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 semiárido 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.

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 et al., 2008; Harden et al., 2008; Jamwal et al., 2008; Mahmoud et al., 2008, Oenning Jr. et al., 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 et al., 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 et al., 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 et al., 2007; Aquino et al., 2005). Apresenta também a possibilidade de reaproveitamento do efluente (Summerfelt et al., 2007) e de retorno dos nutrientes ao solo (Beal et al., 2005; Montangero et al., 2007). O seu efluente é fácil de ser submetido ao tratamento secundário (Maunoir et al., 2007; Andrade Neto et al., 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 et al., 2008; Massoud et al., 2008; Mohammad et al., 2008; Muga et al., 2008; Sartor et al., 2008; Vashi et al., 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; 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 *et al.*, 2008; Metcalf; Eddy, 2003; Além Sobrinho, 2002). A redução da produção de lodos não é possível (Gomez *et al.*, 2001), porém, podem ser tratados e processados, transformando-se em bio sólidos (Barbosa *et al.*, 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 *et al.*, 2007; Metcalf; Eddy, 2003; Imhoff *et al.*, 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 et al., 2007). Além da água, do material orgânico de origem fecal e inorgânico, como areia, pode conter surfactantes em menor quantidade (Leite et al., 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 et al., 2006), impondo a secagem, antecedendo ao tratamento (Arlabosse et al., 2005; Chen et al., 2004). A alta fração de material orgânico biodegradável contida no lodo confere-lhe a característica de instabilidade biológica (Agustini et al., 2007; Van Haandel et al., 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 et al., 2007; Barbosa et al., 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. Fonte: Metcalf e Eddy (2003).

Constituintes	Bruto	Digerido
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

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

Constituinte	LA Maringá ES ⁽¹⁾	ETE-LA Ribeirão dos Arrudas MG ⁽²⁾	LA S. Paulo SP ⁽³⁾	LA Jerônimo Monteiro ES ⁽⁴⁾	ETE Jundiaí SP ⁽⁵⁾	ETE Pato Branco PR ⁽⁶⁾	TS C. Grande PB ⁽⁷⁾
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.

Tabela 1.04. Composição dos lodos produzidos em diferentes sistemas de tratamento de esgotos de vários países. Fonte: ⁽¹⁾ Gutierrez et al. (2001); ⁽²⁾ Andreadakis et al. (2001); ⁽³⁾ Koottatep et al. (2001); ⁽⁴⁾ Correa, White e Weatherley (2005).

Constituinte	ETE Falcon Venezuela ⁽¹⁾	DGA TessaloniqueGrécia ⁽²⁾	LAT Atenas Grécia ⁽²⁾	LAT Chânia Grécia ⁽²⁾	TS Bangkok Tailândia ⁽³⁾	TS Victória Austrália ⁽⁴⁾
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

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.

Constituinte	Nacional	Internacional
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 aponta 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; Eddy, 2003; Carrington, 2001; Usepa, 1993; Feachem et al., 1983) que representam relevância sanitária (Carrijo et al., 2008; Who, 2004; Paulino et al., 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 et al., 2006).

Frequentemente, 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 et al., 2002; Silva et al., 2001; Feachem et al., 1983). As doenças mais severas estão relacionadas ao sistema respiratório (Carrington, 2001).

A frequência 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 frequentes nos lodos de esgotos.

Quadro 1.01. Microrganismos patogênicos frequentes em lodos de esgotos. Fontes: Metcalf e Eddy (2003); Usepa (2003); Carrington (2001); Storer et al. (1989); Feachem et al. (1983).

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 suum</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.

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; 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; 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; 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. Fonte: ⁽¹⁾Who (2005); ⁽²⁾Neves (2005); ⁽³⁾Who (2004).

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

NE- não especificado.

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. Fonte:

(¹) Feachem et al. (1983); (²) Metcalf e Eddy (2003).

Microrganismos	Tempo (dias)			
	Lodo (¹)	Culturas (¹)	Água (²)	Solo (¹)
<i>Vírus</i>	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 hytolytica</i> (cistos)	30 - 15	10 - 2	30 - 15	20 - 10
<i>Ascaris lumbricoides</i> (ovos)	Vários meses	60 - 30	Vários meses	Vários meses

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

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 vermicularis</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

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 et al. (2006)
Curitiba-PR	ETE-Belém	1,67 – 12,19	Leite et al. (2006)
Curitiba-PR	Tanque séptico	18,14	Leite et al.(2006)
Campina Grande-PB	UASB	229,9	Sousa et al. (2005)
Curitiba-PR	ETEs	25,6 a 683,4 ⁽¹⁾	Paulino et al. (2001)
Distrito de Serra-ES	Lagoa anaeróbia	245,9	Taveira et al. (2001)
Itabira-MG	UASB	2 a 133 ⁽¹⁾	Chernicharo et al. (2001)
Vitória - ES	ETE – Parque Flamengo	12,0	Passamani et al. (2000)

⁽¹⁾ 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 et al. (2001)
Esfahân-Iran	ETE	135,0-225,0	Bina et al. (2004)
Kumasi-Gana	Lagoa de secagem	22,0-83,0	Gallizzi (2003)
Kumasi-Gana	Tanque séptico	15,0 -118,0	Koné et al. (2007)
México- México	Lagoa de estabilização	179,0	Barrios et al. (2001)
México-México	Digestão anaeróbia	70,0	Barrios et al. (2001)
México-México	Digestão aeróbia	20,0	Barrios et al. (2001)
México- México	Tanque séptico	73,0-177,0	Jimenez et al. (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 et al., 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 et al., 2002). De acordo com Andreoli et al. (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 7 kgSTS/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). Fonte: ⁽¹⁾ Andreoli et al. (2001); ⁽²⁾ Picote et al. (2001); ⁽³⁾ Andreadakis et al. (2001); ⁽⁴⁾ Tsutiya (2002); Gerba (2001); ⁽⁵⁾ Gerba (2001).

Produção	Brasil ⁽¹⁾	França ⁽²⁾	Grécia ⁽³⁾	Estados Unidos ⁽⁴⁾	RU ⁽⁵⁾
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.

A densidade do lodo, de acordo com Metcalf & 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 & Eddy (2003), tomando por base os lodos coletados nos Estados Unidos (Tabela 1.12), são próximos e/ou iguais aqueles apresentados por Von Sperling et al. (2001) para o Brasil e por Correa et al. (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	Metcalf e Eddy (2003)
Estados Unidos	Secundário	1,025	Metcalf e Eddy (2003)
Victoria-Austrália	Bruto	1,20	Correa et al. (2005)
Victoria-Austrália	Compostado	0,40	Correa et al. (2005)
Minas Gerais – Brasil	Primário	1,003-1,010	Von Sperling et al. (2001)
Minas Gerais – Brasil	Secundário anaeróbio	1,010-1,020	Von Sperling et al. (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 Quadro 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. Fonte: Van Haandel et al. (2006); Metcalf e Eddy (2003); Imhoff et al. (2002); Gonçalves et al. (2001).

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

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; Eddy, 2003; 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 et al., 2006; Metcalf; Eddy, 2003; Agustini et al., 2007). Com frequência, 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 et al., 2007; Koné et al., 2007). Este tipo de alternativa, além de estabilizar, promove a higienização (Gea et al., 2007), originando um produto 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 et al., 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 et al., 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. 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 seguridade sanitária e o destino correto dos biossólidos (Koné et al., 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), consequentemente, 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 et al., 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 apresentadas as alternativas de disposição para lodos de esgotos e os respectivos impactos negativos.

Quadro 1.04. Alternativas de disposição final para lodos de esgotos e os respectivos impactos negativos. Fonte: Lara et al. (2001).

Tipo de disposição	Impactos
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.

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 consequências 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 et al., 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 et al., 2005) e nacional (Agustini et al., 2007; Lobo et al., 2007; Barbosa et al., 2006; Bettiol et al., 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 et al. (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. Fonte: ⁽¹⁾ Machado et al. (2004); ⁽²⁾ Além Sobrinho et al. (1999); ⁽³⁾ Ahn et al. (2001); ⁽⁴⁾ Picote et al. (2001).

Destinação final (%)	Brasil (1)	Inglaterra (2)	Coreia (3)	França (4)
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

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 et al., 2008; Nóbrega et al., 2007; Guedes et al., 2006; Poggiani et al., 2006); disposição em áreas degradadas (Kitamura et al., 2008), principalmente em locais em processo de desertificação (Silva et al., 2003); adubação para o crescimento e desenvolvimento de vegetais adaptados à região semiárida, 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 semiárido 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. 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 semiárida, 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 semiárida poderia ser uma forma de mitigar os impactos da desertificação.

1.3. Potencialidade dos resíduos sólidos orgânicos domiciliares à co-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 et al., 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 et al., 2006).

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

Local	Diária		Referências
	(t/dia)	Per capita (kg/hab.dia)	
Campina Grande-PB	184,14	0,54	Leite et al. (2007)
Espírito Santo	2168,00	0,70	Silva F. et al. (2007)
Feira de Santana-BA	317,43	0,66	Campos et al. (2007)
Fortaleza-CE	1775,00	0,73	Lessa e Mota (2007)
Guaratinguetá-SP	32,37	0,30	Marques et al. (2001)
Indaiatuba-SP	135,00	1,28	Mancini et al. (2007)
Itabira-MG	70,00	0,63	Ferreira et al. (2007)
João Pessoa-PB	330,40	0,50	Athayde Jr. et al. (2007)
Maceió-AL	1100,00	1,22	Silva J. et al. (2007)
Minas Gerais	9000,00	0,50 - 0,70	Prado Filho et al. (2007)
Nova Alvorada do Sul-MS	4,00	0,60	Abrão et al. (2006)
Natal-RN	1600,00	0,48	Figueiredo (2006)
Santa Cruz do Sul-RS	75-80	0,67	Lopez et al. (2007)
Taperoá-PB	4,65	0,35	Leite et al. (2006)
União dos Palmares-AL	34,50	0,82	Silva et al. (2007)
Viçosa-MG	50,00	0,67	Pereira et al. (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 et al., 2007), em conjunto com a administração pública e organização dos catadores (Ribeiro et al., 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 et al. (2007)
Belém- PA	17,06	14,98	1,52	2,64	45,89	17,91	Carneiro et al. (2007)

Comercinho – MG	15,60	13,40	2,50	3,60	30,20	34,70	Barros et al. (2007)
Feira de Santana-BA	2,23	3,85	0,96	0,93	59,25	32,78	Campos et al. (2007)
Campina Grande-PB	4,12	7,88	1,26	1,10	75,44	10,20	Leite et al. (2007)
Fortaleza- CE	6,10	14,5	2,10	2,50	42,20	32,60	Lessa et al. (2007)
Francisco Badaró-MG	6,60	8,10	2,10	5,20	9,00	69,00	Barros et al. (2007)
Guaratinguetá-SP	17,29	8,35	2,81	4,31	58,45	8,79	Marques et al. (2001)
Itabira- MG	6,62	11,24	1,89	1,18	52,53	26,54	Ferreira et al. (2007)
João Pessoa-PB	7,90	10,34	2,86	1,93	62,32	14,65	Seixas et al. (2006)
Maceió-AL	8,40	13,20	1,00	1,80	59,70	15,90	Tavares et al. (2007)
Pacatuba-CE	3,45	6,85	0,20	0,45	85,50	3,55	Assunção et al. (2006)
Pedra de Fogo – PB	2,17	2,51	2,07	1,15	69,96	22,14	Nóbrega et al. (2007)
Rio de Janeiro-RJ	12,69	19,85	2,54	1,71	58,70	4,54	Lourenço et al. (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 et al. (2007)
Taperoá-PB	16,00	11,00	7,00	6,00	45,00	15,00	Leite et al. (2006)
Teresina-PI	16,33	12,80	13,07	14,60	33,30	9,90	Freitas et al. (2006)
União dos Palmares-AL	10,50	5,10	2,70	4,60	55,50	21,60	Silva et al. (2007)
Viçosa-MG	27,00	19,00	1,00	0,00	48,00	5,00	Pereira et al. (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 et al. (2002)
Birmingham- Reino Unido	NE	NE	NE	NE	20,0-45,0	NE	Callaghan et al. (2002)
Chenai-Índia	NE	NE	NE	NE	70,00	NE	Elango et al. (2007)
Beirute-Líbano	12,57	11,69	3,71	2,30	64,50	1,40	El-Fadel et al. (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. Fonte: Hoornweg et al. (2000).

Metal mg/kg	Compostos		
	Resíduos separados na fonte Europa e América do Norte	Indonésia	Resíduos sem separação 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.

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 et al., 2008).

As concentrações de nutrientes dos resíduos sólidos orgânicos urbanos indicam sua potencialidade para aplicação no solo (Iwmi et al., 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 et al., 2007), expressando considerável heterogeneidade em termos gravimétricos e na composição química, física e sanitária dos resíduos sólidos 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 sólidos orgânicos.

Tabela 1.18. Composição química e física de diferentes resíduos orgânicos.

Resíduos sólidos 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 et al. (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 et al. (2002)
Mercado público central	6,90	71,30	19,50	1,47	13,30	Torres et al. (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 et al. (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 et al. (2002)
Resíduos de alface	NE	NE	41,70	4,17	10,0	Lu et al. (2008)
Resíduos de flores	NE	NE	47,40	4,84	9,80	Lu et al. (2008)
Resíduos de pinheiro	4,4	92,4	54,10	0,64	84,53	Barrington et al. (2002)
Resíduos de soja	NE	90,0	53,40	0,60	89,00	Barrington et al. (2002)

EMPASA- Empresa Paraibana de Abastecimento de Serviços Agrícolas. NE- não especificado.

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 et al., 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 et al., 2008).

O chorume transporta matéria orgânica, microrganismos e produtos tóxicos (Maragn et al., 2007), podendo contaminar lençóis freáticos e águas superficiais (Hannequart et al., 2005). A lixiviação de nitrogênio, dentre outros nutrientes, contribui para o processo de eutrofização (Gomez et al., 2001; EL-

Fadel et al., 2002). O tratamento deste tipo de resíduo compreende um grande desafio (Matos et al., 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 & Eddy, 2003; Castilho Jr., 2003; Carrington, 2001; Hoornweg et al., 2000). Os microrganismos patogênicos são encontrados nos resíduos orgânicos, pelas diversas vias de contaminação e devido a sua composição que atrai vetores (Hoornweg et al., 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 sólidos 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. Fonte: Hoornweg, Thomas e Otten (2000).

Microrganismos patogênicos (NMP/gST)	Resíduos Sólidos	
	Serviços de saúde	Orgânicos domiciliares
<i>Coliformes totais</i>	9x10 ⁸	7,7 x10 ⁸
<i>Coliformes fecais</i>	9x10 ⁸	4,7 x10 ⁸
<i>Estreptococcus fecais</i>	8,6 x10 ⁸	2,5 x10 ⁹

Observa-se que as concentrações de bactérias de origem fecal nos resíduos orgânicos domiciliares são próximas e até superiores às encontradas em esgotos domésticos (10⁶ e 10⁸ NMP/100mL) por Andrade Neto et al. (1999) e em lodos primários (2,7x10⁷NMP/gST) e secundários (8,3x10⁶ NMP/gST) registradas por Andraus et al. (2001).

Cussioli et al. (2007) confirmaram o nível de patogenicidade citada por Hoornweg et al. (2000) ao avaliar os resíduos sólidos 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 sólidos de serviço de saúde.

Em Cali et al. (2007) identificaram 1,14x10⁷ UFC/gST para coliformes totais e 7,2x10⁶ 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 et al., 2007).

A contaminação dos vegetais constitui importante via de transmissão de microrganismos patogênicos (Daryani et al., 2008; Ecott, 2008; Lotto et al., 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 et al. (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 deles, 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 responsabilização, a compostagem é apresentada como alternativa viável para estabilizar e higienizar os resíduos sólidos orgânicos domiciliares (Aslam et al., 2008; Hargreaves et al., 2008; Luet al., 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.

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 et al. (2007)

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

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

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 et al. (2004)
Barcarena-PA- Brasil	Urbanos Agrícolas	Estercos de gado	Neves et al. (2008)
Califórnia-EUA		Restos de alimentos	Aslam et al. (2008)
Quebec - Canadá	Gramma, casca de feijão e de soja	Serragem de pinus	Barrington et al. (2002)
Kunming – China	Agrícolas e de flores	Estercos animal	Lu et al. (2008)
Zhejiang- China	Serragens de pinus	Esterco suíno	Zhang et al. (2006)
Ohio – EUA	Palha de trigo Pó de serra	Estercos de gado	Wang et al. (2004)
Jokioinen - Finlândia	Agrícolas e esterco de galinha	Indústria de polpa e papel	Rantala et al. (2000)
Tochigi - Japão	Indústria de papel Granja	Estercos de gado	Saludes et al. (2008)
Ilhas Maurícius		Aparas de papel	Mohee et al. (2008)
Marroco	Municipais	Estercos avícolas	Lhadi et al. (2004)

Montreal-Canadá	Domiciliares	Vegetais de restaurantes	Adhikari et al. (2008)
Ilé-Ifè - Nigéria	Restos de alimentos e pó de serra	Estercos de galinha	Ogunwande et al. (2008)
Ilé-Ifè - Nigéria	Pó de serra	Estercos de galinha	Ogunwande et al. (2008)
Lisboa- Portugal	Cascas de eucalipto e de pinheiro	Indústria de polpa e papel	Cunha-Queda et al. (2007)
Roorkee- Índia	Vegetais e pó de serra	Estercos bovinos	Kalamdhad et al. (2008)
Washington –EUA	Podas de árvore	Gramas	Brewer et al. (2003)

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.

Outros estudos recomendam a co-compostagem com lodos de esgotos (Banegas et al., 2007; Hachicha et al., 2008; Lu et al., 2008; Sanches-arias et al., 2008; Zorpas et al., 2008; Tognetti et al., 2007; Koné et al., 2007; Britto Jr. et al., 2007; Correa et al., 2007; Gea et al., 2007; Mallman et al., 2007; Reis, 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 et al., 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 et al., 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 et al., 2008; Kumar et al., 2007; Novinscak et al., 2007; Koné et al., 2007), principalmente para populações de alta densidade, por reduzir a necessidade de espaço (Fang et al., 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 et al., 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 et al., 2008; Neklyudov et al., 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 et al., 2007; Koné et al., 2007; Liang et al., 2003). Nesta fase, são degradados os carboidratos e as proteínas mais complexos, 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 et al., 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 et al., 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 agronômicas (Hachicha et al., 2008); sendo consideradas importantes para minimizar os efeitos adversos às plantas (Aslam et al., 2008; Hoornweg et al., 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 et al., 2002).

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

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
		Fitotóxica	Mesófila: 20-40
		Semi-cura ou bioestabilização	Termófila: 40-65
Hoorweg; Thomas e Otten (2000)	03	Cura ou humificação	Ambiente
		Inicial - Psicrófila:	10-20
		Mesófila	20-50
		Intensa atividade	Termófila: 45-75
Bidone (2001)	04	Cura ou maturação	Mesófila: 20-50
		Inicial - psicrófila	10-20
		Mesofílica	20-45
		Degradação ativa	Termófila: 40-60
Gallizzi (2003)	03	Resfriamento	Mesófila: 20-45
		Maturação ou cura	Ambiente
		Inicial	Mesófila:<40
		Atividade	Termófila: 40-70
Correa, Fonseca e Correa	03	Maturação	Mesófila <40
		Mesofílica	<45
		Termofílica	55-80
		Mesofílica	<45
Mancini et al. (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 et al. (2008)	03	Mesofílica	<45
		Termofílica	45-55
		Mesofílica	<45
		Mesofílica	<45

Mohee, Mudhoo e Unmar (2008)	Termofílica Mesofílica	45-75 <45
------------------------------	---------------------------	--------------

NE- não especificado.

Os testes de fitotoxicidade ou bioensaios são recomendados como importantes indicadores da maturidade do composto e do efeito potencialmente negativo às plantas (Tam et al., 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 et al., 2008; Wang et al., 2004; Kiehl, 1998). São utilizadas também sementes de alface (*Lactuca sativa*) (Aslam et al., 2008; Morel et al., 2004), de tomate (Li et al., 2003; Kiehl, 1998), de soja e de trigo (Araújo et al., 2005).

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 et al., 2008; Neklyudov et al., 2008; Ogunwande et al., 2008; Correa et al., 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 et al., 2000). Estudando o processo de co-compostagem de resíduos sólidos municipais e fezes animais com diferentes granulometrias (1 cm e 0,2 cm), Lhad et al. (2004) constataram que o substrato com 0,2 cm melhorou o processo de compostagem, embora os compostos resultantes não tenham exibido diferenças significativas.

Na Tabela 1.20 estão 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
Hoomweg et al. (2000)	55	55	55-65	60	25:1	25:1
Barrington et al. (2002)	60-70	60	NE	NE	20:1	20:1
Bidone (2001)	40-60	55	45-65	55	30:1	30:1
Mancini et al. (2006)	55	55	40-75	60	30:1	30:1
Zhang et al. (2006)	NE	60	NE	NE	40	40

Correa et al. (2007)	60	60	45-80	60	20:1-36:1	25:1
Koné et al. (2007)	50-60	NE	45-70	NE	NE	NE
Neklyudov et al. (2008)	55-65	NE	55-60	NE	20:1-40:1	NE
Ogunwande et al. (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 et al., 2008; Ogunwande et al., 2008; Correa et al., 2007; Mancini et al., 2007; Koné et al., 2007; Zhang et al., 2006; Liang et al., 2003; Barrington et al., 2002; Bidone, 2001; Hoornweg et al., 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 et al., 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 et al., 2007); cascas de arroz (Lu et al., 2008), palhas (Robin et al., 2008) e cavaco de madeira (Correa et al., 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 et al., 2007).

Os organismos que participam das fases da compostagem apresentam largo nível de tolerância às mudanças de pH (Hoornweg et al., 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 et al., 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 et al., 2000). No geral, os compostos resultantes apresentam valores de pH favoráveis à utilização no solo (Jorgensen et al., 2008; Ogunwande et al., 2008; Araújo et al., 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 freqüência de reviramento de zero a seis, verificaram que a freqüência de seis vezes influenciou de forma positiva no processo de compostagem. Ogunwande et al. (2008) investigaram duas, quatro e seis freqüências, concluindo que a freqüência 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 & Eddy, 2003, Haug, 1993). Nos lodos de esgotos, a relação C/N é baixa (Agustini et al., 2007; Lobo et al., 2007; Veras et al., 2004; Lopes et al. 2005; Silva, 2007; Andreadakis, 2001; Koottatep et al., 2001; Gutierrez et al., 2001; Correa et al., 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 et al., 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 et al., 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 et al., 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 et al., 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 et al., 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 & 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, 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 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 et al., 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 temperatura 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 et al., 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 et al., 2008; Hoornweg et al., 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. Fonte: Haug (1993).

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

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 ssp.* são específicos de lodos de esgotos e *Penicillium spp.* de resíduos vegetais (Quadro 1.08).

Quadro 1.08. Fungos participantes do processo de co-compostagem de resíduos orgânicos e lodos de esgotos. Fonte: Britto Jr. et al. (2007).

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</i>
		<i>Rhizopus spp; Helminthosporium ssp</i>
00	100	<i>Aspergillus spp; Helminthosporium ssp</i>

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 muitos microrganismos patogênicos.

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 Euphyridae (6,4%) foram

os dípteros mais identificados. Para as demais famílias a ocorrência foi de 5,4%. As famílias Otitidae e Euphyridae 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 está 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 et al. (2008)		x				
Gomes et al. (2008)		x				
Neves et al. (2008)		x				
Correa et al. (2007)		x			x	
Ataíde et al. (2007)	x					x
Loureiro et al. (2007)		x				
Britto Jr. et al. (2007)		x		x		
Mallmann et al. (2007)		x				
Reis et al. (2007)		x				
Barreira et al. (2006)	x					
Magalhães et al. (2006)		x	x			
Melo et al. (2006)	x			x		
Silva (2007)		x			x	
Araújo et al. (2005)	x					
Pereira et al. (2005)		x				
Brito et al. (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 et al. (2008)		x			
Amir et al. (2008)	x		x	x	
Aslam et al. (2008)		x			
Banegas et al. (2008)		x			
Bustamante et al. (2008)		x			
Hachicha et al. (2008)		x	x	x	
Lu et al. (2008)		x			
Gea et al. (2007)		x			
Kalamdhad et al. (2008)		x	x		
Korner (2008)	x				x
Lu et al. (2008)		x			
Mohee et al. (2008)		x			
Ogunwande et al. (2008)		x			
Ogunwande et al. (2008)		x			
Saludes et al. (2008)		x			
Sanches-Arias et al. (2008)		x			
Zorpas et al. (2008)		x			
Novinscak et al. (2007)	x		x		x
Koné et al. (2007)		x			x
Cunha-Queda et al. (2007)		x	x	x	
Tognetti et al. (2007)		x			
Torres et al. (2007)		x	x		x
Zhang et al. (2006)		x			
Castaldi et al. (2005)	x				
Dollar (2005)		x			
Smith et al. (2004)		x			
Hayes (2004)		x			
Koné et al. (2004)		x			x
Lhadi et al. (2004)		x			
Wang et al. (2004)		x			
Barrington et al. (2002)		x			
Brewer et al. (2003)		x			
Liang et al. (2003)		x	x		
Gallizzi (2003)		x			x
Rantala et al. (2000)		x			
Fang et al. (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. Fonte: Polprasert (1989).

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

Os lodos de esgotos apresentam biodiversidade específica, porém experiências mostram que a sua aplicação em solos não prejudica a dinâmica biológica do mesmo (Vieira et al., 2004; Ghini et al., 2005; Melo et al., 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 et al. (2007)
Cascavel-PR	Suinocultura	Agrícolas	40, 50, 60 e 100	Mallmann et al. (2007)
Fortaleza-CE	ETE CEASA-CE	Folhas de bananeira e capim	0, 10, 20, 30 e 100	Britto Jr. et al. (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 et al. (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 et al. (2007)
Arizona-EUA	Esgoto municipal	Urbanos	50	Hayes (2004)

Barcelona- Espanha	Esgoto municipal	Gorduras animais	30	Gea et al. (2007) Torres et al. (2007)
Cali-Colômbia	ETE- Cañaverajo	Mercado Central	5,10 e 20	Fang et al. (1998)
Hong Kong – China	Tanque séptico	Domiciliares	50	Banegas et al. (2008)
Sudeste da Espanha	Aeróbio e anaeróbio	Serragem de madeira	50 e 75	Sanches-Arias et al. (2008)
Espanha	Moinho de oliveira	Moinho de oliveira	50	Rantala et al. (2000)
Jokioinen - Finlândia	Indústria de polpa e papel	Agrícola e esterco de galinha	25 e 40	Koné et al. (2007)
Kumasi – Gana	Tanque séptico-desidratado	Municipais	66	Koné et al. (2004)
Kumasi-Gana	Tanque séptico	Domiciliares	50	Gallizzi (2003)
Kumasi-Gana	Tanque séptico	Domiciliares	50	Liang et al. (2003)
Geórgia-EUA	ETE- Municipal	Urbanos	30, 40,50, 60 e 70	Zorpas et al. (2008)
Grécia	Lodo desidratado	Pó de serra + zeolite	70, 50 e 40	Amir et al. (2008)
Marrakech - Marrocos	Lagoa de Estabilização	Palhas	90	Hachicha et al. (2008)
Sfax- Tunísia	Indústria de óleo de oliva	Esterco de galinha	40	Lu et al. (2008)
Hsin - chu – Taiwan	ETE municipal	Indústria de cerveja e casca de arroz e composto	40, 44, 55,66, 70	(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 et al., 2007). O conhecimento técnico de um problema ou de uma tecnologia não é suficiente para alterar comportamentos e motivar a corresponsabilidade (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 et al., 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 et al., 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 et al., 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 et al., 2008; Lopez et al., 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 biossólidos 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 e para o estabelecimento de políticas sustentáveis. Na concepção de sustentabilidade, as políticas públicas devem privilegiar as várias formas de reaproveitamento com garantia de seguridade sanitária e ambiental.

Nos Estados Unidos, a preocupação em lançar no meio ambiente um produto 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 biossólidos: 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 biossólidos em classes A e B, usando um critério microbiológico (Tabela 1.22).

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

Tabela 1.22. Critérios de classificação de biossólidos segundo a normatização dos Estados Unidos (USEPA, 1993). Fonte: 40 Part. 503 (Usepa, 1993).

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

NE- não específica.

Para obtenção de biossólidos 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 Europeia, 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 diretriz 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 diretriz em 1999 e a criação de uma nova diretriz 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 bio sólidos na Austrália e no Reino Unido. Fonte: ⁽¹⁾ Gerba (2001); ⁽²⁾ NSW (1997); ⁽³⁾ UK (2001; 2006).

Organismos	Austrália		Reino Unido ⁽³⁾	
	Norma Federal ⁽¹⁾	Nsw Epa, 1997 ⁽²⁾	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 ³	<10 ⁵
<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.

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 Europeia 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. Fonte: Comissão Europeia (EEC, 2001).

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

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 biossólidos, 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 biossólidos no México. Fonte: NOM-0004-ECOL-2001 (México, 2002).

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

NE- não específica.

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 biossólidos 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 organismos indicadores de contaminação em biossólidos no Brasil. Fonte: Resolução 375/06 do Conama (Brasil, 2006a).

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

NE- Não específica.

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. Concentração limite de metais pesados para biossólidos segundo legislação de diferentes países. Fonte: ⁽¹⁾ Brasil (2006); ⁽²⁾ Usepa (1993); ⁽³⁾ EU (1986); ⁽⁴⁾ EEC (2001); ⁽⁵⁾ México (2002).

Metal pesado (mg/KgST)	Brasil ⁽¹⁾	EUA ⁽²⁾	EU ⁽³⁾	França ⁽⁴⁾	México ⁽⁵⁾	
					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.

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.

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 et al., 1999; Benincasa et al., 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 semiárida 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 388 m 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 451 m 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 450 m 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.

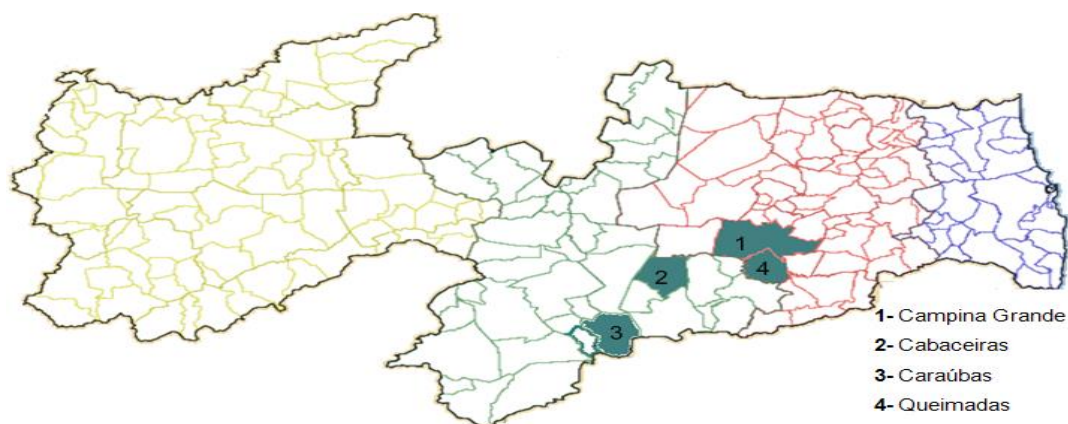


Figura 2.01. Localização dos municípios de Campina Grande (1), Cabaceiras (2), Caraúbas (3) e Queimadas (4) no mapa da Paraíba.

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: 14 m de comprimento, 11 m de largura e 2,80 m de profundidade, com capacidade volumétrica de 431 m³, sendo seguido por um filtro anaeróbico de 8m de comprimento e 9 m de largura, e profundidade de 1,80 m (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.

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 ³ /dia)	40	18	18
Volume útil (m ³)	313	38	0

O tanque séptico coletivo situado em Caraúbas-PB, construído no ano 2000, apresenta três câmaras, com as dimensões de 9,20 m de comprimento, 4,30 m de largura e profundidade de 2,30 m e com capacidade volumétrica de 91 m³ (Figura 2.03; Tabela 2.01). O efluente segue para um filtro anaeróbico de 5,0 m de comprimento, 4,30 m de largura e profundidade de 2,30 m. 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 6,0 m de comprimento, 3,00 m de largura e 2,30 m de profundidade, com capacidade volumétrica de 41 m³ (Figura 2.04; Tabela 2.01). O efluente passa para um filtro anaeróbico com 4,80 m de comprimento, 2,80 m de largura e 3,00 m de profundidade.

A falta de limpeza no tanque séptico coletivo situado em Queimadas acarretou a acumulação de um volume de lodo considerável ($53,32 \text{ m}^3$), 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.

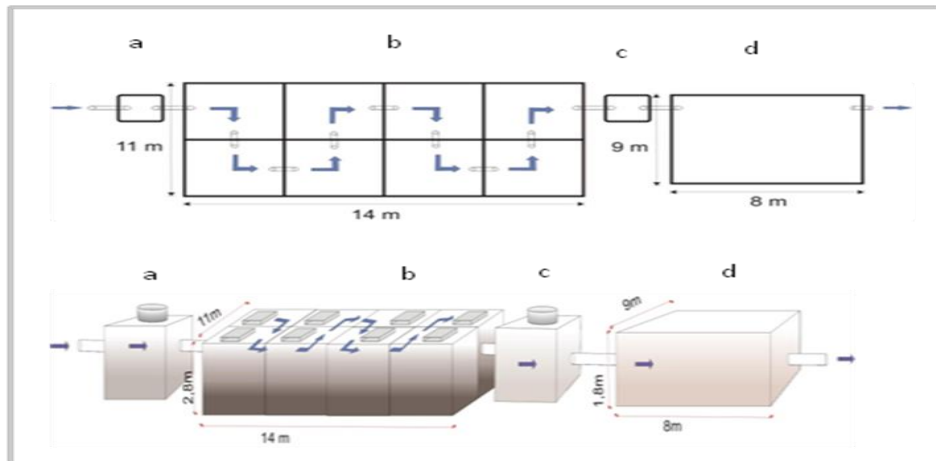


Figura 2.02. Desenho esquemático projetado para o tanque séptico coletivo de Cabaceiras-PB. **a:** caixa de areia **b:** tanque séptico **c:** pré-filtro anaeróbio **d:** filtro anaeróbio câmara única. Fonte: autora.

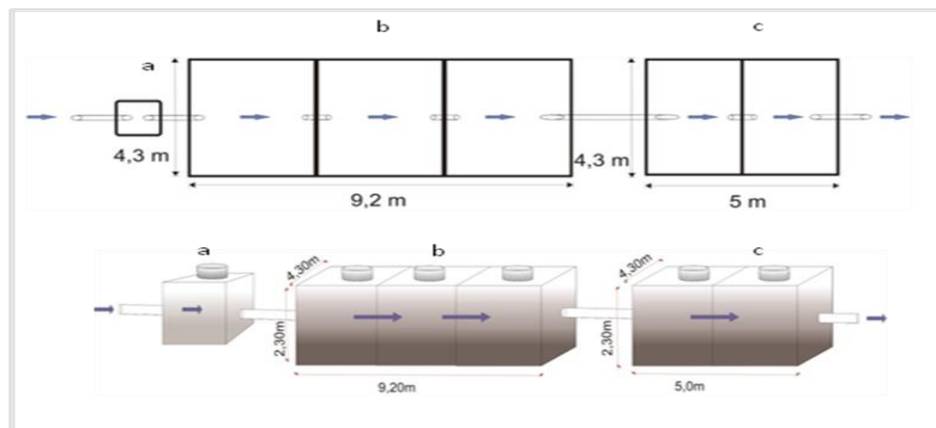


Figura 2.03. Desenho esquemático projetado para o tanque séptico coletivo de Caraúbas-PB. **a:** caixa de areia **b:** tanque séptico com três câmaras **c:** filtro anaeróbio com duas câmaras. Fonte: autora.

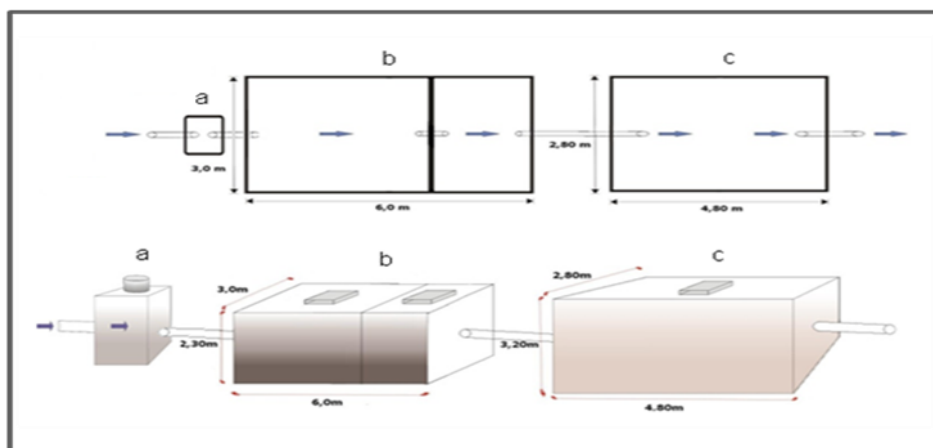


Figura 2.04. Desenho esquemático projetado para o tanque séptico coletivo de Queimadas-PB. **a:** caixa de areia **b:** tanque séptico com duas câmaras **c:** filtro anaeróbio com câmara única. Fonte: autora.

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 & Eddy, 2003), a produção volumétrica de lodo pela Equação 2.02 (Abnt, 1993; Chernicharo, 1997; Metcalf & 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).

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

Onde P_{lodo} : Produção volumétrica de lodo (kg/m^3); V_{lodo} : Volume do Lodo (kg/m^3); Y : Densidade de lodo, $1,030 kg/m^3$; C : Concentração de lodo (%).

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

onde P_d : Produção diária por habitante ($Kg/hab \cdot dia$); P_{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.

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

onde C_{st} : concentração de sólidos totais no lodo (kg/m^3); C_{sf} : concentração de sólidos fixos no lodo (kg/m^3); C_{sv} : concentração de sólidos voláteis no lodo (kg/m^3); P_{st} : densidade relativa dos sólidos totais; P_{sf} : densidade relativa dos sólidos fixos; P_{sv} : densidade relativa dos sólidos voláteis; γ_{AG} : Peso específico da água ($1000\text{kg}/\text{m}^3$).

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 et al., 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.

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, 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 (25 g) 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.

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

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

Seguindo a tendência nacional de redução do número de pessoas por famílias (Brasil, 2008a; Silva *et al.*, 2002) e expondo a característica da sociedade contemporânea (Carvalho *et al.*, 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.

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 et al., 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 & 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.

Atividades	Objetivos
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
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 em quatro tratamentos (T) com três repetições (R), totalizando 12 reatores aeróbios de polietileno de cor preta, de configuração cilíndrica com capacidade volumétrica unitária de 100 L, diâmetro de 1,56 m, altura 0,70 m 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. Fonte: autora.

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 100 L, 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.

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. Fonte: autora.

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.

Tratamentos	Substrato (kg)				Total	Valores calculados	
	A	B	C	D		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: 35 cm) e seis próximos à base (altura: 5 cm) 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 25 g. 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 4 mm, em seguida, uma peneira de 2 mm; tendo como produto 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. Na Figura 2.07 são mostradas ilustrações referentes aos compostos tipo pó e farelo, como também do rejeito.

Quadro 2.04. 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-PB.

Parâmetros	Frequência	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. Fonte: autora.

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 25 g de composto em 225 mL 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 et al., 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 et al., 2007).

O desenvolvimento dos vegetais também depende da quantidade de material que está presente em quantidade mínima, conforme lei de Liebig (Odum et al., 2007). Os metais pesados presentes no composto podem exibir características fitótóxicas e seguem as leis de Shelford e do Mínimo de Liebig (Odum et al., 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 et al., 2008; Wang *et al.*, 2004; Kiehl, 1998) e de tomateiro por ser uma cultura de curta duração (Levy et al., 2003).

Para o teste com sementes de agrião (*Nasturtium officinalis*), utilizaram-se 3 kg de substrato, 1 g de semente e bandejas 38x28x6 cm. Kiehl (1998) sugere para o teste com agrião, 10 g 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, 10 g, 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 (*Lycopersicon esculentum*), empregaram-se 600 g 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 (T₅).

Os substratos utilizados foram os compostos orgânicos tipo pó, resultantes dos quatro tratamentos e de suas repetições (T₁, T₂, T₃ e T₄) e composto de origem vegetal (T₅).

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.

T ₁	T ₂	T ₃	T ₄	T ₅
T ₁ R ₁ (25%)	T ₂ R ₁ (25%)	T ₃ R ₁ (25%)	T ₄ R ₁ (25%)	T ₅ (25%)
T ₁ R ₁ (50%)	T ₂ R ₁ (50%)	T ₃ R ₁ (50%)	T ₄ R ₁ (50%)	T ₅ (50%)
T ₁ R ₁ (75%)	T ₂ R ₁ (75%)	T ₃ R ₁ (75%)	T ₄ R ₁ (75%)	T ₅ (75%)
T ₁ R ₁ (100%)	T ₂ R ₁ (100%)	T ₃ R ₁ (100%)	T ₄ R ₁ (100%)	T ₅ (100%)
T ₁ R ₂ (25%)	T ₂ R ₂ (25%)	T ₃ R ₂ (25%)	T ₄ R ₂ (25%)	
T ₁ R ₂ (50%)	T ₂ R ₂ (50%)	T ₃ R ₂ (50%)	T ₄ R ₂ (50%)	
T ₁ R ₂ (75%)	T ₂ R ₂ (75%)	T ₃ R ₂ (75%)	T ₄ R ₂ (75%)	
T ₁ R ₂ (100%)	T ₂ R ₂ (100%)	T ₃ R ₂ (100%)	T ₄ R ₂ (100%)	
T ₁ R ₃ (25%)	T ₂ R ₃ (25%)	T ₃ R ₃ (25%)	T ₄ R ₃ (25%)	
T ₁ R ₃ (50%)	T ₂ R ₃ (50%)	T ₃ R ₃ (50%)	T ₄ R ₃ (50%)	
T ₁ R ₃ (75%)	T ₂ R ₃ (75%)	T ₃ R ₃ (75%)	T ₄ R ₃ (75%)	

T ₁ R ₃ (100%)	T ₂ R ₃ (100%)	T ₃ R ₃ (100%)	T ₄ R ₃ (100%)	
--------------------------------------	--------------------------------------	--------------------------------------	--------------------------------------	--

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.

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 et al., 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). Fonte: Shimakura (2006).

Tipo de correlação	Valor de r
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

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 et al., 2003), exceto para as análises de metais pesados.

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 0,06 kgST/hab.dia (Tabela 3.01) e anual de 14,6 a 21,9 kgST/hab.ano. Esta faixa é superior a estimada por Além Sobrinho (2002) para tanques sépticos com limpeza anual (5 a 7 kgSTS/hab.ano).

Tabela 3.01. Produção de lodos estimada para os tanques sépticos coletivos dos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba.

Local	Volume de lodo no tanque séptico (m ³)	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
Média		28,7	26,5	11,7	0,05	3,2	0,010
Dp.		4,1	5,8	3,8	0,01	1,5	0,000

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 et al., 2002), Estados Unidos (Tsutiya, 2002), França (Picote *et al.*, 2001) e Reino Unido (Gerba, 2001), a produção média *per capita* constatada (0,05 kg/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 & Eddy (2003) e Von Sperling et al. (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.

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
Mínimo		0,04	1,002
Máximo		0,44	1,015
Média		0,29	1,005
Dp.		0,15	0,004

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.

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
Mínimo		6,7	28,5	3,5	2,0	0,3	6,1	0,3	0,1
Máximo		7,4	88,7	44	24,4	2,6	21,3	0,8	0,1
Média		7,1	73,4	29,2	16,2	1,4	12,4	0,6	0,1
Dp		0,2	18,2	14,5	8,1	0,8	4,8	0,2	0,0

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 et al. (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 foi maior do que a valores registrados por Silva (2007) e Koottatep 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 deles 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 et al. (2005) para lodos de tanques sépticos (2,1%, 0,65%, respectivamente) e abaixo dos valores registrados por Lobo et al. (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 et al. (2005) em lodos de tanque sépticos (0,72%); superiores aqueles identificados por Taveira et al. (2001), Veras et al. (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 et al. (2007) e Agustini et al. (2007), nos lodos de lagoa de estabilização (1,72% e 1,22%, respectivamente).

Os valores médios de potássio foram menores aos citados por Veras et al. (2004), Lopes et al. (2005) e Agustini et al. (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 et al. (2007) e Deschamps et al. (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 et al. (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 et al. (2008), Agustini et al. (2007), Summerfelt et al. (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 et al. (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 et al., 2007; Silva, 2007; Veras et al., 2004; Agustini et al., 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 et al., 2007; Hoornweg et al., 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 et al., 2007; Correa et al., 2007; Silva et al., 2007; Silva, 2007; Correa et al., 2005; Lopes et al., 2005; Veras et al., 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 & 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 *et al.* (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 Ingallinella *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.

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.

Município	Câmara	Helmintos (ovos/gST)		Total	Viáveis (%)
		Viáveis	Não viáveis		
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
Mínimo		1,3	0,0	1,3	58,8
Máximo		345,1	79,4	372,1	100
Média		85,4	13,4	98,8	86,3
Dp.		116,7	22,5	134,8	14,6

Dp.: Desvio Padrão. NA- Não analisado (n=3 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.

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.

<i>Helmintos</i>	Lodo de tanque séptico Cabaceiras (Ovos viáveis/gST)							
	1	2	3	4	5	6	7	8
<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. trichiuris</i>	0,0	0,0	0,0	3,58	2,44	2,81	3,44	0,0
Total	2,4	13,7	13,8	19,9	74,7	113,2	127,2	9,0

(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.

<i>Helmintos</i>	Lodo de tanque séptico Cabaceiras (Ovos não viáveis/gST)							
	1	2	3	4	5	6	7	8
<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
Total	0,0	0,0	7,7	1,6	2,44	7,3	19,7	3,6

(n=3 por câmara).

Tabela 3.07. Diversidade de ovos de helmintos viáveis nos lodos das diferentes câmaras do tanque séptico de Caraúbas-PB.

<i>Helmintos</i>	Lodo de tanque séptico Caraúbas (ovos viáveis/gST)							
------------------	---	--	--	--	--	--	--	--

	1	2	3
<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
Total	1,30	287,10	345,10

(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.

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
Total	0,00	79,40	27,00

(n=3 por câmara).

Tabela 3.09. Diversidade de ovos de helmintos viáveis nos lodos das diferentes câmaras do tanque séptico de Queimadas-PB.

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
Total	NA	17,50

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.

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
Total	NA	12,30

NA- Não analisado (n=3 por câmara).

A prevalência das espécies ou gêneros identificados apresenta associação com os helmintos prevalentes no Brasil (Takayanagui et al., 2007; Lotto et al., 2007; Neves, 2005; Silva et al., 2005; Oliveira, 2004; Oliveira et al., 2003; Alves et al., 2003; Guimarães et al., 2003; Paula et al., 2003), exceto para *Fasciola hepática*.

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.

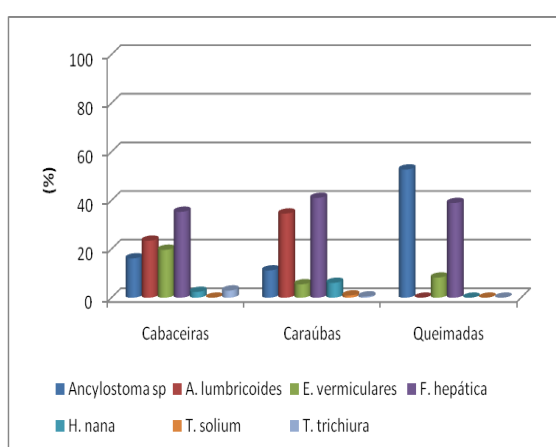


Figura 3.01. Prevalência de helmintos nos lodos por tanque séptico coletivo nos municípios de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Fonte: autora.

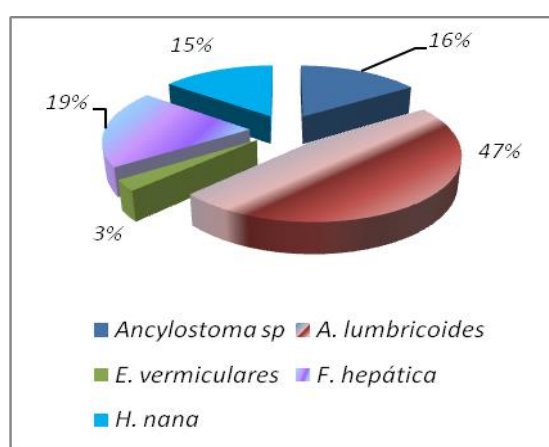


Figura 3.02. Prevalência geral de helmintos nos lodos dos tanques sépticos de Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Fonte: autora.

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 desses resíduos, impõem a adição de outro tipo de resíduo sólido orgânico para superar estes limites, sendo sugerida a co-compostagem com os domiciliares.

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 semiárido 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.

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
Média	5,5	10,9	5,0	2,2	65,6	3,1	8,1
Dp.	1,5	5,9	5,4	2,0	7,1	1,1	7,9

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 et al., 2007; Ferreira et al., 2007; Leite et al., 2007; Lessa et al., 2007; Lopez et al., 2007; Nóbrega et al., 2007; Pereira et al., 2007; Silva et al., 2007; Tavares et al., 2007; Assunção et al., 2006; Freitas et al., 2006; Frésca, 2006; Feite et al., 2006; Lourenço et al., 2006; Seixas et al., 2006; Marques et al., 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.

Municípios	Produção de resíduos sólidos	
	<i>Per capita</i> (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
Média	0,51	0,33	3,28	2,30
Dp.	0,03	0,04	4,40	3,18

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 (0,54 kg/hab.dia), por Athayde Jr., Beserra e Fagundes (2007) para João Pessoa-PB (0,50 kg/hab.dia) e por Leite et al. (2006) para Taperoá-PB (0,35 kg/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 0,83 kg/hab.dia (BRASIL, 2004) e por Fonseca e Lira (2007) para o estado da Paraíba, 0,82 kg/hab.dia.

A ausência de uniformização dos métodos para a caracterização gravimétrica e a característica socioeconômica 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 semiárida 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 (19,01 t/mês, 9,34 t/mês e 178,98 t/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.

Municípios	pH (unid)	Umidade (%)	STV (%ST)	COT (%ST)	NTK (%ST)	C/N	P (%ST)	K (%ST)
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
Média	5,06	75,27	78,94	43,85	2,19	21,50	0,29	0,12
Dp.	0,20	4,70	5,38	2,99	0,41	2,35	0,13	0,01

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=178,98 t/mês), como para os de pequeno porte (Cabaceiras=9,34 t/mês e Caraúbas=9,34 t/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 *et al.* (2007) e Hannequart *et al.* (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 *et al.*, 2008; Ogunwande *et al.*, 2008; Correa *et al.*, 2007;

Mancini et al., 2006; Zhang et al., 2006), favorecendo o alcance dos objetivos previstos para 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.

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
Média	13,13	0,68	13,81	95,42
Dp.	1,13	1,18	1,43	7,93

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 lumbricóides*.

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.

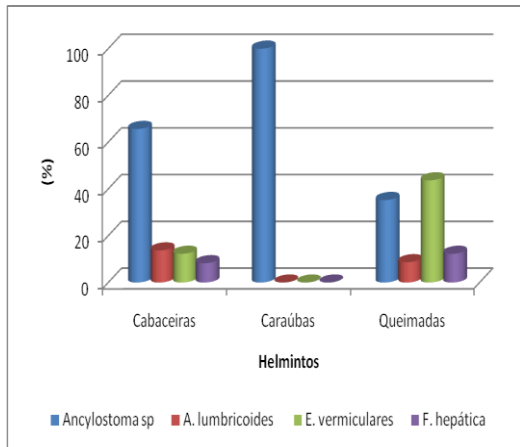


Figura 3.03. Prevalência de ovos helmintos nos resíduos sólidos orgânicos domiciliares por município. Paraíba. Fonte: autora.

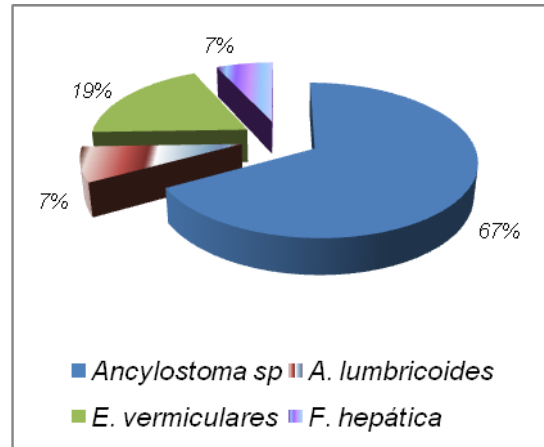


Figura 3.04. Prevalência geral de ovos helmintos nos resíduos orgânicos domiciliares coletados em Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Fonte: autora.

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 sólidos 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 et al., 2003; Alves et al., 2003; Guimarães et al., 2003; 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 em lodos dos tanques sépticos coletivos (LTSC) e em resíduos sólidos orgânicos domiciliares (RSOD) em Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas.

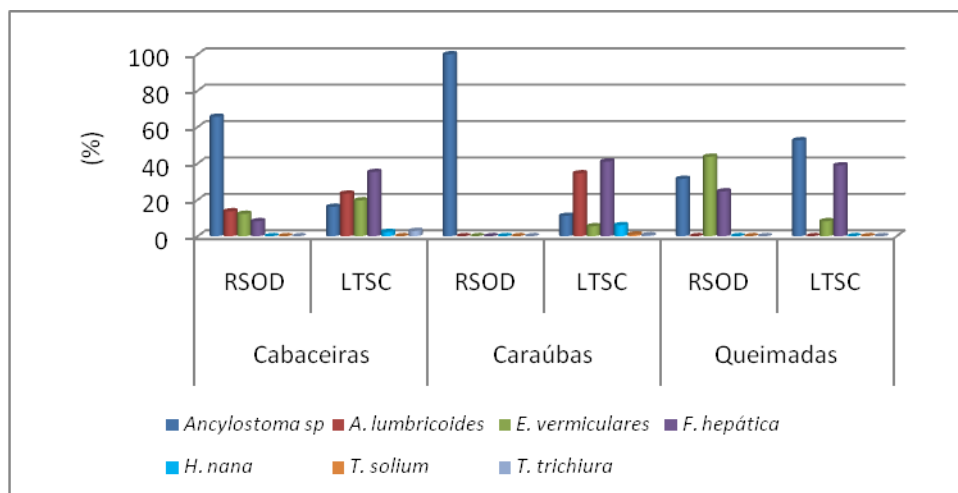


Figura 3.05. Helmintos prevalentes nos lodos dos tanques sépticos coletivos e nos resíduos orgânicos domiciliares coletados em Cabaceiras, Caraúbas e Queimadas. Paraíba. Fonte: autora.

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 et al., 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). A espécie *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 et al. (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 à 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 desses resíduos, contrariamente aos resíduos sólidos de serviços de saúde. Em condições precárias de saneamento ambiental, as diversas formas de contaminação são potencializadas. Conforme Hoornweg et al. (2000), frequentemente, os organismos excretados pelas fezes são encontrados em resíduos sólidos orgânicos, devido às formas de contaminação.

Lange et al. (2007) verificaram similaridade entre os resíduos sólidos orgânicos domiciliares e os resíduos sólidos de serviços de saúde. O que significa que os organismos presentes nos resíduos sólidos orgânicos domiciliares requerem estudos de forma a identificar os organismos nele contidos, além de indicar a necessidade de tratamento desses, 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 infra-estrutura sanitária é a principal forma de transmissão das helmintoses, especialmente de *Ascaridíase* e *Trichuriase*.

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 et al. 1988; Oliveira, 2004; Oliveira et al., 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. Transcorridos doze anos o cenário não foi modificado.

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

3.1.2.3. 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 estabilizado, higienizado e com características agrônômicas adequadas ao seu reaproveitamento no solo e na vegetação da região semiárida.

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, consequentemente, 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 consequência, 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 é recomendado na literatura (Adhikari et al., 2008; Banegas et al., 2007; Lu et al., 2008; Kalamdhad et al., 2008; Saludes et al., 2008; Robin et al., 2008; Zorpas et al., 2008; Correa et al., 2007; Maragno et al., 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.

3.1.2.4. 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 et al., 2008; Ogunwande et al., 2008; Correa et al., 2007; Mancini et al., 2006; Zhang et al., 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 et al. (2007), Usepa (2003), Carrington (2001) e Hoornweg et al. (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 oitavas semanas de co-compostagem por meio da Figura 3.06.

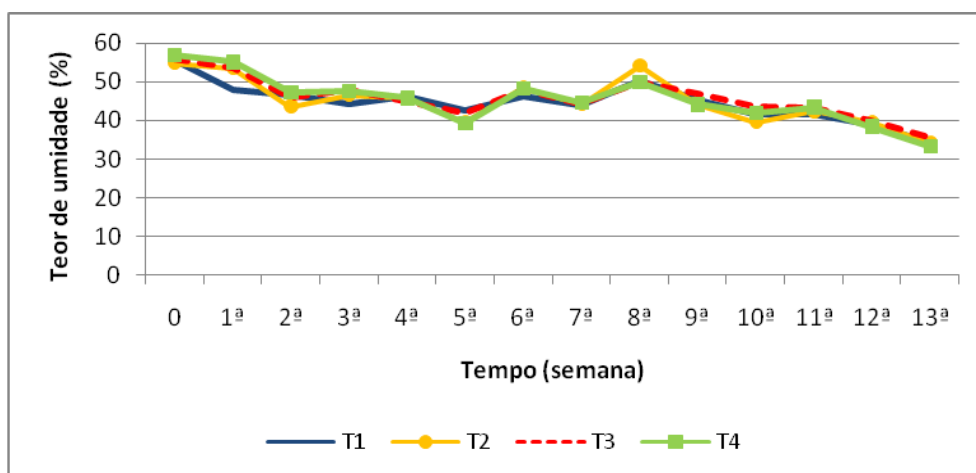


Figura 3.06. Valores médios relativos ao teor de umidade para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

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.

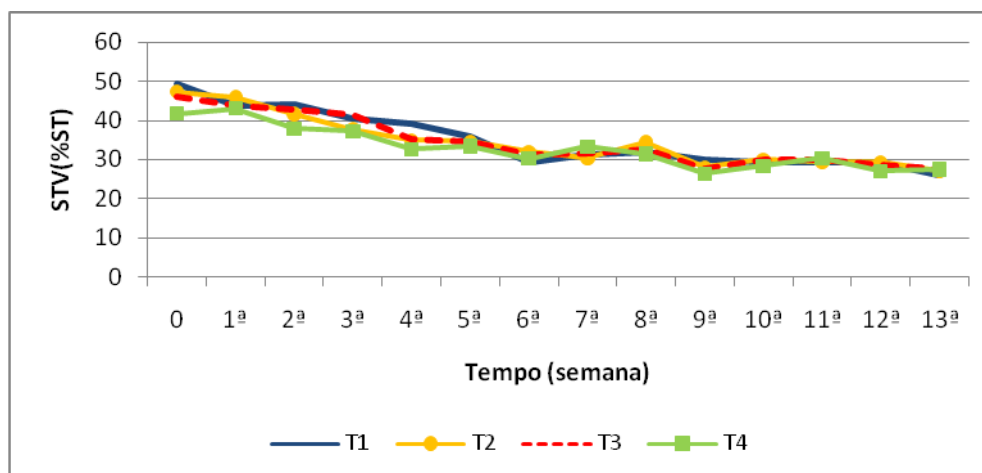


Figura 3.07. Valores médios de STV para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

Mohee et al. (2008) avaliando o processo de co-compostagem de resíduos de granja e aparas de papel nas Ilhas Maurícias 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 et al. (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 et al. (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.

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.

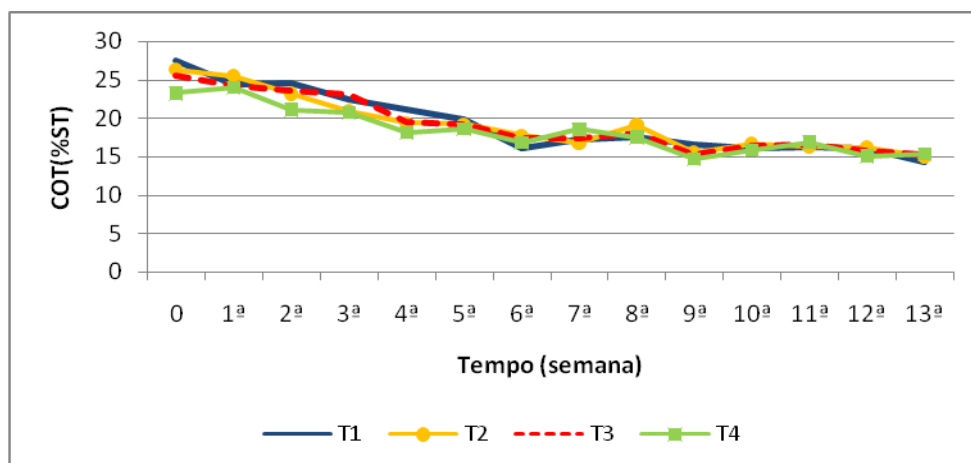


Figura 3.08. Valores médios de COT para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

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 et al. (2007), Hoornweg et al. (2000), Mancini et al. (2006), Bidone (2001), Kiehl (1998), Pereira Neto (1996), Haug (1993) e próxima da relação C/N (20:1) sugerida por Neklyuodv et al. (2008), Mohee et al. (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.

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 et al. (2007), Hoornweg et al. (2000), Mancini et al. (2006), Bidone (2001), Kiehl (1998), Pereira Neto (1996), Haug (1993) e próxima da relação C/N (20:1) sugerida por Neklyuodv et al. (2008), Mohee et al. (2008) e Barrington et al. (2002).

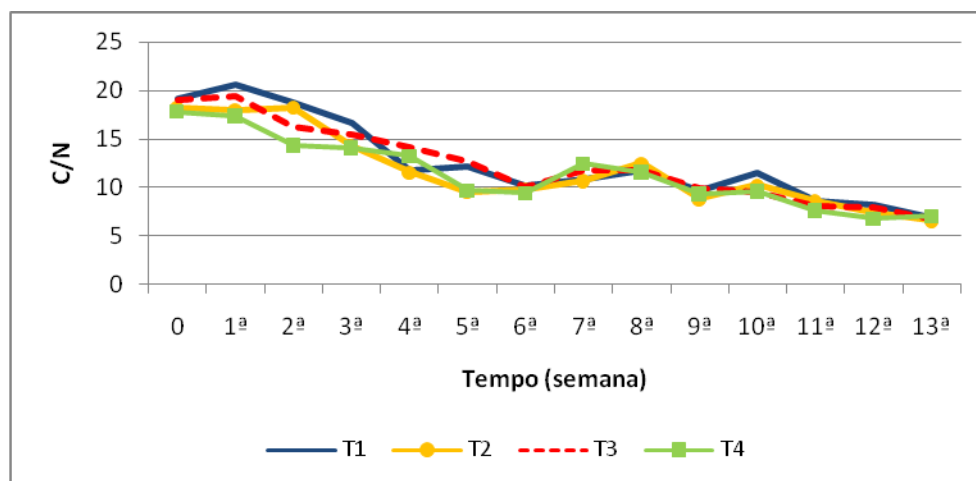


Figura 3.09. Decaimento da relação C/N para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

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.

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.

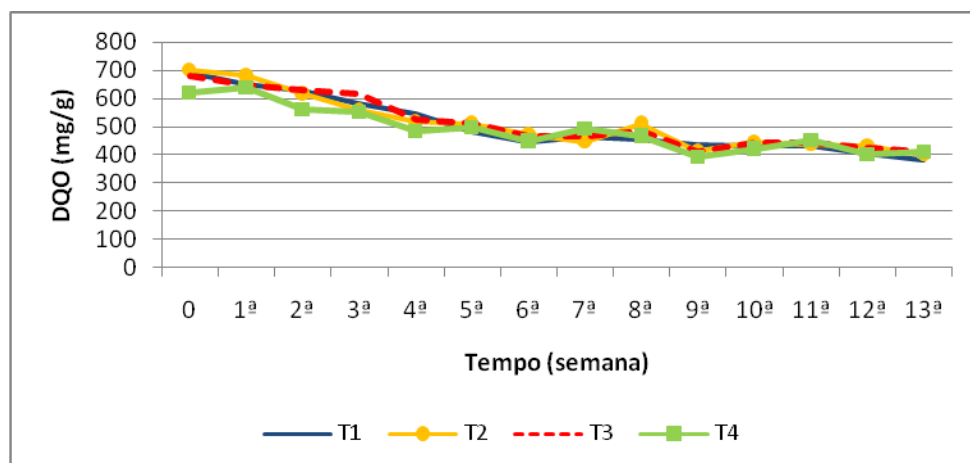


Figura 3.10. Valores médios de DQO para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

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).

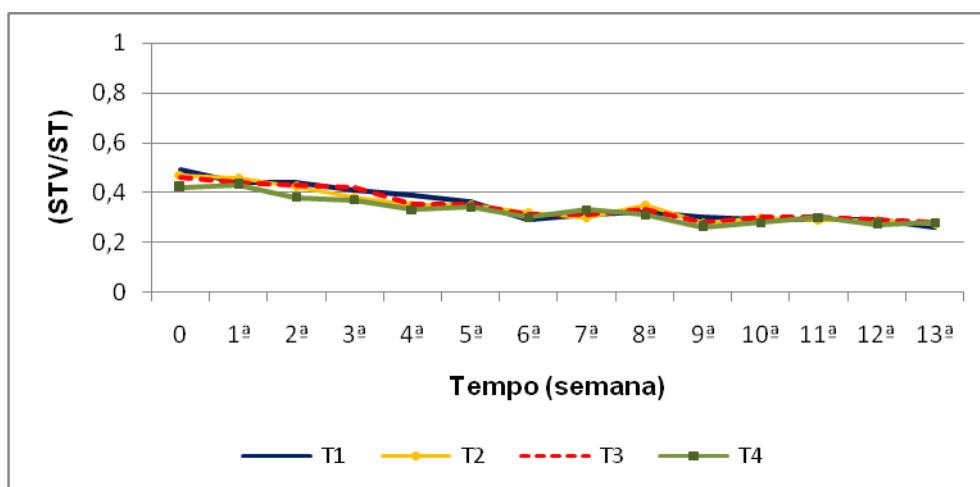


Figura 3.11. Relação STV/ST para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

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 et al. (2008), Agustini et al. (2007), Summerfelt et al. (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.

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 ^o	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 ^o	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 ^a	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 ^a	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 ^a	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 ^a	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 ^a	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 ^a	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 ^a	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 ^a	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 ^a	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 ^a	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 ^a	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 CO₂. 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 et al. (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 et al. (2008) na co-compostagem de aparas de papel de escritório com resíduos sólidos 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 et al. (2005), de co-compostagem de esterco de galinha com pó de serra (0,27%ST) por Ogunwande et al. (2008) na Nigéria. Os percentuais de potássio

foram inferiores aos registrados por Mohee, Mudhoo e Unmar (2008) (10%ST) e por Ogunwande et al. (2008) (0,23%ST). Esses 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), seguindo-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).

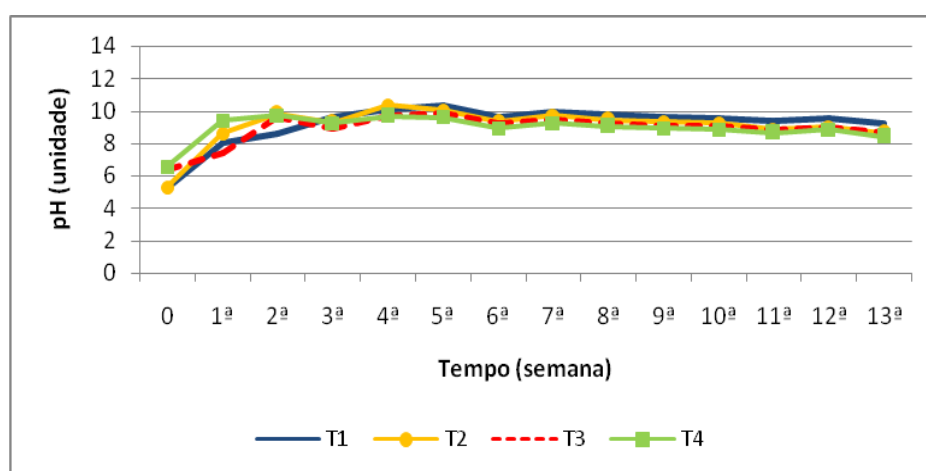


Figura 3.12. Níveis de pH para os diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

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 et al., 2007; Callaghan, 2002); o lodo primário apresenta pH próximo ao neutro (Correa et al., 2005, Silva, 2007; Metcalf; 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 et al., 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.

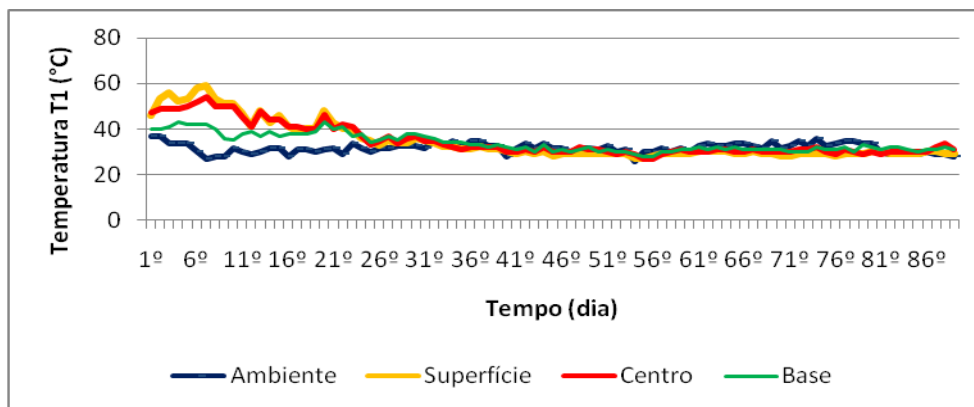


Figura 3.13. Valores médios diários de temperatura no tratamento 1 (T1) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

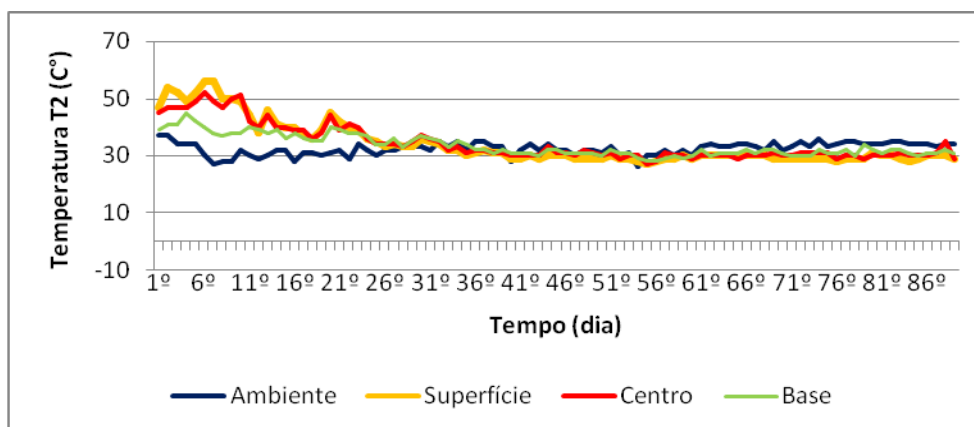


Figura 3.14. Valores médios diários de temperatura no tratamento 2 (T2) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

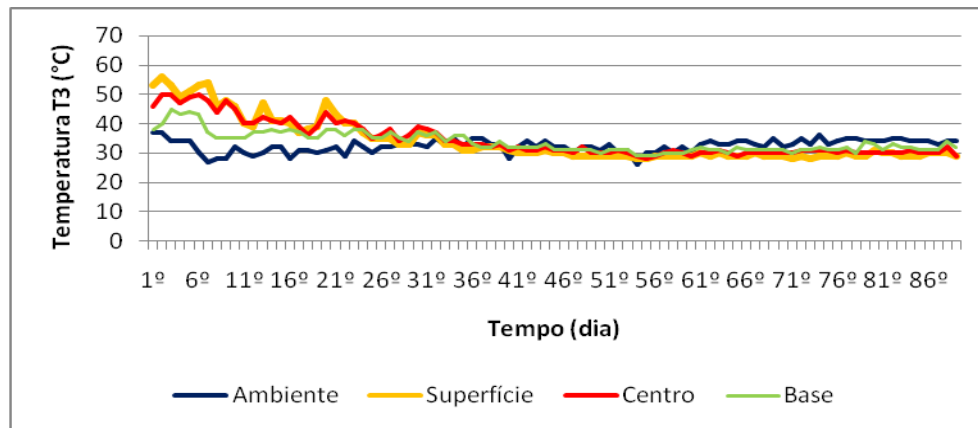


Figura 3.15. Valores médios diários de temperatura no tratamento 3 (T3) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

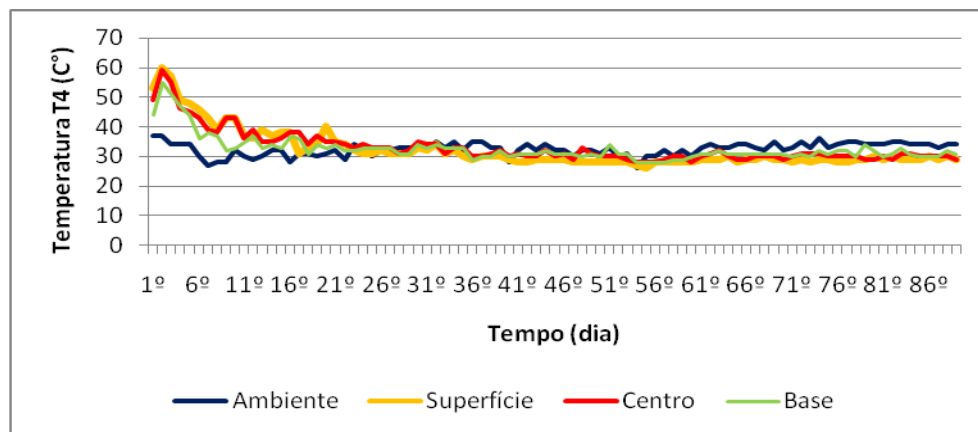


Figura 3.16. Valores médios diários de temperatura no tratamento 4 (T4) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

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 do gênero *Trichoderma spp* e *Helminthosporium spp*, como específicos de lodos de esgotos e *Penicillium spp*. são peculiares de resíduos vegetais. Os fungos, porém, não foram objetos deste estudo.

Sequenciando 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.

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 ^a	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 ^a	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 ^a	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 ^a	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 ^a	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 ^a	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 ^a	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 ^a	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 ^a	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 ^a	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 ^a	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 ^a	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 ^a	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. 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).

As espécies e gêneros frequentes nos diversos tratamentos foram: *Ascaris lumbricoides*, *Ancylostoma sp*; *Enterobius vermicularis*; *Fasciola hepatica*, *Taenia solium* e *Trichuris trichiura* (Figuras 3.17 a 3.20).

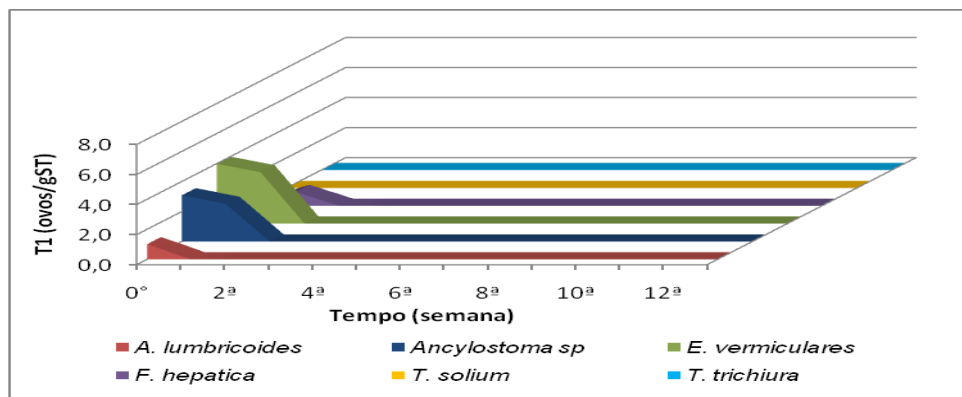


Figura 3.17. Valores médios semanais de ovos de helmintos no tratamento 1 (T1) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

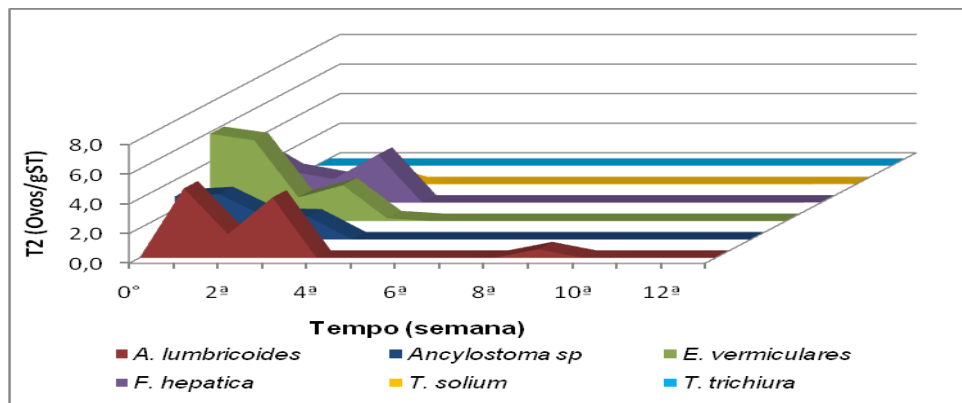


Figura 3.18. Valores médios semanais de ovos de helmintos no tratamento 2 (T2) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

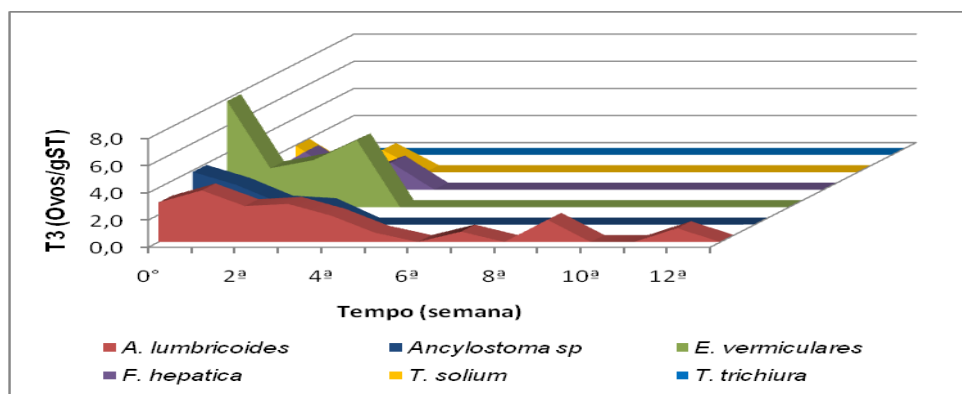


Figura 3.19. Valores médios semanais de ovos de helmintos no tratamento 3 (T3) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

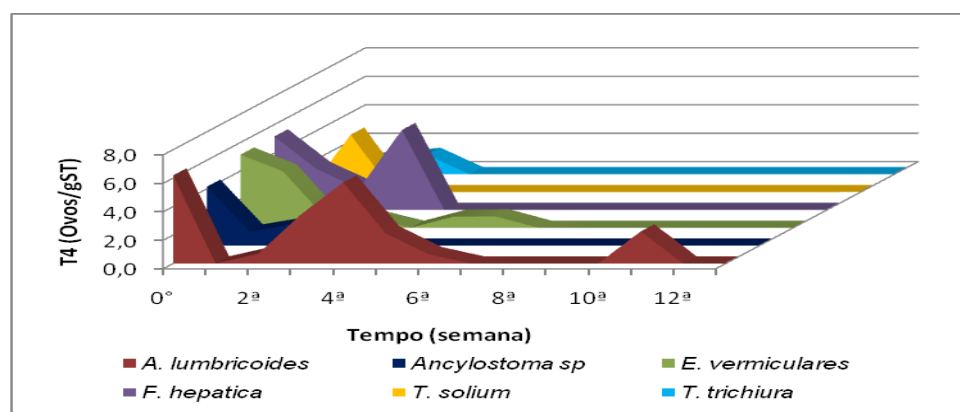


Figura 3.20. Valores médios semanais de ovos de helmintos no tratamento 4 (T4) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

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 biossólidos originados dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos e resíduos sólidos orgânicos domiciliares preconizado na literatura internacional (Carrijo et al., 2008; Who, 2004; Usepa, 2003; Gallizzi, 2003; Metcalf; 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 de mesoinvertebrados nos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB.

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

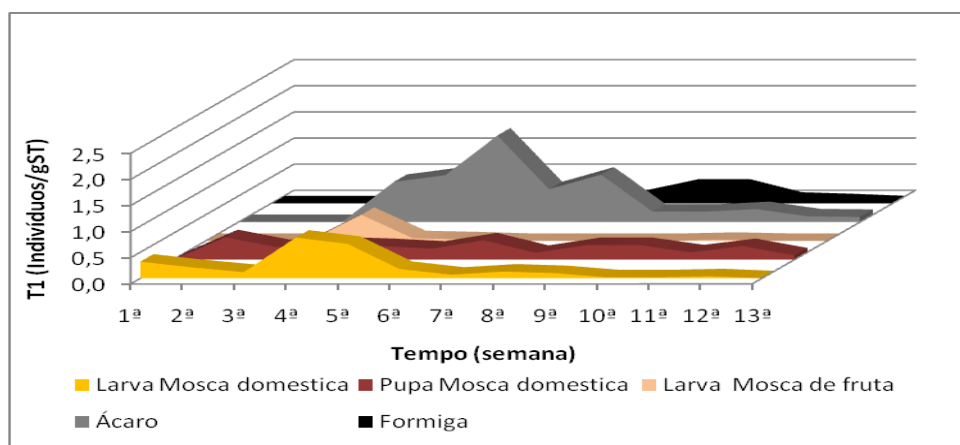


Figura 3.21. Sucessão observada entre os mesoinvertebrados no tratamento 1 (T1) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

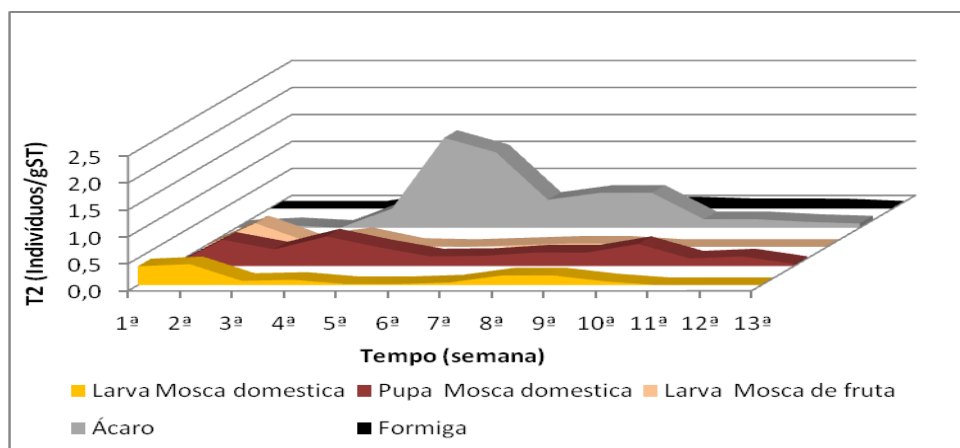


Figura 3.22. Sucessão observada entre os mesoinvertebrados no tratamento 2 (T2) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

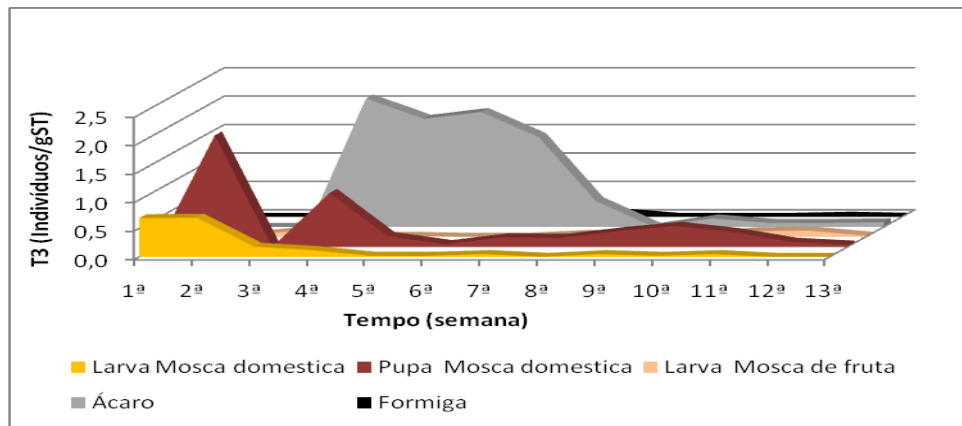


Figura 3.23. Sucessão observada entre os mesoinvertebrados no tratamento 3 (T3) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

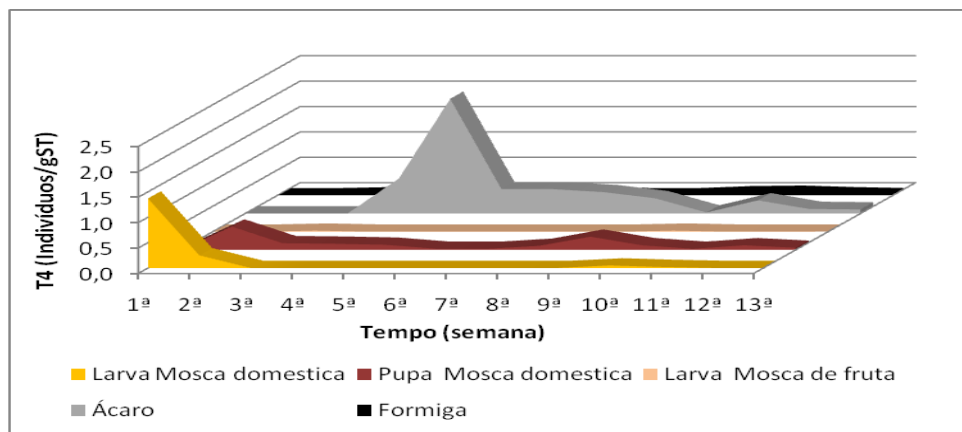


Figura 3.24. Sucessão observada entre os mesoinvertebrados no tratamento 4 (T4) de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

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

Ataide 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.

3.1.2.5. 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.

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 ($K_{STV} = 0,0069$ dia) e na menor eficiência de transformação do substrato em composto.

Nas Tabelas 3.19 e 3.20 mostram-se as análises de variância obtidas por meio do 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.

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.

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 ^a	55,43ab	44,16ab	18,86a	1,53g	37,37b	45,37a	46,92b
2 ^a	45,77de	41,60bc	16,90ab	1,65fg	36,35b	39,53c	39,80c
3 ^a	46,58d	39,29cd	15,12b	1,71efg	36,36b	37,61d	37,99d
4 ^a	45,66de	35,54de	14,23bc	1,81defg	34,87c	34,76e	33,83e
5 ^a	40,87gh	34,63ef	11,00d	2,05c	32,55d	31,83f	30,98f
6 ^a	47,70cd	30,64fghi	9,81de	1,98cd	31,25e	30,67fg	29,56fg
7 ^a	44,21defg	31,55efgh	11,42d	1,79def	30,62ef	30,30gh	28,76g
8 ^a	50,97bc	32,61efg	11,91cd	1,77ef	29,60f	29,26h	28,63g
9 ^a	45,14def	27,96hi	9,40def	1,91cde	31,13e	30,10gh	29,62fg
10 ^a	41,68fgh	29,33ghi	10,17de	1,89cde	30,88e	30,60g	28,94g
11 ^a	42,71efgh	29,73ghi	8,18ef	2,35b	31,61de	29,84gh	29,46fg
12 ^a	39,23h	28,49hi	7,55ef	2,44b	31,34de	30,71fg	29,50fg
13 ^a	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 CO₂. 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 et al. (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 orgânicos municipais e fezes animais nas proporções de 40% e 60%, com dois tipos de granulometria 1 cm e 0,2 cm. 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.

3.1.2.6. 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.

Tratamento	STV	R ²	C/N	R ²
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
Valores médios	STV=9,5e^{-0,0086t}	0,8959	C/N=18,9e^{-0,0108t}	0,9635

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.

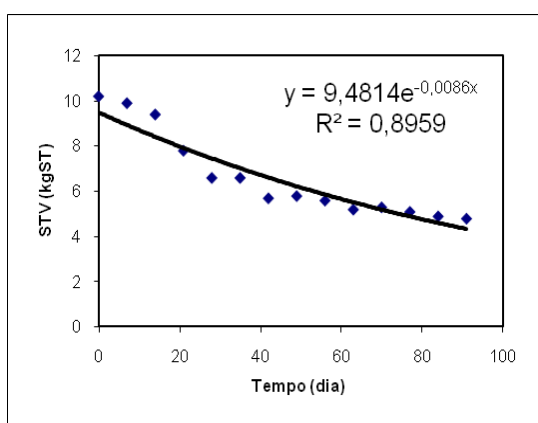


Figura 3.25. Equação geral de biodegradação de STV no período de 91 dias de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

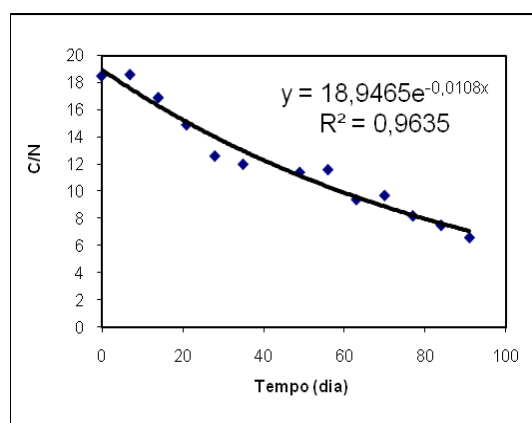


Figura 3.26. Equação geral de regressão de C/N no período de 91 dias de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

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.

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.

3.1.2.7. 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 atividade biológica, temperatura, estabilidade e qualidade sanitária, constatou-se que a co-compostagem pode ser dividida em cinco fases (Quadro 3.01, Tabela 3.22).

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.

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

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.

A avaliação da qualidade sanitária, de acordo com a concentração de ovos de helmintos, tomou por base a classificação de bio-sólidos 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.

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
Helmintos (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.

3.1.2.8. 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, caça, 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.

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
Média	50,00	27,03	20,68	76,50	3,61	13,37	2,74	10,14
Dp.	0,00	1,08	0,02	1,62	0,03	2,74	0,02	1,81

Dp.: Desvio padrão *Peneiras de 2 mm e de 4 mm.

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.

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.

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
Média	50,00	22,14	10,23	27,03	17,73	4,82	54,06	80,15	47,50
Dp.	0,00	0,44	0,86	1,08	0,68	0,26	2,15	4,53	6,54

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

3.1.2.9. 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 et al., 1994). As sementes de agrião são as indicadas para esses testes (Korner, 2008; Banegas et al., 2007; Lu et al., 2008, Aslam et al., 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_s) obtido a partir da Equação 2.07 adaptada de Tam et al. (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).

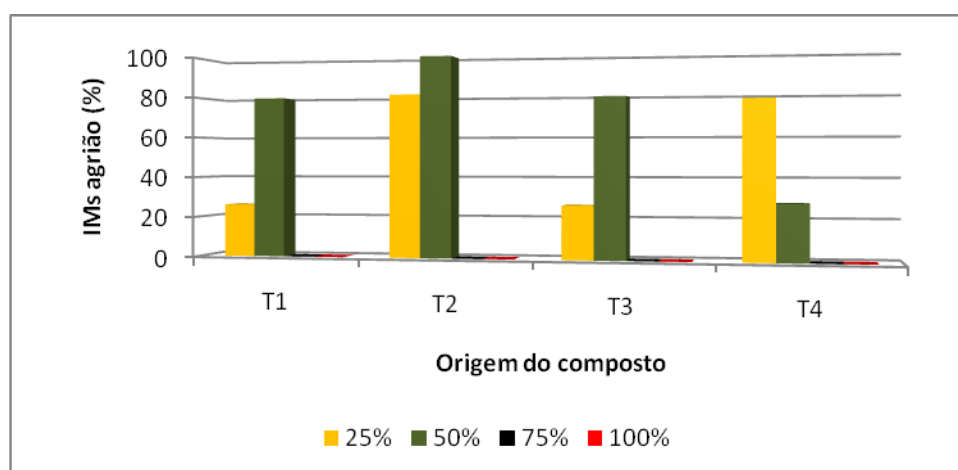


Figura 3.27. Valores médios relativos aos índices de massa seca de agrião obtidos no teste biológico aplicado aos compostos resultantes dos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

As sementes de tomateiro também são recomendadas para os testes de maturidade e de fitotoxicidade (LEVY et al., 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.

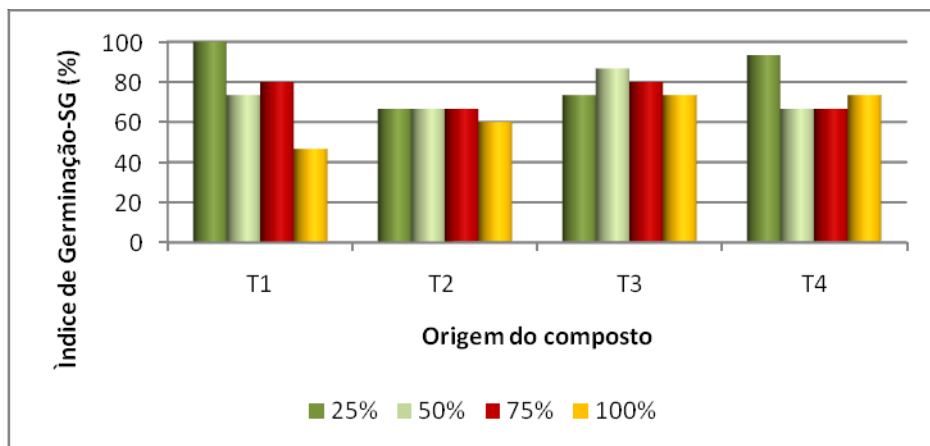


Figura 3.28. Valores médios dos índices de sementes germinados (SG) no teste biológico com tomateiro para diferentes doses de compostos resultantes dos tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

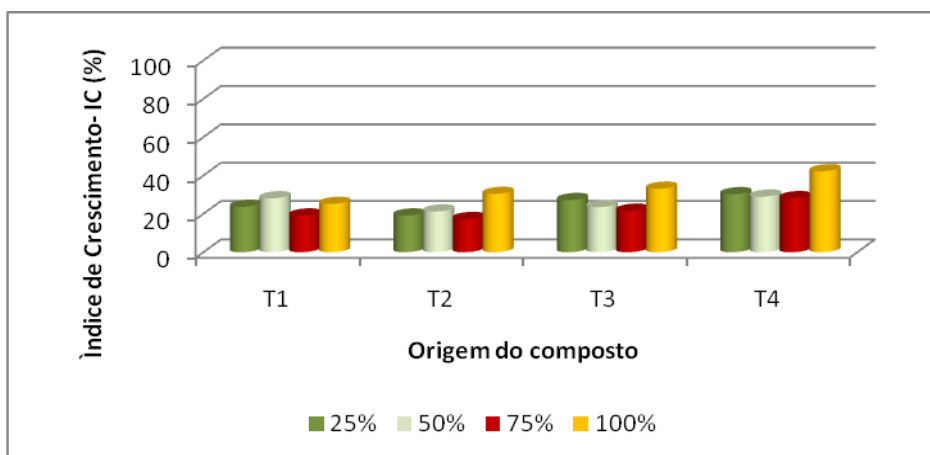


Figura 3.29. Valores médios dos índices de crescimento no teste de teste biológico com tomateiro para diferentes doses de compostos resultantes dos tratamentos de co-compostagem de lodos de tanques sépticos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares. Campina Grande-PB. Fonte: autora.

Não foram observados efeitos fitotóxicos associados à fração de 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.

3.1.2.10. 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).

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.

Parâmetros	T1	T2	T3	T4	Faixa ótima ⁽¹⁾
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 ₄ ⁺ (%ST)	0,1	0,2	0,3	0,2	0,0
NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻ (%ST)	1,0	1,0	0,7	0,4	NE
Helminthos (ovos viáveis/gST)	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,25
C. termotolerantes (NMP/gST)	0,8 x10 ³	3,0x10 ³	18,9x10 ³	25,3x10 ³	<10 ³

NE: não específica. T1- 00% de lodos; T2- 10% de lodos; T3- 20% de lodos; T4- 30% de lodos. Instrução Normativa nº 23, de agosto de 2005 (BRASIL, 2005).

A baixa concentração de NH₄⁺ (Tabela 3.25) confirma que os compostos atingiram a estabilidade. Os menores valores de NO₂⁻+NO₃⁻ 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).

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 (<10³NMP/gST) podem ser assim classificados. Os compostos originados dos tratamentos 2, 3 e 4 enquadram-se na classe B (<10⁶ 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 10² a 10⁶ (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 & 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 sólidos 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 equino 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.

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
Média	1,2	0,3	1,6	1,5	0,4	2,1

Dp.	0,1	0,0	0,1	0,3	0,1	0,5
T5	0,1	0,6	0,3	0,3	0,2	0,8
Faixa indicada (BRASIL, 2005)	>1,00	>1,50	>1,60	>1,00	>1,00	>1,00

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 do 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.

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
Média	6,4	0,2	1,2	0,5
Dp	1,3	0,1	0,3	0,2
T5	0,1	0,1	0,8	0,1
Faixa indicada (BRASIL, 2005)	>0,2	>0,03	> 0,1	>0,1

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.

Origem do Composto	Metais pesados (mg/kgST)
--------------------	--------------------------

	Pb	Cd	Cr	Cu
T1	173,3	1,6	34,8	31,9
T2	166,2	0,5	33,5	38,4
T3	209,6	0,1	30,4	73,9
T4	253,2	5,5	53,8	59,4
Média	200,6	1,9	38,1	50,9
Dp	39,9	2,5	10,6	19,3
T5	227,2	0,0	1,6	5,7
Limite de metais pesados (Brasil, 2006a)	300	39	1000	1500

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.

3.1.2.11. 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.

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.

Correlação Super Forte ($r=0,90-1,00$)		Tipo
Teor de umidade	C/N	Positiva
STV	C/N	Positiva
COT	C/N	Positiva
Helminhos	Temperatura	Positiva
Temperatura	STV	Positiva
Temperatura	C/N	Positiva
Correlação Forte ($r=0,70-0,89$)		Tipo

Teor de umidade	STV	Positiva
STV	NTK	Positiva
COT	NTK	Negativa
NTK	C/N	Negativa
Helminetos	Teor de umidade	Positiva
Helminetos	STV	Positiva
Helminetos	C/N	Positiva
Helminetos	pH	Negativa
Correlação Moderada (r=0,40-0,69)		Tipo
Helminetos	Mesoinvertebrados	Negativa
Mesoinvertebrados	pH	Positiva
STV	Mesoinvertebrados	Positiva
Temperatura	Teor de umidade	Positiva
Temperatura	pH	Negativa

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 mesoinvertebrados é reduzida. A correlação negativa averiguada entre ovos de helmintos e mesoinvertebrados indica a relação de predatismo que acontece durante a co-compostagem.

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 dela: 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 (Aet al., 2008; Sorrentino et al., 2005; Zakrzewski, 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. 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 organizados 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 corresponsabilidade para o alcance da melhoria da qualidade de vida, bem como, a importância de contribuir para o desenvolvimento de tecnologia aplicada ao semiárido.

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 infraestrutura 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 semiárido, 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 & Eddy, 2003; Carrington, 2001; Vilee et al., 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 municípios do semiárido 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.

3.3.2.1. 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 et al. (2007), Hoornweg et al. (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 et al. 2008; Mohee et al., 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 consequentemente, 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 teores 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 et al. (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 frequência do reviramento é um dos procedimentos de controle que deve ocorrer durante todo o processo de co-compostagem, independentemente das fases. A frequência 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 semiárida, o reviramento periódico evitará também a perda excessiva de umidade por evaporação na camada superior do substrato.

Não há consenso entre os pesquisadores, em relação à frequência de reviramentos. São sugeridos reviramentos semanais (Brewer et al., 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 et al., 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 et al. (2004) e Brewer et al. (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.

3.3.2.2. 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.

3.3.2.3. 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 semiárido paraibano requer fiscalização, monitoramento e gerenciamento adequado, visando evitar a acumulação de metais pesados nos solos do semiárido 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 et al., 2007; Smith et al., 2004; Brewer et al., 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_4), um dos gases causadores do efeito estufa e com potencial 21 vezes mais poluente do que dióxido de carbono (CO_2), 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 inclusa 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 semiárido 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 a 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 corresponsabilidade. 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 et al. (2008), Sorrentino et al. (2005), Tristão (2005), Zakrzewski (2004) e Loureiro (2004) constituiu instrumento ao alcance dos princípios da corresponsabilidade e coparticipação, 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 et al. (2006); Smith (2006); Sato et al. (2005); Sorrentino et al. (2005); Tristão (2005); Morin et al. (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 semiárido 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 corresponsabilidade e de coparticipação.

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 *Hymenolepsis nana* e *Taenia solium* foram registrados apenas nos lodos produzidos no tanque séptico de Caraúbas, indicando diferentes prevalências de parasitoses em cada comunidade.

A concentração de ovos de helmintos nos resíduos sólidos 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 nesses resíduos foram: *Ancylostoma sp.*, *Enterobius vermiculares*, *Fasciola hepática* 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 sólidos orgânicos.

A identificação de ovos de *Fasciola hepática* em lodos dos tanques sépticos coletivos e nos resíduos sólidos 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 (<10³NMP/gST). Os demais enquadram-se em biossólidos classe B (<10⁶NMP/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 fitotóxicos associados à fração de 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 de 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 sólidos 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 a 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, os lodos, 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 negativos decorrentes da falta de gestão de lodos de tanques sépticos e de resíduos sólidos orgânicos, especialmente os domiciliares.

RECOMENDAÇÕES

Avaliar a aplicação dos biossólidos produzidos em culturas endêmicas e/ou adaptadas à região semiárida 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 semiárido paraibano.

Analisar a aplicação da co-compostagem de lodos de tanques sépticos coletivos com resíduos sólidos orgânicos domiciliares em escala real, visando identificar os impactos negativos e positivos de ordem ambiental, social, econômico, sanitário, educacional e cultural para os municípios de pequeno e médio portes situados na região semiárida.

Estudar diferentes frequências de reviramentos e diferentes estruturantes para adequar a tecnologia de co-compostagem às condições socioambientais municípios do semiárido, 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.

REFERÊNCIAS

- Abilio FP, Watanabe T (1998). Ocorrência de *Lymnaea columella* (Gastropoda: Lymnaeidae), hospedeiro intermediário da Fasciola hepática, 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.
- ABNT (1993). NBR 7229/93; Projeto, construção e operação de tanques sépticos. Rio de Janeiro-RJ: Associação Brasileira de Normas e Técnicas, 15p.
- ABNT (1982). NBR 7229/82; Construção e instalação de fossas sépticas e disposição final de efluentes. Rio de Janeiro-RJ: ABNT, 37p.
- Abrão ALABM et al. (2006). 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 BK et al. (2008). Characterization of food waste and bulking agents for composting. Waste Management. 28: 795-804.
- Agustina TE et al. (2008). Treatment of winery wastewater using a photocatalytic/photolytic reactor. Chemical Engineering Journal, 135(1-2): 151-156.
- Agustini D, Onofre SB (2007). 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, 1(1 e 2): 82-95.
- Aisse MM et al (1999). Tratamento e destino final do lodo gerado em reatores anaeróbios. In CAMPOS, J. R. (Org). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro-RJ: ABES, 435 p. (Projeto PROSAB)
- Ahn K et al. (2001). Ozonation of wastewater sludge for reduction and recycling. In Specialised Conference on Sludge Management and Disposal. Anais. Acapulco, México: IWA- International Water Association, 101-108: 25-27.
- Além Sobrinho P (2002). Tratamento de esgoto e geração de lodo. In Tsutya MT et al. Biossólidos na Agricultura. Jaboticabal-SP: ABES, Escola Politécnica-USP, UNESP Jaboticabal, 468p.
- Além Sobrinho P, Kato MT (1999). Análise crítica do uso de processo anaeróbio para o tratamento de esgotos sanitários. In Campos JR. (Coord). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro-RJ: PROSAB. 464p.
- Almeida LP, Costa-Cruz JM (1988). Incidência de enteroparasitas em habitantes do município de Araguari, Minas Gerais. Revista do Centro de Ciências Biomédicas da Universidade Federal de Uberlândia, 4: 9-17.
- Alencar AF (2005). 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 JR et al. (2003). Parasitoses intestinais em região semi-árida do Nordeste do Brasil: resultados preliminares destinos das prevalências esperadas. *Caderno de Saúde Pública*, 19(2): 667-670.
- Amaral MCS et al. (2008). Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviado de aterros sanitários. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 13(1): 38-45.
- Amir S et al. (2008). Microbial community dynamics during composting of sewage sludge and straw studied through phospholipid and lipid analysis. *Journal of Hazardous Materials*.
- Andraus S et al. (2001). Agentes patogênicos: bactérias entéricas. In Andreoli CV et al. (Org.) 2ªed. *Reciclagem de biossólidos; transformando problemas em soluções*. Curitiba-PR: SANEPAR, FINEP. 288p.
- Andreadakis D et al. (2001). 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, 448-456.
- Andrade Neto CO, Campos JR (1999). Introdução. In Campos JR (Coord). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbios e disposição controlada*. Rio de Janeiro-RJ: ABES. 464p. (PROSAB)
- Andrade Neto CO et al. (2000). 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, 813-822.
- Andreoli CV (2006). *Biossólidos; Alternativas de uso de resíduos do saneamento*. Rio de Janeiro-RJ: ABES, 417p. (PROSAB)
- Andreoli CV, Pinto MAT (2001). Introdução. In Andreoli CV (Coord.). *Resíduos sólidos do saneamento; processamento, reciclagem e disposição final*. Rio de Janeiro-RJ: RIMA/ABES (PROSAB), 282p.
- Andreoli CV et al. (2001). *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*. V. 6. Belo Horizonte-MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFGM, SANEPAR, 2001. 484p. (Coleção Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias).
- Arlabosse P et al. (2005). Drying of municipal sewage sludge; from a laboratory scale batch indirect dryer to the paddle dryer. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 22(2): 227-232.
- American Public Health Association (1998), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20ª ed. Washington D.C, 936p.
- Aquino SF, Chernicharo CAL (2005). Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse; causas e estratégias de controle. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, 10(2): 153-161.

- Araújo ASF, Monteiro RTR (2005). Plant bioassays to assess toxicity of textile sludge compost. *Scientia Agricola*, 62(3): 285-290.
- Araújo MLF, Oliveira MM (2008). Formação de professores de Biologia em Educação Ambiental; contribuições, deficiências e estratégias. *Revista Eletrônica do Mestrado de Educação Ambiental*, 20: 256-272.
- Aslam DN et al. (2008). Comparison of several maturity indicators for estimating phytotoxicity in compost-amended soil. *Waste Management*, 28: 2070-2076.
- Aslam DN, Vandergheynst JS (2008). Predicting phytotoxicity of compost-amended soil from compost stability measurements. *Environmental Engineering Science*, 25(1): 72-81.
- Assunção CDC, Cabral NRAJ (2006). 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 LMS et al. (2007). Estudo da presença de vetores em leiras de composto orgânico produzido na central de tratamento de resíduos sólido de Belo Horizonte - MG. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.
- Athayde JR GB et al. (2007). Sobre a geração de resíduos sólidos domiciliares em bairros de classe média e alta de João Pessoa-PB. *Revista de Estudos Ambientais*, 9(2):73-88.
- Banegas V et al. (2007). Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Management*, 27(10): 1317-1327.
- Barbosa GMC, Tavares Filho J (2006). Uso agrícola do lodo de esgoto: influências nas propriedades químicas e físicas do solo, produtividade e recuperação de áreas degradadas. *SEMINA: Ciências Agrárias*, 27(4): 565-580.
- Barreira LP et al. (2006). Usinas de compostagem do Estado de São Paulo: qualidade dos compostos e processos de produção. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 11(4): 385-393.
- Barrington S et al. (2002). Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses. *Bioresource Technology*, 83: 189-194.
- Barrios JA et al. (2001). 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, 54-61: 25-27.
- Barros RTV et al. (2007). Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos em municípios do Vale de Jequitinhonha (MG). In ANAIS do 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.

- Beal CD et al. (2005). Process, performance and pollution potential: a review of septic tank-soil absorption systems. *Australian Journal of Soil Research*, 43(7): 781-802.
- Benincasa MMP (1988). *Análise de crescimento de plantas; noções básicas*. Jaboticabal-SP: FCAV-UNESP, 41p.
- Bettiol W et al. (2005). Efeito do lodo de esgoto nos fluxos de gases na interface solo-atmosfera. Comunicado Técnico 32. Jaguariúna-SP: EMBRAPA, 6p.
- Bezerra LJD et al. (2005). 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, 333-338.
- Bidone FRA (2001). *Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais; eliminação e valorização*. Rio de Janeiro-RJ: RIMA, ABES. 240p.
- Bina B et al. (2004). The effects of lime stabilization on microbiological quality of sewage sludge. *Iranian Journal of Environmental Health, Science and Engineering*, 1(1): 34-38.
- Boeira RC, Maximiliano VCB (2006). Análise de nitrogênio em amostra de lodo de esgoto. Comunicado Técnico 40. Jaguariúna-SP: EMBRAPA.. 5p.
- Bolscho D, Hauenschild K (2006). From environmental education to education for sustainable development in Germany. *Environmental Education Research*, 12(1): 7-18.
- Borges KL (2005). 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.
- Borja et al. (2007). Tecnologia de sistemas condominiais em cidades de diferentes portes. In ANAIS do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte - MG: ABES.
- Bounds TR (1997). Design and performance of septic tanks. In Bedinger MS et al. Site characterization and design of on site septic systems. STP 1324. Philadelphia: American Society for Testing and Materials, 301p.
- BRASIL (2008). III Conferência Nacional de Meio Ambiente; Mudanças Climáticas. Texto Base Consolidado. Brasília-DF: Ministério do Meio Ambiente, 200p.
- BRASIL (2008a). 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>.
- BRASIL (2007). Atlas das áreas susceptíveis à desertificação do Brasil. Brasília-DF: Ministério do Meio Ambiente.
- BRASIL (2007a). Contagem da População 2007. Brasília-DF: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão- IBGE; publicado no Jornal Oficial da União em 05/10/2007a

- BRASIL (2008). PNAD – Pesquisa nacional por amostra de domicílios. 2006. <http://www.pnud.org.br/saneamento>. Acesso em 17 de abril de 2008
- BRASIL (2006a). 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.
- BRASIL (2006b). Resolução 380/2006 do CONAMA. Retifica a Resolução 375/06. Brasília-DF: CONAMA.
- BRASIL (2005). Instrução Normativa N° 23 de 31 de agosto de 2005. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Brasília-DF: Diário Oficial da União, Seção 1.
- BRASIL (2004). Indicadores de desenvolvimento sustentável; Saneamento ambiental. Brasília: Ministério das Cidades.
- BRASIL (2002). Agenda 21 Brasileira. Brasília- DF: Ministério do Meio Ambiente.
- BRASIL (2001). Resolução 275/2001 do CONAMA. Estabelece código de cores para diferentes coletores e transportadores. Brasília-DF: CONAMA.
- BRASIL (1988). Constituição Federal; Artigo 225. Brasília/DF.
- BRASIL (1981). Política Nacional de Meio Ambiente. LEI N° 6.938, de 31 de agosto de 1981. Brasília/DF.
- Brewer LJ, Sullivan DM (2003). Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. *Composted Science & Utilization*, 11(2): 96-112.
- Brito ALF et al. (2002). Codisposição de resíduos sólidos de curtume. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.7, n.3, Rio de Janeiro-RJ: ABES, 144-150.
- Britto JR AOS et al. (2007). Microrganismos que atuam no processo de compostagem. In 24° Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.
- Bustamante MA et al. (2008). Co-composting of distillery wastes with animal manures: carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. *Chemosphere*, 72(4): 551-557.
- Cabaceiras (2005). Dossiê de Ambiência. Prefeitura Municipal de Cabaceiras- PB, 99p.
- Caldeira MVW et al. (2008). Composto orgânico na produção de mudas de aroeira-vermelha. *Scientia Agraria*, 9(1): 23-33.
- Cali (2005). Bloque 7. Manejo de lodo; Model conceptual de seleccion de tecnologia para el control de la contaminacion por águas residuales domesticas. Cali: IDEAM-CINARA-UTP.
- Callaghan FJ et al. (2002). Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure. *Biomassa e Bioenergy*, 27: 71-77.
- Calijuri ML et al. (2007). Identificação de áreas alternativas para disposição de resíduos sólidos na região do baixo ribeira no Iguapé-SP. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 12(3): 335-342.

- Campos PC (2006). Meio ambiente; a sustentabilidade passa pela educação (em todos os níveis, inclusive pela mídia). *Revista em Questão*. Porto Alegre-RS, 12(2): 387-419.
- Campos ACA et al. (2007). Caracterização de resíduos sólidos de Feira de Santana – Bahia. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Belo Horizonte - MG: ABES.
- Castaldi P et al. (2005). Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity. *Waste Management*, 25(2): 209-213.
- Castilho JR AB (2003). Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Florianópolis-SC: PROSAB, 280p.
- Carvalho ICM (2005). 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. 232p.
- Carvalho IMM, Almeida PH (2003). Família e Proteção Social. São Paulo-SP: *Revista Perspectiva*, 17(2): 109-122.
- Carneiro PF et al. (2007). Análise da relação entre as características físicas dos resíduos sólidos domiciliares (SD) e o padrão socioeconômico dos municípios de Belém e Ananindeua- Pará. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Belo Horizonte - MG: ABES.
- Carrizo JR, Biondi GF (2008). Levantamento de ovos de helmintos em lodo de esgoto oriundo de Campo Grande (MS) após tratamento anaeróbio. *Ciência Animal Brasileira*, 9(1): 207-211.
- Carrington EG (2001). Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction. Final Report. Luxembourg: European Communities. september, 44p.
- Cavalcante FL et al. (2008). 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.
- Chagas WF. 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 JB et al. (2004). Thermal drying of wastewater sludge with crack formation. *Water Science and Technology*, 50(9): 177-182.
- Chernicharo CAL (2001). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios - aspectos metodológicos. 1ª ed. Belo Horizonte-MG: FINEP, 107p.
- Chernicharo CAL (1997). Reatores anaeróbios. Belo Horizonte-MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFMG, 246p.

- Chernicharo CAL; Zerbini AM (2001). 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.
- Chernicharo CA, Sousa VP (2006). 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, 109-144.
- Chueiri WA et al. (2007). Lodo de esgoto e fertilizante mineral sobre parâmetros do solo e de plantas de trigo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 11(5): 502-508.
- ONU (1992). Conferência Das Nações Unidas Sobre Meio Ambiente E Desenvolvimento (CNUMAD). Agenda 21 Global. Rio de Janeiro.
- Correa RS et al. (2007). Produção de bio sólidos agrícola por meio da compostagem e vermicompostagem de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 11(4): 420-426.
- Correa RS et al. (2005). Biosolids on their ness to yield ryegrass based on their nitrogen content. *Scientia Agrícola*, 62(3): 274-280.
- Cunha-Queda AC et al. (2007). Study of biochemical and microbiological parameters during composting of pine and eucalyptus bark. *Bioresource Technology*, 98: 3213-3220.
- Cussiol NAM et al. (2007). Resíduos sólidos urbanos e risco biológico. In ANAIS do 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.
- Daryani A et al. (2008). Prevalence of intestinal in vegetables consumed in Ardabil, Iran. *Food Control*, 19(8): 790-794.
- Deschamps C et al. (1999). Aspectos agrônômicos. In Andreoli CV et al. (ORGS). *Reciclagem de bio sólidos; transformando problemas em soluções*. Curitiba-PR: SANEPAR, FINEP, 181-192.
- Dias SMF (2003). 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.
- Dollar LH (2005). 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*, 23(3): 209-221.
- Duarte ER et al. (2008). Análise da contaminação parasitária em compostos orgânicos produzidos com bio sólidos de esgotos doméstico e resíduos agropecuários. *Ciência Rural*, 38(5): 1279 -1285.
- Ecott ME (2008). *Ascaris lumbricoides*; a review of its epidemiology and relationship to other infections. *Annales Nestlé. Institute of Parasitology*, 66(1): 7-22.

- EEC- EEA-European Environmental Agency(2008). Council Directive 91/692/EEC; Comissão Europeia (2001): In <http://www.ec.europa.eu/environment/waste/sludge>. Acesso em 12 de junho de 2008
- EEC- EEA-European Environmental Agency (2003). 1882/2003/EC In <http://www.ec.europa.eu/environment/waste/sludge>. Acesso em 12 de junho de 2008
- EEC- EEA-European Environmental Agency (2003). 807/2003/ In <http://www.ec.europa.eu/environment/waste/sludge>. Acesso em 12 de junho de 2008
- EEC- EEA-European Environmental Agency (2001). Council Directive 86/278/EEC; Comissão Europeia: In <http://www.ec.europa.eu/environment/waste/sludge>. Acesso em 12 de junho de 2008
- Elango D et al. (2007). Biogas from municipal solid waste with domestic sewage. *Journal of Hazardous Materials*, 141(1): 301-304.
- El-Fadel M et al. (2002). Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with organic and moisture content. *Waste Management*, 22: 269-282.
- Esteban JG et al. (2003). Hyperendemic fascioliasis associated with schistosomiasis in villages in the Nile Delta of Egypt. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* 69(4): 429-437.
- EUROPEAN UNION (2000). Working document on sludge (3rd draft). ENV.E.3/LM, Brussels.
- Fang M et al. (1998). Changes in biological parameters during co-composting of sewage sludge and coal ash residues. *Bioresource Technology*, 64: 55-61.
- Faustino R et al. (2005). Lodo de esgoto como substrato para produção de mudas de *Senna siamea lam*. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 9: 278-282.
- Feachem RG et al. (1983). Sanitation and disease and Health aspects of excretas and wastewater management. Washington/USA: The International Bank for Reconstruction and Development / The World Bank. 501p.
- Ferreira RH et al. (2007). Caracterização física dos resíduos sólidos domésticos da cidade de Itabira (MG). In 24^o Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Belo Horizonte - MG: ABES.
- Figueiredo FF (2006). Esboço histórico da destinação final dos resíduos do lixo em Natal-RN, Brasil, período 1920 a 2003. *Revista Eletrônica de Geografia y Ciencias Sociales*, 10(218): 741-798.
- Fonseca E, Lira FF (2007). A realidade sobre os resíduos sólidos urbanos no estado da Paraíba. In 24^o Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Belo Horizonte - MG: ABES.
- Freitas CM et al. (2006). 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 FRC (2006). 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 et al. (2006). Analisis comparativo de dos técnicas de digestión para la determinación de metales pesados em lodos residuales. *Multiciências*, 6(3): 234-243.
- Gaspard P, Schwartzbrod (2001). 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.
- Gadotti M (2007). 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, 207p.
- Gallizzi K (2003). Co-composting reduce eggs in fecal sludge; a field study in Kumasi, Ghana. Switzerland: SANDEC. 46p
- Gea T et al. (2007). Co-composting of sewage sludge: fats mixture and characteristics of the lipases involved. *Biochemical Engineering Journal*, 33(.3): 273-273.
- Gerba CP (2001). 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.
- Ghini R, Leoni C (2005). Uso de lodo de esgoto para indução de supressividade de solos a *Phytophthora nicotianae* em citros. Circular Técnica 10. Jaguariúna-SP: EMBRAPA. 5p.
- Gohn MG (2004). Empoderamento e participação da comunidade em políticas sociais. *Revista Saúde e Sociedade*, 13(12): 20-31.
- Gomes SBV et al. (2007). Produtividade e composição mineral de plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 11(5): 459-465.
- Gomes JJA et al. (2008). Composição química do composto orgânico preparado com esterco de equino e leucena. (*Leucaena leucocephala Lam de Wit*). *Revista Brasileira de Agroecologia*, 3(1): 71-77.
- Gomez Palacios JM et al. (2001). European policy on biodegradable waste: a management perspective. Anais. Acapulco, México: IWA- International Water Association, 21-27.
- Gonçet al. (2001). Remoção da umidade de lodos de esgotos. In Andreoli CV et al. *Lodo de esgotos; tratamento e disposição*. Belo Horizonte-MG: DESA/UFMG, SANEPAR, 484p. (Princípios do tratamento biológicos de águas residuárias, 6).
- Goyal S et al. (2005). Chemical and biological changes during composting of different organic waste and assessment of compost maturity. *Bioresource Technology*, 96(14): 1584-1591.

- Guedes MC et al. (2006). Propriedades químicas do solo e nutrição do eucalipto em função da aplicação de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 30(2): 267-280..
- Guimarães AM et al. (2003). Frequência de enteroparasitas em amostras de alfaces (*Lactuca sativa*) comercializadas em Lavras, Minas Gerais. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 36(5): 621-623.
- Guimarães M (2000). Educação ambiental; no consenso um embate? Campinas-SP: Papyrus. 94p. (Coleção Papyrus Educação)
- Gutierrez LACL et al. (2006). 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.
- Gutierrez EC et al. (2001). Sewage sludge application to increase soil fertility. In Specialised Conference on Sludge Management and Disposal. Acapulco, México: IWA- International Water Association. Anais. 25-27: 434-439.
- Hachicha S et al. (2008). Biological activity during co-composting of sludge issued from the OMW evaporation ponds with poultry manure-physico-chemical organic matter. *Journal of Hazardous Materials*.
- Hannequart J et al. (2005). Gestão dos resíduos domésticos biodegradáveis; que perspectivas para as autoridades locais Europeias? Bruxelas: Association Cities Regions Pour Recyclage et La Gestion Durable de Resources.
- Harden HS et al. (2008). Evaluation of onsite sewage treatment and disposal systems in shallow karst terrain. *Water Research*, 42(10-11): 2585-2595.
- Hargreaves JC et al. (2008). A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 123: 1-14
- Haug TR (1993). *The practical handbook of compost engineering*. United States of America: Lewis Publishers. 717p.
- Hayes P (2004). expanding the potential of in-vessel cocomposting. *Biocycle*, 45(8): 38-42.
- Heller L, Nascimento NO (2005). Pesquisa e desenvolvimento na área de saneamento no Brasil e tendências. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 10(1): 24-35.
- Higaskino CEK et al. (2000). Determinação de coliformes fecais em amostras de lodo de esgoto por fermentação em tubos múltiplos. In Andreoli CV, Bonnet BRP (Coord). *Manual de Métodos para Análises Microbiológicas e Parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto*. Curitiba-PR: SANEPAR, PROSAB. 86p.

- Hoffmeister D (2002). 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.
- Hoornweg D et al. (2000). Composting and its applicability in developing countries. Urban Waste Management. Working paper séries. Washington D.C: The World Bank. March, 46 p.
- Imhoff KI, Imhoff KR (2002). *Manual de tratamento de águas residuárias*. São Paulo/SP: Edgard Blucher Ltda, 301 p. (3ª reimpressão)
- Ingallinella AM et al. (2001). 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: 39-46.
- Ingunza MDPD et al. (2006). 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, 417p. (Biossólidos, PROSAB)
- Iwebue CMA et al. (2007). Fractionation, characterization and speciation of heavy metals in compost and composto-amended soils. African Journal of Biotechnology, 6(2): 67-78.
- IWMI & SANDEC (2002). 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 PR (2005). Educação Ambiental: o desafio da construção de um pensamento crítico, complexo e reflexivo. Revista Educação e Pesquisa, 31(2): 233-250.
- Jamwal P et al. (2008). Efficiency evaluation of sewage treatment plants with different technologies in Delhi (India). Environmental Monitoring and Assessment. On line. <http://www.springerlink.com>. Acesso em 10 de agosto de 2008
- Jiménez B et al. (2001). 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: 526-533.
- Jimenez-Dominguez B (1994). Investigación ante acción participante: una dimensión desconocida. [Pesquisa-ação participante: una dimensión desconhecida]. Em Montero, M. (coord) Psicología social comunitária. Guadalajara, México: Universidad de Guadalajara, 103-137.
- Kalamdhad AS, Kazmi AA (2008). Mixed organic waste composting using rotary drum composter. International Journal of Environment and Waste Management, 2(1-2): 24-36.
- Kiehl EJ (1998). Manual de compostagem; maturação e qualidade do composto. Piracicaba-SP: USP. 171p.

- Kitamura AE et al. (2008). Recuperação de um solo degradado com a aplicação de adubos verdes e lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32(1): 405-416.
- Koné D et al. (2007). Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. *Water Research*, 41: 4397- 4402.
- Koné,D, Strauss M (2004). 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 et al. (2001). 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 (2008). Nitrogen- a harmful or a value-added compost property? Congresso International: Proceedings of the International Congress, CODIS; Compost and Digestate: sustainability, benefits, impacts for environment and for plant production. Anais. February 27-29, Solothurn, Switzerland.
- Kranert M et al. (2008). Compost from sewage sludge; a product with quality assurance system. *Water Practice & Technology*. IWA Publishing.
- Kumar S et al. (2007). Composting of municipal solid waste through chemical pretreatment. *International Journal of Environmental Technology and Management*, 7(3-4): 298-303.
- Lacerda JR VJA (2007). Incorporação da Educação Ambiental ao processo de formação continuada de professores para educação profissional. *Revista Eletrônica do Mestrado de Educação Ambienta*, 19: 181-190.
- Lange LC, Cussiol NAM (2007). 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, 43-71.
- Lara AI et al. (2001). Avaliação dos impactos ambientais da disposição final do lodo. In Andreoli CV et al. *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*. Belo Horizonte-MG: DESA/UFMG, SANEPAR, 265-483.
- Lasaridi KE, Stentiford EI (1998). Biological parameters for compost stability assessment and process evaluation. *Acta Horticulturae*. International Society for Horticultural Science, 469: 119-128.
- Leff E (2001). *Epistemologia ambiental*. São Paulo-SP: Cortez, 240p.

- Leitão VPM et al. (2008). 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.
- Leite BZ et al. (2006). Lodo de decanto-digestores. In Andreoli CV (Org). Alternativas de uso de resíduos de saneamento. Rio de Janeiro-RJ: ABES, 361p.
- Leite VD et al. (2007). 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 VD et al. (2006). 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 ER, Mota S (2007). Estudo de caracterização física dos resíduos sólidos com características domiciliar e comercial de Fortaleza-CE. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007
- Levy JS, Taylor BR (2003). Effects of pulp mill solids and three composts on early growth of tomatoes. *Bioresource Technology*, 89(3): 297-305.
- Lemainski J, Silva JE (2006). Avaliação agrônômica e econômica da aplicação de bio-sólido na produção de soja. *Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 41(10): 1477-1484.
- Liang C et al. (2003). The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresource Technology*, 86(2): 131-137.
- Lira ACS et al. (2008). 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
- Lha et al. (2004). Cocomposting separated MSW and poultry manure in Marocco. *Compost Science & Utilization*, 12(2): 137-144.
- Lobo TF, Grassi Filho H (2007). Níveis de lodo de esgoto na produtividade do girassol. *Revista de La Ciencia Del Suelo y Nutrición Vegetal*, 7(3): 16-25.
- Lopes JC et al. (2005). Produção de alface com doses de lodo de esgoto. *Revista Horticultura Brasileira*, 23(1): 143-147.
- Lopez DAR et al. (2007). Comparação de cenário de gerenciamento de lixo urbano em Santa Cruz do Sul-RS por meio do inventário de ciclo de vida. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.
- Lotto MC, Valarini PJ (2007). 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*, 2(2): 1625-1627.

- Loureiro CF (2004). Educar, participar e transformar em educação ambiental. *Revista Brasileira de Educação Ambiental*. n. zero, Brasília, 13-20.
- Loureiro DC et al. (2007). Compostagem e vermicompostagem de resíduos domiciliares com esterco bovino para a produção de insumo orgânico. *Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 42(7): 1043-1048.
- Lourenço EDS et al. (2006). 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 KS, Siegrist RL (2008). Controlled field experiment for performance evaluation of septic tank effluent treatment during soil infiltration. *Journal Environmental Engineering*, 134(2): 93-101.
- Lu LA et al. (2008). High-rate composting of barley dregs with sewage sludge in a pilot scale bioreactor. *Bioresource Technology*, 99(7): 2210-2217.
- Lu W, Wang H (2008). Role of rural solid waste management in non-point source pollution control of Dianchi Lake Catchments, China. *Journal Frontier Environmental Science & Engineering in China*, 2(1): 15-23.
- Machado IP et al. (2007). Análise quantitativa da composição de resíduos domiciliares em cidades brasileiras. In 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Belo Horizonte.
- Machado MFS et al. (2004) Produção brasileira de lodos de esgotos. *Sanare*, 22: 66-74.
- Magalhães MA et al. (2006). Compostagem de bagaço de cana-de-açúcar triturado utilizado como filtrante de águas residuária suinocultura. *Revista de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 10(2): 466-471.
- Mahmoud N et al. (2008). Adapting UASB technology for sewage treatment in Palestine and Jordan. *Water Science Technology*, 57(3): 361-366.
- Mallmann LS et al. (2007). Biodegradação de lodo têxtil codisposto com Capim napier e água residuária da suinocultura. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Belo Horizonte - MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007.
- Malta TS (2001). 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. 68p.
- Mancini SD et al. (2007). Avaliação da umidade presente na matéria orgânica e nos papéis descartados em aterros e suas implicações para reciclagem. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Belo Horizonte-MG: ABES. 02 a 07 de setembro de 2007

- Mancini SD et al. (2006). Compostagem aeróbia: diferença de resultados na relação carbono/nitrogênio a partir de matéria-prima pré e pós- disposição final. In VIII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Fortaleza-CE.
- Maragno ES et al. (2007). O uso da serragem no processo de minicompostagem. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 12(4): 355-360.
- Marconi MA, Lakatos EM (1999). *Técnicas de Pesquisa*. 4ª ed. São Paulo: Atlas S/A, 261p.
- Marques M, Hogland W (2002). Processo descentralizado de compostagem em pequena escala e resíduos orgânicos domiciliares em áreas urbanas. In XXVIII Inter-american Congresso of Sanitary and Environmental Engineering. Anais. Cancun, Quintana Roo, Mexico: AIDIS.
- Marques ALP, Nascimento N (2001). O tratamento biológico dos resíduos domiciliares orgânicos. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 6(1): .41-46.
- Martins G et al. (2002). Impactos do Saneamento Básico na saúde da população de Itapetininga-SP de 1980 a 1997. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 7(3): 161-188.
- Massoud MA et al. (2008). Decentralized approaches to wastewater treatment and management applicability in developing countries. *Journal of Environmental Management*, 90(1): 652-659.
- Mattei G, Escosteguy PAV (2007). Composição gravimétrica de resíduos aterrados. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 12(3): 247-251.
- Matos AT et al. (1998). 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, 199-203.
- Matos AT et al. (2008). Viabilidade do aproveitamento agrícola de percolados de resíduos sólidos urbanos. *Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental*, 12(4): 435-440.
- Maunoir S et al. (2007). Small wastewater treatment plants in mountain áreas; combination of septic tank and biological filter. *Water Science e Technology*, 56(10): 65-71.
- McLeod F, Cherret T (2008). Quantifying the transport impacts of domestic waste collection strategies. *Waste Management*, 28: 2271-2278.
- Melo LAS, Santos AEV (2006). Efeitos de doses de lodo de esgoto na população da Broca-de-Bananeira. Comunicado Técnico 34. Jaguariúna-SP: EMBRAPA. 4p.
- Metcalf EE (2003). *Wastewater engineer treatment disposal, reuse*. 4ªed. New York: McGRaw- Hill Book, 1729p.
- Mexico (2002). NOM-004-ECOL-2001; Proteccion ambiental; lodos y biosolids; especificaciones y limites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. México D.F: Diário oficial de La Federación. 18 de febrero de 2002.
- Meyer KB et al. (1978). Recovery of Ascaris eggs from sludge. *Journal of Parasitology*, 64(2): 380-383.

- Mohammad Al-Sharayah, Mahamoud N (2008). Start-up of an UASB-septic tank for community on site treatment of strong domestic sewage. *Bioresource Technology*, 99(16): 7758-7766.
- Mohee R et al. (2008). Windrow co-composting of shredded office paper and broiler litter. *International Journal of Environment and Waste Management*, 2(1-2): 3-23.
- Montangero A, Belevi H (2007). Assessing nutrient flows in septic tanks by eliciting expert judgment: a promising method in the context of developing countries. *Water Research*, 41(5): 1052-1064.
- Montangero A et al. (2000). Cuando los tanques septicos estan llenos- El desafio del manejo y tratamiento de lodos fecales. 11° Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente. Anais. Mendoza, Argentina: AIDIS Argentina, 10 al 12 de mayo de 2000
- Morin E et al. (2003). Educar para era planetária; o pensamento complexo como método de aprendizagem pelo erro e incerteza humana. São Paulo-SP: Cortez. 112p.
- Morel P, Guilhermino G (2004). Assessment of the possible phytotoxicity of a substrate using an easy and representative biotest. *Acta Horticulture*, 644: 427-423.
- Mota AVM (2005). Do lixo à cidadania. *Revista Democracia Viva*, 3(27): 3-8.
- Muga HE, Mihelcic JR (2008). Sustainability of wastewater treatment technologies. *Journal of Environmental Management*, 88(3): 437-447.
- Nascimento MBH et al. (2006). Uso de biossólido e de água residuária no crescimento e desenvolvimento da mamona. *Revista Brasileira de Oleaginosas e Fibrosas*, 10(1/2): 1001-1007.
- Neklyudov AD et al. (2008). Intensification of composting processes by aerobic microorganisms: a review. *Applied Biochemistry and Microbiology*, 44(1): 6-18.
- Neves DP (2005). *Parasitologia humana*. 11ª ed. São Paulo-SP: Atheneu, 494p.
- Neves HSM et al. (2008). Estudo da influência de compostos orgânicos no cultivo de milho. In XIII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Belém-PA: ABES.
- Nóbrega CC et al. (2007). 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 RSA et al. (2007). Utilização de biossólido no crescimento inicial de mudas de aroeira (*Schinus molle* Raddi). *Revista Árvore*, 31(2): 239-246.
- NEW SOUTH WALES (1997) 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
- Novinscak A et al. (2007). Quantification of *Salmonella spp.* in composted biosolids using a TaqMan qPCR assay. *Journal of Microbiological Methods*, 70(1): 199-126.
- Odum EP, Barrett GW (2007). *Fundamentos de Ecologia*. 5ª ed. São Paulo: Thomson Learning, 612p.

- Oenning JR A, Pawlowsky U (2007). Avaliação de tecnologias avançadas para o reúso de água em indústria metal-mecânica. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 12(3): 305-316.
- Ogunwande GA et al. (2008). O. Effects of turning frequency on composting of chicken litter in turned windrow piles. *International Agrophysics*, 22: 159-165.
- Ogunwande GA et al. (2008a). Nitrogen loss in chicken litter compost as affected by carbon to nitrogen ratio and turning frequency. *Bioresource Technology*, 99: 7495-7503.
- Oliveira AA (2004). Enteroparasitoses em populações usuárias de diferentes sistemas de abastecimento de água em Viçosa-MG. 2004. 112p. Dissertação (Mestrado). Viçosa-MG: Universidade Federal de Viçosa.
- Oliveira AA et al. (2007). Estudo da prevalência e fatores associados à fasciolose no município de Canutama, estado do Amazonas, Brasil. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, 16(4): 251-295.
- Oliveira L, Morita DM (2008). Tratabilidade de solos tropicais contaminados por resíduos de indústria de revestimentos cerâmicos. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 13(1): 97-108.
- Oliveira MC et al. (2003). 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*, 173-176.
- Oliveira R (1983). Contribuições ao estudo de tanques sépticos. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Campina Grande: UFPB. 237p.
- Paraense WL (1986). *Lymnaea columella*: two new Brazilian localities in the states of Amazonas and Bahia. *Mem. Inst.Oswaldo Cruz*, 81(3): 121-123.
- Passamani FRE et al. (2000). 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.
- Paula P et al. (2003). Contaminação microbiológica e parasitológica em alfaces (*Lactuca sativa*) de restaurantes self-service, de Niterói, RJ. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*. Uberaba-MG, 36(4): 535-537.
- Paulino RC et al. (2001). Tratamento anaeróbico de esgoto e sua eficiência na redução da viabilidade de ovos de helmintos. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 34(5): 421-428.
- Pavan P et al. (2007). Anaerobic co-digestion of sludge with other organic wastes in small wastewater treatment plants: economic considerations evaluation. *Water Science and Technology*, 56(10): 45-53.
- Pereira Neto JT (1996). Manual de compostagem; processo de baixo custo. Belo Horizonte - MG: UNICEF, UFV. 56p.

- Pereira Neto JT, Lelis MPN (2001). A contaminação biológica na compostagem. In 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. João Pessoa-PB: ABES.
- Pereira SLM et al. (2008). 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.
- Pereira SCM et al. (2007). 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.
- Picote B et al. (2001). 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, 25-27: 366-373.
- Pile E et al. (2000). Ocorrência de fasciolosis humana no município de Volta Redonda, RJ, Brasil. Revista de Saúde Pública, 34(4): 413-414.
- Pilotto JS (2004). 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.
- Pinto MT (2001). Higienização do lodo. In Andreoli CV (coordenador). Resíduos Sólidos do Saneamento: Processamento, Reciclagem e Disposição Final. Rio de Janeiro-RJ: RIMA, ABES, 282p.
- Poggiani F et al. (2006). Uso do lodo de esgoto em plantações florestais. In Andreoli CV. Alternativas de uso de resíduos do saneamento. Biossólidos. Curitiba-PR: PROSAB, 398p.
- Poggi-Varaldo HM et al. (2001). 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: 198-205.
- Polprasert C (1989). Organic waste recycling. New York: John Wiley & Sons Ltda, 357p.
- Possamai FP et al. (2007). Lixões inativos na região carbonífera de Santa Catarina; análise dos riscos à saúde pública e ao meio ambiente. Revista Ciência e Saúde Coletiva, 12(1): 171-179.
- Prado Filho JF, Sobreira FG (2007). 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, 12(1): 52-54.
- Pradhan S et al. (2008). Septic tank additive impacts on microbial populations. Journal of Environmental Health, 70(6): 22-27.
- Puna JFB, Baptista BS (2008). A gestão integrada de resíduos sólidos urbanos; perspectiva ambiental e econômico-energética. Revista Química Nova, 31(3): 645-654.
- Queimadas (2001). Plano Diretor da Cidade de Queimadas-PB. Queimadas-PB.

- Rantala PR et al. (2000). Composting and utilization of forest industry wastewater sludges. *Water Science and Technology*. IWA Publishing, 42(9): 227-234.
- Reis ELT et al. (2007). Identificação do descarte do lodo de estação de tratamento de água. *Revista Química Nova*, 30(4): 459-465.
- Reis MFP, Pampanelli AB (2007). Pesquisa compostagem de resíduos sólidos urbanos e lodo industrial. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Belo Horizonte - MG: ABES.
- Ribeiro H, Besen GR (2007). Panorama da coleta seletiva no Brasil: desafios e perspectivas e partir de três estudos de caso. *Revista InterfaceHS*, 2: 1-6.
- Robin P et al. (2008). Evolution of no-dissolved particulate organic matter during composting of sludge with straw. *Bioresource Technology*, 99: 7636-7646.
- Saludes RB et al. (2008). Characterization of dairy cattle manure/wallboard paper compost mixture. *Bioresource Technology*, 99: 7285-7290.
- Sánchez-Arias V et al. (2008). Enhancing the co-composting of olive mill wastes and sewage sludge by the addition of an industrial waste. *Bioresource Technology*, 99(14): 6346-6353.
- Santos JF et al. (1999). Estudo das parasitoses intestinais na comunidade carente dos bairros periféricos do município de Feira de Santana (BA). *Revista Sitientibus*, 20: 55 -67.
- Santos JW, Gheyi HR (2003). Estatística experimental aplicada; Tópicos de Engenharia Agrícola. Campina Grande-PB: Gráfica Marcone Ltda. 213p.
- Sartor M et al. (2008). 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*, 224(1-3): 172-177.
- Sato M, Carvalho ICM (2005). Itinerário de educação ambiental; um convite a percorrê-los In Sato M, Carvalho ICM. *Educação Ambiental; pesquisa e desafios*. Porto Alegre-RG: Artmed. 232p.
- Sato N et al. (2007). Economic evaluation of sewage treatment processes in India. *Journal of Environmental Management*, 84(4): 447-460.
- Sauvé L (2005). Uma Cartografia das correntes em educação ambiental. In SATO, M.; CARVALHO, I. C. M. *Educação Ambiental; pesquisa e desafios*. Porto Alegre-RG: Artmed. 232p.
- Seixas MG et al. (2006). 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.
- Serra-Freire NM et al. (1995). Reinvestigação sobre a distribuição da *Fasciola hepatica* no Brasil. *Revista a Hora Veterinária*, 1: 19-21.

- Schueler AS, Mahler CF (2008). 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*, 13(3): 249-254.
- Sharholy M et al. (2008). Municipal solid waste management in India cities- a review. *Waste Management*, 28(2): 459-467.
- Shimakura SE (2008). 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 HI et al. (1986). *Wastewater irrigation in developing; health effects and technical solutions*. Washington/USA: The World Bank, 51.
- Silva AVA et al. (2007). 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*, 12(2): 127-133.
- Silva AG (2007). Codisposição de lodo de esgotos sanitários e resíduos sólidos vegetais. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA). Campina Grande-PB: UEPB. 109p.
- Silva CO, Callado NH (2007). 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.
- Silva EP et al. (2003). Potencial de utilização do lodo de esgoto de indústria têxtil como fertilizante agrícola. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 8(2): 69-76.
- Silva FVB et al. (2007). Gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no estado do Espírito Santo. In 24º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Belo Horizonte - MG: ABES.
- Silva JL et al. (2007). 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.
- Silva MTN et al. (2005). Prevalência de parasitas intestinais em crianças, com baixos indicadores sócio-econômicos, de Campina Grande (Paraíba). *Revista Baiana de Saúde Pública*, 29(1): 121-125.
- Silva MMP et al. (2002). 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.
- Silva NV, Hasenbalg C (2002). Recursos familiares e transições educacionais. *Cadernos de Saúde Pública*, 18: 567-576.
- Silva SMC et al. (2001). Principais contaminantes do lodo. In Andreoli CV (Coord). *Resíduos Sólidos do Saneamento: Processamento, Reciclagem e Disposição Final*. Rio de Janeiro-RJ: RIMA, ABES. 282p

- Simonetto EO, Borenstein D (2006). Gestão operacional da coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos; abordagem utilizando um sistema de apoio à decisão. *Revista Gestão & Produção*, 13: 449-461.
- Singh RP, Agrawal M (2008). Potential benefits and application of sewage sludge. *Waste Management*, 28(2): 347-358.
- Smith J (2006). Environment and education; a view of a changing scene. *Environmental Education Research*, 12(3 e 4): 247-264.
- Smith DC, Hughes JC (2004). Changes in maturity indicators during the degradation of organic waste subject to simple composting procedures. *Biology and Fertility of Soils*, 39: 280-286.
- Sorrentino M et al. (2005). Educação ambiental como política pública. *Revista Educação e Pesquisa*, 31(2): 285-299.
- Souza NM (2000). Educação ambiental; dilemas da prática contemporânea. Rio de Janeiro-RJ: Universidade Estácio de Sá. 282p.
- Sousa JT et al. (2005). Tratamento de esgotos para uso na agricultura do semiárido nordestino. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 10(3): 260-265.
- Souto RA (2005). Avaliação sanitária das águas de irrigação e alfaces (*Lactuca sativa L.*) produzidas no município de Lagoa Seca, Paraíba. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Areia-PB: UFPB. 60p.
- Summerfelt RC, Penne CR (2007). Septic tank treatment of the effluent from a small-scale commercial recycle aquaculture system. *North American Journal of Aquaculture*, 69: 59-68.
- Strauss M et al. (2003). Co-composting of faecal sludge and municipal organic waste; a literature and state-of-knowledge review. Ghana: SANDEC/EAWAG-IWMI.44p.
- Storer TI et al. (1989). *Zoologia Geral*. 6ªed. São Paulo-SP: Companhia Editora Nacional. 816p.
- Takayanagui OM et al. (2007). 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 OM et al. (2001). Fiscalização de verduras comercializadas no município de Ribeirão Preto, SP. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 34(1): 37-41.
- Tam NF, Tiquia SM (1994). Assessing toxicity of spent sawdust pig-litter, using seed germination technique. *Resource Conservation Recycling*, 11: 261-264.
- Tanner M (2003). 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 JCC et al. (2007). 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.

- Taveira EJA et al. (2001). 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, 25-27: 349-457.
- Tedesco JM et al. (1995). Análises de solo, plantas e outros materiais. Boletim nº 5. 2ª ed. Revisada e ampliada. Porto Alegre-RS. 174p.
- Thiollent M (1998). Metodologia da pesquisa ação. 8ª ed. São Paulo-SP: Cortez. 108p.
- Tognetti C et al. (2007). Co-composting biosolids and municipal organic waste: effects of process management on stabilization and quality. *Journal Biology and Fertility of Soils*, 43(4): 387-439.
- Tosun I et al. (2008). Co-composting kinetics of rose processing waste with ofmsw. *Bioresource Technology*, 99(14): 6143-6149.
- Torres P et al. (2007). Compostaje de biosolidos de plants de tratamiento de águas residuales. *Revista de Engenharia Agrícola*, 27(1): 267-275.
- Tristão M (2005). Tecendo os fios da educação ambiental; o sujeito e o coletivo, o pesando e o vivido. *Revista Educação e Pesquisa*, 31(2): 251-264.
- Tsutya MT et al. (2002). Biossólidos na agricultura. Jabotical-SP: ABES, Escola Politécnica USP; UNESP Jabotical. 468p.
- UK (2006). 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 (2001). The Safe Sludge Matrix; Guidelines for the application of sewage sludge to agricultural land. 3ª Ed. London. BRC – British Retail Consortium; Water UK; ADAS.
- USEPA (2008). An analysis of composting as na environmental remediation technology. United State Environmental Protection Agency. In <http://www.epa.gov/epaoswer/non-hw/composting/>. Acesso em 29 de junho de 2008
- USEPA (2006). EPA 832-R-06.005. Emerging technologies for biosolids management. Washington, Washington-US: Environmental Protection Agency, D. C. United State Environmental Protection Agency.
- USEPA (2003). EPA/625/R-92/013; Environmental regulations and technology; control of pathogens and vector attraction in sewage sludge Washington-US: Environmental Protection Agency, United State Environmental Protection Agency. 119p.
- USEPA (1999). EPA 832-F-99-075. Tanque séptico – sistemas de absorción al suelo. Folleto Informativo de sistemas descentralizados. Washington-US: Environmental Protection Agency, United State Environmental Protection Agency.

- USEPA (1999a). Part 530.R-99-009. Office of solids waste biosolids generation, use and disposal in the United States. Washington-US: Environmental Protection Agency, United State Environmental Protection Agency.
- USEPA (1995). Part 503 implementation guidance. EPA 833/R-95/001- Washington-US: Environmental Protection Agency, United State Environmental Protection Agency.
- USEPA (1993). 40 CFR-Part 503; Use or disposal of sewage sludge; biosolids. Washington-US: Environmental Protection Agency, United State Environmental Protection Agency.
- Valentim MAA et al. (2003). Avaliação de um tanque séptico modificado. In 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Joinville-SC: ABES..
- Van Haandel AC, Além Sobrinho P (2006). Produção, composição e constituição de lodo de esgoto. In Andreoli CV (Coord). Alternativas de uso de resíduos do saneamento; Biosólidos. Rio de Janeiro-RJ: ABES. 417p. (Projeto PROSAB)
- Vashi AN, Shah NC (2008). Impacts of a participatory approach to assess sustainable sewage treatment technologies for urban fringe of Surat City in India. *Water Science and Technology*, 57(12): 1957-1962.
- Veras LRV, Povinelli J (2004). A vermicompostagem do lodo de lagoas de tratamento de efluentes industriais consorciada com composto de lixo urbano. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 9(3): 218-224.
- Vieira LA et al. (2007). Identificação das condições de manejo de resíduos sólidos domiciliares pela comunidade estudantil de Campo Mourão- PR. *Revista Saúde e Biologia; SaBios*, 2(2): 28-36.
- Vieira FR, Cardoso AA (2003). Variações nos teores de nitrogênio mineral em solo suplementado com lodo de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 38(7): 867-874.
- Vieira RF, Silva CMMS (2004). Utilização de lodo de esgoto como fonte de fósforo na cultura de soja. Circular Técnico 6. Jaguariúna-SP: EMBRAPA, 3p.
- Villee CA et al. (1988). *Zoologia geral*. 6ª ed. Rio de Janeiro-RJ: Guanabara S.A, 683p.
- Von Sperling M, Gonçalves RF (2001). Lodo de esgotos: características e produção. In: Andreoli CV et al. (Org.) *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG; Curitiba: SANEPAR, 484 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias).
- Von Sperling M et al. (2007). 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 SB (2004). Por uma educação ambiental crítica e emancipatória no meio rural. *Revista Brasileira de Educação Ambiental*, zero: 79-86.

- Zhang Y, He Y (2006). Co-composting solid swine manure with pin sawdust as organic substrate. *Bioresource Technology*, 97(16): 2024-2031.
- Zerbini AM et al. (1999). 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.
- Zorpas AA, Loizidou M (2008). Sawdust and natural zeolite as a bulking agent for improving quality of a composting product from anaerobically stabilized sewage sludge. *Bioresource Technology*, 99(16): 7545-7552.
- Yagual NO, Escalona AR (2001). Environmental impact assessment (EIA) guidelines for sludge management and disposal in latin american wastewater treatment projects. In Specialised Conference on Sludge Management and Disposal. Anais. Acapulco, Mexico: IWA- International Water Association, 30-38: 25-27.
- Ye C et al. (2008). New soil infiltration technology for decentralized sewage treatment: two stage anaerobic tank and soil trench system. *Pedosphere; an International Journal*, 18(3): 401-408.
- Yoon CG et al. (2008). Development of natural and ecological wastewater treatment system for decentralized community in Korea. *Journal Paddy and Water Environment*, 6(2): 221-227.
- Wang H et al. (2008). Technological options for the management of biosolids. *Environmental Science Pollution Research International*, 15: 308-317.
- Wang P et al. (2004). Maturity indices for composted dairy and pig manures. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(5): 767-776.
- Wang PF et al. (2008a). Study of heavy metals in sewage sludge and in chinese cabbage grown in soil amended with sewage sludge. *African Journal of Biotechnology*, 7(9): 1329-1334.
- Wett B et al. (2001). 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: 15-20.
- World Health Organization (2004). Integrated guide to sanitary parasitology. Amman, Jordan: Regional Centre for Environmental Health Activities. 110p.
- World Health Organization (2005). Health and the millenium development goals. Geneva.

SOBRE A AUTORA



  **Monica Maria Pereira da Silva**

Doutora em Recursos Naturais pela UFCG. Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pelo PRODEMA/UFPB. Especialista em Educação Ambiental pela UEPB. Licenciada em Ciências Biológicas pela UEPB.

Trabalhou na educação básica de escolas públicas (concurada) e privadas durante seis anos.

Trabalhou na UEPB por 26 anos (concurada), nos níveis de graduação e pós-graduação.

Foi colaboradora no Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais da UFCG e no Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA) da UFPB.

Atualmente, aposentada, é professora colaboradora do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da UEPB. Desenvolve pesquisas e orienta dissertações nas áreas de Gestão e Educação Ambiental, Saneamento, Avaliação de Impactos, Tecnologias Sociais e Formação e Mobilização Social e concede apoio técnico voluntário à ARENSA (Associação de Catadores de Materiais Recicláveis da Comunidade Nossa Senhora de Aparecida), associação resultante de seus trabalhos de extensão.

Publicou 215 artigos científicos em eventos nacionais e internacionais.

Publicou 51 artigos científicos em revistas científicas na área de Gestão Ambiental, Ciências Ambientais, Engenharia Sanitária e Educação Ambiental.

Publicou 24 capítulos de livros e três livros completos. É autora do Livro Manual de Educação Ambiental; uma contribuição à formação de Agentes Multiplicadores em Educação Ambiental.

Tem 262 orientações concluídas, nas modalidades iniciação científica, conclusão de curso de graduação e de especialização, dissertação de mestrado e tese de doutorado.

Participou de coordenação de conferências municipais e estaduais de meio ambiente na Paraíba (2003, 2005, 2008 e 2013) e da elaboração de políticas públicas voltadas ao meio ambiente nos âmbitos municipal, estadual e federal.

Compôs a equipe de delegados e delegadas eleitas nas conferências estaduais para representar a Paraíba na Conferência de Educação Ambiental (1997), nas 1ª e 2ª Conferências Nacionais de Meio Ambiente (2003 e 2005).

Ministrou mais de 100 cursos de agentes multiplicadores em Educação Ambiental envolvendo mais de 6.000 pessoas em diferentes áreas do conhecimento.

Continua na militância em favor da justiça ambiental e social.

ÍNDICE REMISSIVO

A

ácaros, 50
adubo, 124
Ascaris lumbricoides, 21, 22, 23, 24, 28, 45, 81, 88,
91, 103, 105, 135, 136, 146

C

co-compostagem, 4, 12, 14, 15, 20, 31, 34, 37,
38, 39, 42, 43, 45, 47, 48, 49, 50, 51, 63, 64,
66, 67, 68, 69, 70, 71, 72, 84, 85, 87, 92, 93,
94, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 101, 102, 103, 104,
105, 106, 107, 108, 109, 110, 111, 112, 113,
114, 115, 116, 117, 118, 119, 120, 121, 122,
124, 125, 126, 128, 129, 130, 131, 132, 133,
134, 135, 136, 137, 138
coleta seletiva, 31, 125, 158, 160
compostagem, 12, 14, 15, 28, 33, 34, 37, 39, 40,
41, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 49, 50, 53, 57,
63, 65, 66, 79, 84, 87, 88, 92, 93, 94, 96, 98,
99, 102, 103, 110, 111, 113, 114, 118, 123,
124, 125, 128, 129, 130, 131, 133, 134, 135,
142, 144, 146, 150, 151, 154, 157, 158
composto orgânico, 141, 148, 152, 157
conhecimento, 25, 26, 51, 54, 57, 119, 123, 128,
134
contaminação, 4, 13, 21, 27, 29, 35, 36, 37, 55,
56, 65, 80, 86, 87, 88, 90, 91, 118, 129, 133,
137, 138, 146, 153, 157, 161
corresponsabilidade, 14, 134

D

dípteros, 47, 106, 108, 136

E

Educação Ambiental, 12, 14, 15, 51, 52, 65, 123,
126, 128, 133, 134, 141, 145, 150, 151, 153,
159, 164
empoderamento, 52, 123, 134
esgoto, 13, 16, 17, 19, 26, 59, 60, 64, 67, 79, 81,
89, 91, 123, 124, 126, 136, 139, 142, 143, 145,
146, 147, 148, 149, 151, 152, 153, 155, 157,
158, 160, 163

estabilização, 12, 14, 18, 20, 25, 27, 28, 34, 40,
44, 53, 54, 57, 74, 78, 88, 92, 94, 95, 96, 103,
111, 113, 128, 129, 130, 131, 134, 136

F

Fasciola hepática, 135
fitotoxicidade, 115, 119
formação, 39, 43, 46, 52, 72, 103, 130, 145, 151

G

Gestão ambiental, 12
gestão de resíduos sólidos, 125, 139

H

helminto, 90, 105, 127, 135
helminthos, 11, 12, 14, 15, 20, 21, 22, 23, 24, 25,
36, 37, 45, 53, 55, 56, 63, 64, 65, 70, 71, 73,
80, 81, 82, 83, 84, 88, 89, 91, 93, 96, 101, 102,
103, 104, 105, 109, 113, 114, 118, 119, 122,
125, 127, 128, 129, 130, 131, 133, 135, 136,
138, 145, 157, 164

L

lodo de esgoto, 149

M

meio ambiente, 14, 21, 27, 29, 47, 53, 55, 59, 80,
81, 86, 87, 91, 123, 127, 133, 158
mesoinvertebrados, 14, 15, 48, 69, 70, 73, 106,
107, 108, 122, 131, 136
mobilização, 52, 66, 123, 124, 125, 133, 134, 137

P

percepção, 37, 66, 86, 126, 133, 137
pH, 18, 19, 20, 23, 24, 28, 35, 39, 42, 43, 46, 53,
54, 63, 70, 73, 77, 79, 87, 90, 99, 105, 106,
114, 118, 122, 131
poluição, 4, 17, 18, 27, 29, 34, 35, 45, 86, 87, 133
precaução, 14, 16, 37, 54, 128
prevenção, 14, 37, 128

R

resíduo sólido, 44, 84, 86

S

saúde, 14, 17, 20, 27, 29, 36, 37, 47, 48, 52, 53, 55, 57, 58, 66, 80, 91, 123, 124, 125, 126, 133, 151, 154, 158

semiárido, 4, 12, 14, 15, 85, 125, 128, 138

sensibilização, 8, 66, 122, 123, 124, 125, 126, 128, 133, 134, 137

sistema de tratamento de esgotos, 13, 17, 20, 23, 24, 164

sucessão ecológica, 131

sustentabilidade, 12, 14, 16, 37, 52, 53, 124, 128, 133, 134, 144, 151

T

Tanque séptico, 16, 19, 25, 50, 51, 60, 163

tecnologia, 4, 12, 13, 14, 15, 16, 26, 51, 52, 88, 92, 123, 125, 126, 128, 130, 134, 137, 138, 140, 144

temperatura, 12, 14, 17, 23, 24, 28, 40, 41, 42, 43, 45, 46, 47, 53, 54, 69, 73, 74, 93, 94, 96, 99, 100, 101, 102, 103, 105, 106, 110, 111, 113, 118, 119, 122, 129, 130, 131, 152

transformação, 4, 7, 12, 17, 51, 52, 98, 109, 111, 115, 125, 134, 136

tratamento biológico, 129, 154, 164

U

umidade, 14, 18, 23, 24, 27, 28, 39, 42, 43, 46, 66, 67, 68, 69, 73, 74, 77, 78, 79, 81, 84, 87, 92, 93, 95, 96, 101, 103, 105, 106, 109, 110, 111, 121, 122, 128, 129, 130, 131, 135, 136, 148, 154



ISBN 978-658831952-9



Pantanal Editora

Rua Abaete, 83, Sala B, Centro. CEP: 78690-000
Nova Xavantina – Mato Grosso – Brasil
Telefone (66) 99682-4165 (Whatsapp)
<https://www.editorapantanal.com.br>
contato@editorapantanal.com.br