



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

ANGELA CAROLINA DE MEDEIROS

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE CO-COMPOSTAGEM DE LODO DE TANQUE
SÉPTICO UNIFAMILIAR E RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS**

CAMPINA GRANDE – PB

2009

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

ANGELA CAROLINA DE MEDEIROS

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE CO-COMPOSTAGEM DE LODO DE TANQUE
SÉPTICO UNIFAMILIAR E RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS**

**Dissertação apresentada ao Centro de
Ciência e Tecnologia da Universidade
Estadual da Paraíba – UEPB, em
cumprimento aos requisitos necessários
para obtenção do título de mestre em
Ciência e Tecnologia Ambiental.**

Orientador: Dr. José Tavares de Sousa

Co-orientador: Valderi Duarte Leite

**CAMPINA GRANDE – PB
2009**

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL-UEPB

M488a Medeiros, Ângela Carolina de.
Avaliação do processo de co-compostagem de lodo de tanque séptico unifamiliar e resíduos sólidos orgânicos [manuscrito] / Ângela Carolina de Medeiros. – 2009.
79 f.: il. color.

Digitado
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologias, Universidade Estadual da Paraíba, 2009.

“Orientação: Prof. Dr. José Tavares de Sousa, Departamento de Química”.

“Co-orientação: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, Departamento de Química”.

1 Engenharia Ambiental. 2. Engenharia Sanitária. 3. Resíduos Sólidos Orgânicos. 4. Co-compostagem. I. Título.

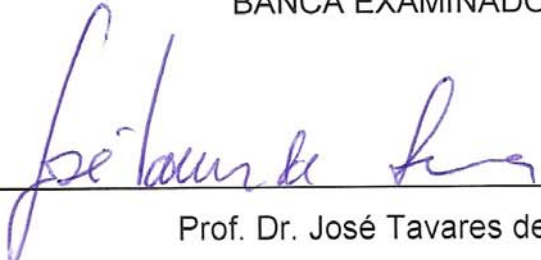
22. ed. CDD 628

ANGELA CAROLINA DE MEDEIROS

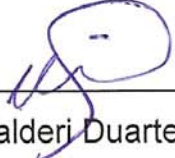
AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE CO-COMPOSTAGEM DE LODO DE TANQUE
SÉPTICO UNIFAMILIAR E RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS

Aprovado em 18 de Agosto de 2009


BANCA EXAMINADORA




Prof. Dr. José Tavares de Sousa
Universidade Estadual da Paraíba
ORIENTADOR



Prof. Dr. Valderi Duarte Leite
Universidade Estadual da Paraíba
CO-ORIENTADOR



Prof. Dr. Wilton Silva Lopes
Universidade Estadual da Paraíba
EXAMINADOR INTERNO



Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior
Universidade Federal da Paraíba
EXAMINADOR EXTERNO

Aos meus pais e mães

Aos meus irmãos

Aos primeiros mestres do MCTA

Ao meu avô centenário

AGRADECIMENTOS

A Deus por me conceder o dom da vida, da paciência e da sabedoria.

Aos meus pais biológicos por terem sido escolhidos por Deus para me dá a vida, e por torcerem por minhas conquistas, mesmo a distância.

Aos meus pais de coração que sempre acreditaram em mim, me apoiaram e fizeram sacrifícios para que eu pudesse chegar até aqui, a eles, **MUITO OBRIGADA!**

Aos meus irmãos por desfrutar comigo as várias fases das nossas vidas, com turbulências, distância e sobretudo com AMOR, obrigada por serem meu exemplo de determinação.

Ao professor José Tavares, pela orientação, paciência e confiança desprendida durante estes dois anos, **OBRIGADA!**

Ao professor Valderi, pela co-orientação, dicas e atenção desprendida sempre que o procurei, **OBRIGADA!**

A Monica Maria, pela presença constante na minha vida acadêmica, pela amizade, compreensão e apoio, **OBRIGADA!**

A Wanderson e Hindria pelo companheirismo, troca de experiências e paciência, muito obrigada por estarem sempre ao meu lado em todos os momentos.

A CAPES pela concessão de bolsa e a FUNASA pelo financiamento da pesquisa.

Aos meus novos e antigos amigos: Deoclécio, Danuza, Kalinne, Laryssa, Patrícia, Rita e Silvia, **OBRIGADA** pelo companheirismo, amizade e por dividirem os momentos alegres e angustiantes durante estes dois anos.

Aos companheiros da EXTRABES, por participarem das etapas dessa conquista, dando apoio sempre que solicitados.

Enfim, a todos e todas que contribuíram direta ou indiretamente para a conquista do título de **MESTRE!**

*“O saber se aprende com os mestres e os livros,
a sabedoria, se aprende com a vida e com os humildes”.*

Cora Carolina

RESUMO

O trabalho teve objetivo de avaliar a influência da frequência de aeração e quantidade de estruturante no processo de co-compostagem de lodo de tanque séptico unifamiliar e resíduos sólidos orgânicos. A pesquisa foi realizada na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto (EXTRABES), na cidade de Campina Grande-PB, durante o período de Agosto de 2008 a Julho de 2009. Para a montagem do sistema experimental de co-compostagem foram coletados lodos de tanques sépticos unifamiliar no distrito de Malhada da Roça, Município de São João do Cariri, localizado no semi-árido paraibano. Os resíduos sólidos orgânicos foram coletados na Empresa Paraibana de Alimentos e Serviços Agrícolas (EMPASA), Campina Grande-PB. O sistema experimental foi constituído de nove tratamentos de co-compostagem de lodo de tanque séptico unifamiliar e resíduos sólidos orgânicos, realizando o processo de reviramento com frequência de uma, duas e três vezes por semana e percentagem de estruturante de 0, 4 e 8%. O monitoramento do sistema experimental foi realizado durante 112 dias, e semanalmente eram coletadas amostras para realização de análises físico-químicas e parasitológicas. A frequência de reviramento não apresentou influência significativa na transformação de STV nos tratamentos estudados. O material estruturante influenciou diretamente no processo, de modo que o comportamento da eficiência de transformação de massa seca foi inversamente proporcional ao percentual de estruturante. O processo de co-compostagem mostrou-se eficiente na remoção de ovos de helmintos. O adubo produzido atendeu aos requisitos da legislação, com relação à quantidade de macronutrientes. O desempenho do sistema de co-compostagem permitiu visualizar duas fases distintas: rápida nos primeiros 35 dias e fase lenta nos dias subsequentes. As constantes cinéticas de biodegradação foram determinadas a partir de equações exponenciais ajustadas, apresentando valores maiores na fase rápida, e valor aproximadamente dez vezes menor na fase lenta.

PALAVRAS-CHAVES: Lodo de tanques sépticos unifamiliar; Resíduos sólidos orgânicos; Co-compostagem.

ABSTRACT

This study had the object of evaluating the influence of the frequency of aeration and the quantity of structural material in the process of co-composting of sludge from house septic tanks with residual organic solids. The research was carried out at the Experimental Station for the Biological Treatment of Sewage (EXTRABES), in the city Campina Grande, Paraiba during the period from August 2008 to July 2009. To mount the experimental system of co-composting sludge was collected from the house septic tanks in the district of Malhada da Roça, in the small town of São João do Cariri, situated in the semi-arid region of the state of Paraiba. The residual organic solids were collected from the Paraiba Company for Food and Agricultural Services (EMPASA), Campina Grande, PB. The experimental system comprised a new treatment of co-composting of sludge from house septic tanks with residual organic solids using a process of turning over, with a frequency of 1, 2 and 3 times per week with proportions of porous material of 4 and 8%. The monitoring period was for 112 days and weekly samples were collected for physic-chemical analysis and parasite counts. The turning frequency did not have a significant effect on the transformation of total volatile solids during the treatment period. The quantity of added structural material directly influenced the efficiency of the transformation of dry mass which was inversely proportional to the percentage of structural material added. The process of co-composting showed efficient removal of helminthes eggs. The compost produced met the legal requirements in relation to the quantities of macronutrients. The efficiency of the co-composting system showed two distinct phases: namely rapid during the first 35 days and a slow subsequent phase. The kinetic constants for biodegradation were determined from adjusted exponential equations, and showed higher values during the rapid phase and values approximately ten times lower during for the slow phase.

KEYWORDS: Sludge from house septic tanks; Residual organic solids; Co-composting.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01	Dados da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos produzidos no Brasil	19
Figura 02	Esquema de tanque séptico	22
Figura 03	Coleta de lodos em tanques sépticos unifamiliar no Distrito de Malhada da Roça, Município de São João do Cariri, semi-árido paraibano. 2008	35
Figura 04	A – Esquema de montagem dos reatores; B – Foto da disposição dos reatores utilizados no experimento de co-compostagem	38
Figura 05	Pré-tratamento do lodo. A – Fotos do lodo transportado de Malhada da Roça; B – Foto da secagem natural do lodo em uma caixa cilíndrica de amianto; C – Foto da secagem do lodo.....	38
Figura 06	Foto da homogeneização dos substratos (lodo, resíduos sólidos orgânicos triturados e estruturante)	39
Figura 07	Comportamento da evolução temporal do Potencial Hidrogeniônico (pH) nos sistemas de tratamento de co-compostagem	47
Figura 08	Comportamento da evolução temporal das temperaturas no topo, no centro e na base dos sistemas de tratamento	49
Figura 09	Comportamento da evolução temporal da dos Sólidos Totais Voláteis (STV) ao longo dos sistemas de tratamento de co-compostagem	50
Figura 10	Comportamento temporal dos Ovos de Helmintos nos sistemas de tratamento de co-compostagem	53
Figura 11	Interações entre o teor de estruturante e o tempo e reviramento sobre a remoção de Sólidos Totais Voláteis	60
Figura 12	Taxa de biodegradação da relação C/N, massa de Sólidos totais voláteis e de nitrogênio	61
Figura 13	Curvas cinéticas de primeira ordem ajustadas para a massa seca de sólidos totais voláteis	64
Figura 14	Curvas cinéticas de primeira ordem ajustadas para relação C/N.....	65
Figura 15	Curvas cinéticas de primeira ordem ajustadas para a massa seca de nitrogênio total Kjeldahl	66
Figura 16	Interações entre o teor de estruturante e o tempo e reviramento para a constante (K) da massa de Carbono	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 01	Experiências de co-compostagem	30
Tabela 02	Critérios de classificação de bioossólidos segundo a normatização dos Estados Unidos	32
Tabela 03	Quantidade limite de microrganismos indicadores de contaminação em bioossólidos no Brasil	32
Tabela 04	Natureza física dos fertilizantes orgânicos	33
Tabela 05	Características dos tanques sépticos unifamiliar estudados em Malhada da Roça, semi-árido paraibano. 2008	35
Tabela 06	Descrição dos tratamentos de co-compostagem de lodo de tanque séptico unifamiliar com resíduos sólidos orgânicos	37
Tabela 07	Fração dos constituintes utilizados na preparação dos substratos dos tratamentos de co-compostagem	37
Tabela 08	Frequência de análise dos parâmetros físico-químicos e parasitológicos e seus métodos adotados	39
Tabela 09	Interpretação referente ao coeficiente de correlação (r)	41
Tabela 10	Valores referentes às análises de lodos de tanques sépticos unifamiliar	44
Tabela 11	Características dos resíduos utilizados na montagem do experimento	45
Tabela 12	Parâmetros físico-químicos e parasitológicos dos substratos de entrada e saída dos tratamentos de co-compostagem	45
Tabela 13	Correlações estabelecidas entre os parâmetros monitorados no T ₁	54
Tabela 14	Correlações estabelecidas entre os parâmetros monitorados no T ₂	54
Tabela 15	Correlações estabelecidas entre os parâmetros monitorados no T ₃	54
Tabela 16	Correlações estabelecidas entre os parâmetros monitorados no T ₄	55
Tabela 17	Correlações estabelecidas entre os parâmetros monitorados no T ₅	55
Tabela 18	Correlações estabelecidas entre os parâmetros monitorados no T ₆	55
Tabela 19	Correlações estabelecidas entre os parâmetros monitorados no T ₇	55
Tabela 20	Correlações estabelecidas entre os parâmetros monitorados no T ₈	56
Tabela 21	Correlações estabelecidas entre os parâmetros monitorados no T ₉	56

Tabela 22	Composição da massa final resultante dos diferentes sistemas de tratamento de co-compostagem	57
Tabela 23	Frações de nitrogênio total Kjeldahl, fósforo e potássio presentes no adubo pó	57
Tabela 24	Balanço de massa seca total, massa de Sólidos Totais Voláteis (STV) e de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	58
Tabela 25	Valores médios da taxa de decaimento da relação C/N e da taxa de utilização da massa de STV e NTK	62
Tabela 26	Equações ajustadas para massa seca de Sólidos Totais Voláteis durante o processo de co-compostagem	67
Tabela 27	Equações ajustadas para relação C/N durante o processo de co-compostagem	67
Tabela 28	Equações ajustadas para massa seca de Nitrogênio Total Kjeldahl durante o processo de co-compostagem	67

LISTA DE SIGLAS

ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRELPE- Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

APHA- American Public Health Association

C/N – Carbono/Nitrogênio

CONAMA- Conselho Nacional de Meio Ambiente

EMPASA- Empresa Paraibana de Alimentos e Serviços Agrícolas

FUNASA- Fundação Nacional de Saúde

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

k- Constante da velocidade de biodegradação

N – Nitrogênio

NBR- Norma Brasileira

P – Fósforo

pH – Potencial Hidrogeniônico.

PNAD- Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios

RSU- Resíduos sólidos urbanos

ST– Sólidos Totais

STV– Sólidos Totais Voláteis

T₁- 20% de lodo + 80% de resíduos sólidos orgânicos

T₂- 20% de lodo + 76% de resíduos sólidos orgânicos + 4% de estruturante

T₃- 20% de lodo + 72% de resíduos sólidos orgânicos + 6% de estruturante

T₄- 20% de lodo + 80% de resíduos sólidos orgânicos

T₅- 20% de lodo + 76% de resíduos sólidos orgânicos + 4% de estruturante

T₆- 20% de lodo + 72% de resíduos sólidos orgânicos + 6% de estruturante

T₇- 20% de lodo + 80% de resíduos sólidos orgânicos

T₈- 20% de lodo + 76% de resíduos sólidos orgânicos + 4% de estruturante

T₉- 20% de lodo + 72% de resíduos sólidos orgânicos + 6% de estruturante

TS – Tanque séptico

TU – Teor de umidade

UASB- Upflow anaerobic sludge blanket

USEPA- United States Environmental Protection Agency

WEF- Water Environmental Federation

SUMÁRIO

RESUMO

ABSTRACT

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

LISTA DE SIGLAS

1.0	INTRODUÇÃO	15
2.0	OBJETIVOS	17
2.1	OBJETIVO GERAL	17
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3.0	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1	Saneamento ambiental	18
3.2	Resíduos Sólidos Urbanos: Aspectos Qualitativos e Quantitativos	18
3.2.1	Resíduos Sólidos Orgânicos	20
3.2.2	Lodo de Esgotos Domésticos	21
3.2.2.1	Principais Métodos de Desidratação de Lodo de Esgotos Domésticos	22
3.2.2.2	Processo de Desinfecção de Lodo de Esgotos	24
3.3	Compostagem	24
3.3.1	Fundamentos da Compostagem	24
3.3.2	Parâmetros Físicos-químicos e Biológicos que Controlam a Compostagem	26
3.4	Co-Compostagem	30
3.4.1	Qualidade do Composto	31
4.0	MATERIAL E MÉTODOS	34
4.1	Caracterização e local da pesquisa	34
4.2	Lodos de Tanques Sépticos Unifamiliar	34
4.3	Resíduos Sólidos Orgânicos	36
4.4	Estruturante	36
4.5	Descrição do Sistema Experimental	36
4.6	Monitoramento do Sistema Experimental	39
4.7	Tratamento dos Dados	40
4.7.1	Correlação	40
4.7.2	Balanço de Massa	41

3.7.3	Cinética de Biodegradação	41
3.7.4	Gráficos de Contorno	43
5.0	APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	44
5.1	Características dos Lodos de Tanques Sépticos Unifamiliar	44
5.2	Características dos substratos utilizados nos sistemas de tratamento de co-compostagem	44
5.3	Monitoramento do Sistema Experimental	46
5.3.1	Potencial Hidrogeniônico (pH)	46
5.3.2	Temperatura	48
5.3.3	Sólidos Totais Voláteis	50
5.3.4	Concentração de Ovos de Helmintos	51
5.4	Análise de Correlação Entre os Principais Parâmetros Monitorados Durante o Sistema de Co-Compostagem	54
5.5	Transformação do substrato em composto	57
5.6	Balanço de Massa	58
5.7	Cinética de biodegradação	60
6.0	CONSIDERAÇÕES FINAIS	70
7.0	REFERÊNCIAS	72

1.0 INTRODUÇÃO

No Brasil as condições de saneamento ambiental são precárias, principalmente nos municípios de pequeno porte. Segundo dados da Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios – PNAD (BRASIL, 2007), 26,4% dos domicílios não possuem coleta de esgoto, 73,6% possuem serviços de canalização dos esgotos, sendo 51,3% com rede coletora e 22,3% utilizam o sistema primário de tanque séptico unifamiliar. Na região Nordeste, 55,1% dos municípios tem esgotamento sanitário e 13,3% destes coletam e tratam seus esgotos. A Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE (2008) estima que dentre os 900.000 domicílios da Paraíba cerca de 180.000 mil (20%) utilizam tanques sépticos.

Tanque séptico unifamiliar é um dispositivo de tratamento de esgoto destinado a receber a contribuição de esgotos de um domicílio dando-lhe um grau de tratamento compatível com a sua simplicidade e custo. O tanque séptico pode ser definido como uma câmara convenientemente construída para reter os esgotos sanitários por um período de tempo criteriosamente estabelecido, de modo a permitir a sedimentação dos sólidos e a retenção do material graxo contido nos esgotos, transformando-os bioquimicamente em substâncias e compostos mais simples e estáveis (JORDÃO e PESSÔA, 2005).

O efluente produzido pelos tanques sépticos necessita de um pós-tratamento, dependendo do destino. Atualmente, o pós-tratamento mais utilizado para efluentes de tanques sépticos é o filtro anaeróbio - reatores biológicos com fluxo através do lodo aderido e retido em um leito fixo, apresentam as vantagens dos reatores anaeróbios com fluxo através do lodo ativo, inclusive na remoção da matéria orgânica dissolvida, resistindo de maneira satisfatória às variações de vazão afluente, com baixa perda dos sólidos (ANDRADE NETO, 2000).

O funcionamento dos tanques sépticos envolve a sedimentação de sólidos em suspensão, digestão do lodo através de bactérias anaeróbias e flotação, gerando lodo como produto final. As características qualitativas e quantitativas do lodo estão diretamente relacionadas com a densidade populacional, ao tipo de urbanização, aos hábitos sanitários e condições ambientais. No Brasil, estima-se que em tanques sépticos com limpeza anual, a produção de lodo é de 5 a 7kgSTS/hab.ano, ou seja, cerca de 120 a 200 L/hab.ano (ALÉM SOBRINHO, 2002).

O lodo proveniente da decantação dos sólidos concentra grande quantidade de microrganismos patogênicos, alta carga de matéria orgânica, nutrientes e substâncias tóxicas prejudiciais a saúde humana, havendo necessidade de tratamento. O lodo apresenta características indesejáveis como instabilidade biológica e péssima qualidade higiênica (VAN HAANDELL; ALÉM SOBRINHO, 2006).

A destinação final do lodo é o maior problema dos sistemas de tratamento biológico. Uma das alternativas viáveis para a estabilização de lodo é a compostagem, resultando em biossólido que poderá ser utilizado na agricultura. No entanto, não é viável compostar o lodo isoladamente devido ao alto teor de umidade, a baixa relação de C/N e a baixa granulometria (OGUNWANDE; OGUNJIMI; FAFIYEBI, 2008).

Segundo Haug (1993) compostagem compreende um processo de decomposição e estabilização biológica da matéria orgânica sob condições que permitem a elevação de temperatura originada pelo calor produzido durante a atividade biológica, cujo produto final é suficientemente estável para armazenamento e aplicação no solo, sem efeitos negativos ao meio ambiente e ao ser humano.

A co-compostagem é uma alternativa viável para tratar lodo de esgotos em consórcio com resíduos sólidos orgânicos (SALUDES et al., 2008; OGUNWANDE et al., 2008; KONE et al., 2007; GEA et al., 2007; ZHU, 2006; LEITÃO et al., 2008A; LEITÃO et al., 2008B; SILVA et al., 2007; SILVA, 2008).

Para a utilização de lodo na compostagem, é necessário reduzir o teor de umidade. Dentre as opções para reduzir a umidade do lodo, encontra-se o leito de secagem, processo de remoção de água por percolação e evaporação (CATUNDA et al., 2000).

O processo de co-compostagem de lodo de tanque séptico e resíduos orgânicos domiciliares permite a remoção de ovos de helmintos, fator recomendado por Gea *et al.* (2007) como indicador de qualidade sanitária do biossólido. Segundo Silva (2008) a fração de lodo não deve exceder 20%, devido a diminuição da relação C/N, fator limitante para a ação dos organismos decompositores participantes do processo de compostagem.

Com base nestes resultados, a presente pesquisa almeja avaliar tempo diferenciado de reviramento do substrato e porcentagens variadas de estruturante, que melhor se adequem ao processo de co-compostagem de lodo de tanque séptico unifamiliar e resíduos sólidos orgânicos.

2.0 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

- ✓ Avaliar a influência da frequência de reviramento e quantidade de estruturante no processo de co-compostagem de lodo de tanque séptico unifamiliar e resíduos sólidos orgânicos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Caracterizar físico-química e parasitologicamente os lodos de tanques sépticos unifamiliar do distrito de Malhada da Roça;
- ✓ Verificar o desempenho do processo de co-compostagem submetidos a diferentes frequência de reviramento;
- ✓ Observar a influência de diferentes percentuais de material estruturante em sistema de co-compostagem;
- ✓ Caracterizar o composto produzido verificando a composição das frações sólidas de acordo com a norma nº. 23 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento;
- ✓ Determinar os parâmetros cinéticos do processo de co-compostagem.

3.0 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Saneamento ambiental

Em linhas gerais, saneamento ambiental consiste no conjunto de ações sócio-econômicas que têm por objetivo alcançar níveis de Salubridade Ambiental, por meio de abastecimento de água potável, coleta e disposição sanitária de resíduos sólidos, líquidos e gasosos, promoção da disciplina sanitária de uso do solo, drenagem urbana, controle de doenças transmissíveis, com a finalidade de proteger e melhorar as condições de vida urbana e rural (BRASIL, 2006).

A disposição equivocada dos resíduos sólidos urbanos, aliada à ausência de serviços de abastecimento de água e coleta de esgotos; produzem desdobramentos consideráveis na forma de impactos ambientais negativos, sobretudo, pela contaminação do ar, do solo, do lençol freático e dos corpos hídricos superficiais (SILVA, 2007).

A falta de políticas públicas e de gestão referentes a coleta, disposição e tratamento dos resíduos gera problema de ordem sócio-ambiental, o qual requer soluções imediatas. Desta forma, é necessário efetivar as políticas nacionais e implantar políticas estaduais e municipais, já que é responsabilidade dos administradores melhorar a qualidade de vida da população e principalmente, oferecer-lhes um ambiente saudável e equilibrado.

3.2 Resíduos Sólidos Urbanos: Aspectos Qualitativos e Quantitativos

Segundo a norma Brasileira NBR-10.004 (BRASIL, 2004), os resíduos sólidos são materiais heterogêneos nos estados sólidos e semi-sólidos, resultantes das atividades de uma comunidade originada de indústrias, hospitais, domicílios, comércio, agricultura ou rural, de serviços e de varrição. Consideram-se também como resíduos os lodos provenientes das estações de tratamento de esgoto sanitário ou industrial, resíduos gerados por equipamentos e instalações de controle de poluição e, determinados líquidos, cujas características tornem inviável o seu lançamento em redes de esgotamento públicas ou nos corpos receptores.

Os dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2008), afirmam que o Brasil produz diariamente

149.199 toneladas de resíduos sólidos urbanos, destes 54,9% são destinados a aterro sanitário, 19,6% a aterro controlado e 25,5% a lixões.

Na Figura 01, são apresentados os dados da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos produzidos no Brasil segundo dados da ABRELPE (2008).

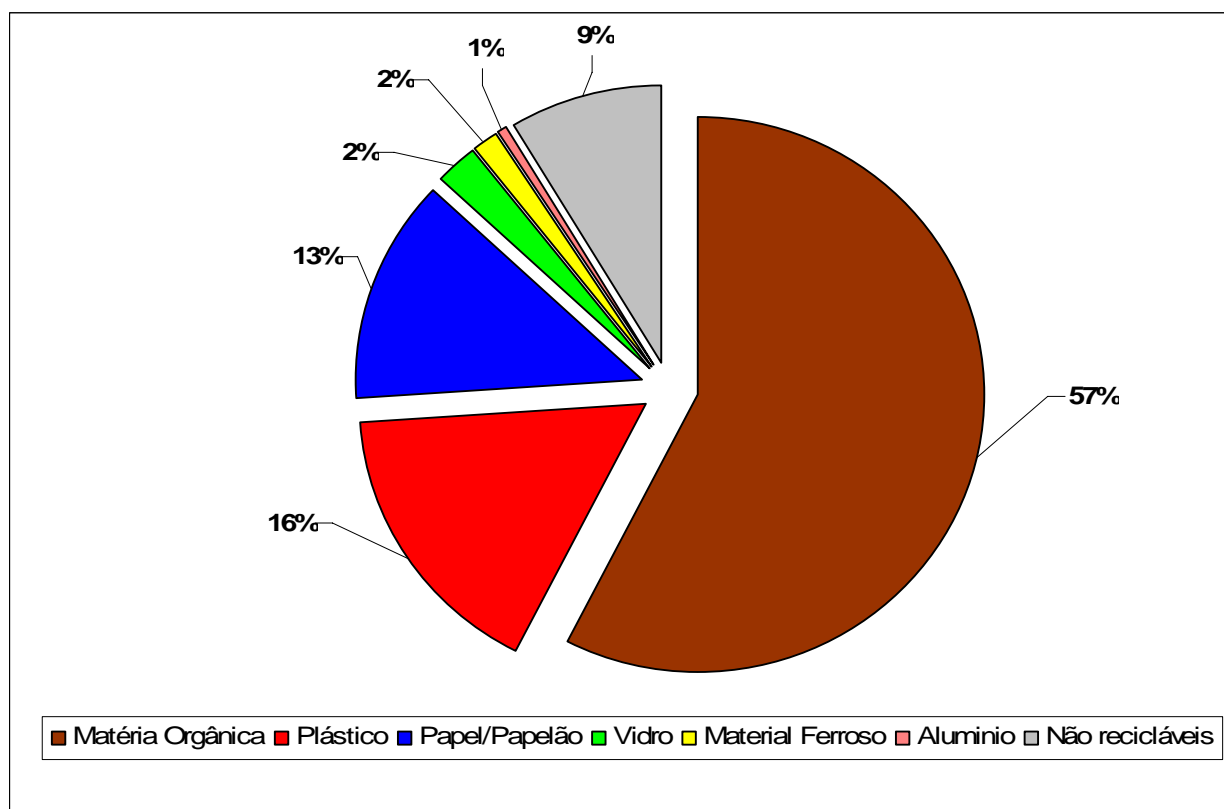


Figura 01 Dados da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos produzidos no Brasil.
Fonte ABRELPE (2008).

No Brasil, a *per capita* de resíduos sólidos domiciliares é de $0,740\text{kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ (MANCINI et al., 2007). Conforme Leite et al. (2006) a produção *per capita* de resíduos sólidos urbanos no nordeste é de $0,80\text{kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ acumulando diariamente 41.857 toneladas de RSU. No estado da Paraíba a produção *per capita* é de $0,60\text{kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, estimando uma produção diária de 2.062 toneladas, destes 1.154 toneladas corresponde a matéria orgânica, equivalente a 56% da produção total de resíduos (LEITE et al., 2006).

Os resíduos sólidos são considerados para a maioria dos consumidores, a parte desprezível do que lhes sobra das atividades humanas, porém, após serem descartados podem retornar à cadeia produtiva, evitando o lançamento destes no

meio ambiente, e conseqüentemente, preservação da saúde humana, diminuição da poluição visual, contaminação do solo, do ar e dos lençóis freáticos.

A alternativa vigente para diminuição dos diversos impactos negativos decorrentes da falta de gerenciamento dos resíduos sólidos e da extração desordenada de recursos ambientais, constitui a gestão integrada de resíduos sólidos (MEDEIROS et al., 2006).

A gestão integrada de resíduos sólidos abrange um conjunto de atividades estratégicas de aspectos institucionais, administrativos, operacionais, financeiros e ambientais, envolvendo políticas públicas, instrumentos tecnológicos adequados e mecanismo de sustentabilidade, os quais priorizam a redução da produção de resíduos desde a fonte geradora, a coleta seletiva, o reaproveitamento e a reciclagem (SILVA, 2004).

De acordo com Nunesmaia (2002) o modelo de gestão de resíduos sólidos urbanos socialmente integrada, tem por suporte cinco pontos: 1 – desenvolvimento de linhas de tratamento de resíduos (tecnologias limpas), priorizando a redução e a valorização; 2 – a economia (viabilidade); 3 – a comunicação/educação ambiental (o envolvimento dos diferentes atores sociais); 4 – o social (a inclusão social, o emprego); 5 – o ambiental (os aspectos sanitários, os riscos a saúde humana). A integração também concerne às categorias dos agentes: produtores de resíduos, catadores, municípios e cooperação entre municípios, prestadores de serviços (terceirização), indústrias de reciclagem. O elemento principal do modelo apresentado é a associação da redução de resíduos em sua fonte geradora, como políticas públicas.

Dentre as alternativas tecnológicas apontadas para solucionar a problemática do mau acondicionamento dos resíduos sólidos, recomenda-se que a coleta seletiva seja realizada na fonte geradora, favorecendo a reciclagem e/ou reutilização destes produtos, além de contribuir para diminuição da exploração dos recursos naturais.

3.2.1 Resíduos Sólidos Orgânicos

A fração de resíduos sólidos orgânicos no Brasil corresponde a 57% dos resíduos sólidos urbanos (ABRELPE, 2008). A matéria orgânica destaca-se pelo alto teor de umidade, requisito necessário à fase inicial do crescimento bacteriano

(BITTON, 1994), favorecendo a reciclagem da matéria orgânica através de processos biológicos.

A composição dos resíduos orgânicos de uma comunidade varia de acordo com os hábitos e costumes da população, número de habitante do local, poder aquisitivo, variações sazonais, clima, desenvolvimento, nível educacional (MATTEI E ESCOSTEGUY, 2007; BRASIL, 2006).

Dentre as tecnologias desenvolvidas para tratamento destes resíduos, destaca-se a compostagem, processo de degradação, estabilização e higienização biológica da matéria orgânica, com elevação da temperatura ocasionada pela atividade biológica, gerando produto estável, adubo, para ser aplicado na agricultura (HAUG, 1993; PEREIRA NETO, 1996; KEIHL, 1998; AISSE *et.al.*, 1999, BIDONE, 2001).

3.2.2 Lodo de Esgotos Domésticos

Dentre os sistemas de tratamento de esgotos domésticos, destacam-se os tanques sépticos que segundo Chernicharo (2007), são unidades de forma cilíndrica ou prismática retangular, com uma ou mais câmaras que podem ser em série ou sobrepostas, de fluxo horizontal, sendo destinadas ao tratamento de esgotos residenciais e pode ter características unitárias ou coletivas. O tratamento compõe-se na separação dos sólidos, através de separação gravitacional, que se digeri anaerobiamente por ação de microrganismos, resultando na geração do lodo. O efluente de tanques sépticos deverá ser transportado para um filtro biológico, valas de infiltração, sumidouro ou para rede coletora de esgoto (BRASIL, 2006). Segundo a NBR 7229 (BRASIL, 1993) a produção de lodo fresco (Lf) corresponde a 1,0L/hab.dia, para esgotos domésticos.

O tanque séptico seguido de filtro anaeróbio é um sistema de depuração de esgotos sanitários de uso intensivo, devido a simplicidade de construção e operação, projetado conforme o uso da NBR 7229 (BRASIL, 1993), Figura 02.

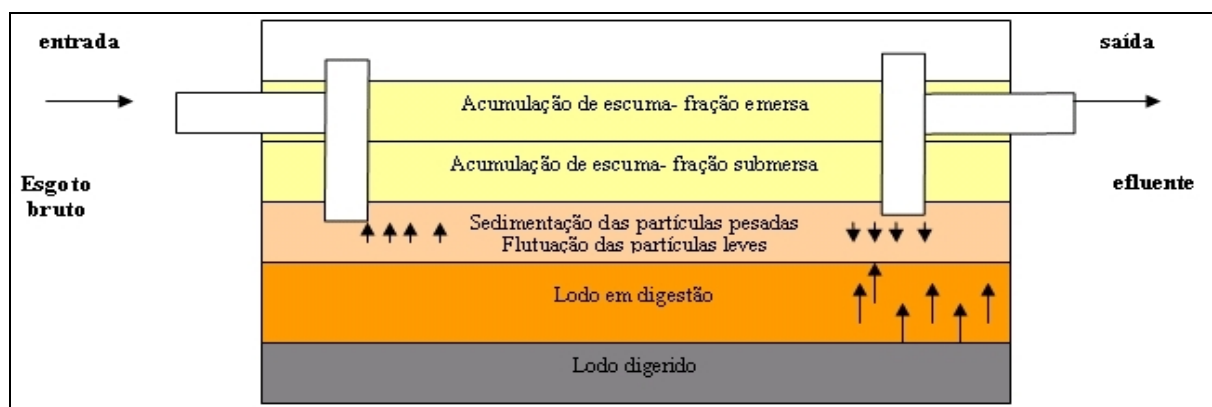


Figura 02 Esquema de tanque séptico.

Fonte (BRASIL, 2006).

O lodo de esgoto constitui um material de composição variável e heterogênea, com características físico-químicas e biológicas modificadas em função do tipo de sistema de tratamento de esgotos adotado e depende de sua operação e manutenção, do tempo e da temperatura (METCALF e EDDY, 2003).

Campos (1999) apresenta três características indesejáveis do lodo de esgoto: 1 -Instabilidade biológica, em caso de lodo primário, há grande fração de material orgânico biodegradável; 2 - Péssima qualidade higiênica, por possuir organismos patogênicos que põem em risco a saúde pública; e 3 - Grande volume, pois apesar da concentração de sólidos ser pequena, o volume ocupado é relativamente alto, devido à quantidade de água presente em sua composição.

Mais de 90% do lodo produzido no mundo tem sua disposição final por meio de três processos: incineração, disposição em aterros e uso agrícola (ANDREOLI, 2001).

O gerenciamento do lodo de esgoto envolve três etapas: pré-tratamento, redução do teor de umidade; tratamento, degradação da matéria orgânica, resultando na sua mineralização (estabilização); pós-tratamento, concretização da destruição ou inviabilização dos microrganismos patogênicos presentes no lodo (higienização ou desinfecção) (SILVA, 2008).

3.2.2.1 Principais Métodos de Desidratação de Lodo de Esgotos Domésticos

Dentre as alternativas para o gerenciamento de lodos destaca-se como primeira etapa do processo, a secagem dos lodos. As tecnologias para redução do volume de lodos, mediante remoção da água livre e nos interstícios dos sólidos,

podem ser classificadas como: sistemas mecânicos (centrífugas, filtros-prensa, prensa desaguadora, adensamento, filtros a vácuo) e Sistemas Naturais (lagoas de lodo e os leitos de secagem) (ACHON *et. al.*, 2008).

- **Leito de Secagem**

A utilização de secagem de lodo a partir de leitos de secagem, processo natural de redução de umidade, tem sido considerada a alternativa mais coerente, do ponto de vista técnico e econômico, quando utilizada em estações de tratamento que empregam reatores UASB (SOARES; MATOS; BERNARDES, 2001).

O lodo em condições normais de secagem poderá ser removido do leito de secagem depois de um período que varia de 12 a 20 dias, tempo suficiente para a umidade atingir valores de 70 a 60%. Em geral, o ciclo de operação (descarga, secagem e retirado do lodo do leito) poderá durar cerca de 18 a 25 dias, dependendo das condições climáticas (JORDÃO e PESSÔA, 2005).

- **Adensamento**

O adensamento do lodo tem a finalidade de reduzir o volume, diminuindo o grau de umidade e aumentando a concentração de sólidos. O líquido removido do processo, geralmente retorna ao tratamento biológico antes de ser despejado em corpos aquáticos.

Os adensadores podem ser processados por dois tipos: gravidade, simples sedimentação do lodo e por flotação, separação de líquido - sólido através de ar comprimido, promovido pela injeção de bolhas de gás na massa líquida, as bolhas de gás aderem às partículas sólidas diminuindo sua densidade, promovendo a flutuação até a superfície da massa líquida (JORDÃO e PESSÔA, 2005).

- **Centrifugação**

O processo de centrifugação é usualmente utilizado para desidratação mecanizada de lodos. Há dois tipos de centrífugas, as de fluxos contra corrente, no qual ocorre separação dos sólidos da água por diferença de força centrífuga, e as de

fluxo co-corrente, neste os sólidos e líquidos escoam pelo mesmo local (AISSE et al., 1999).

A desidratação em centrífuga forçada, seguida de congelamento e descongelamento das amostras, permite um ganho significativo em termos de desidratabilidade, especialmente para o lodo de caráter orgânico, a exemplo do lodo da ETA-Brasília, onde o condicionamento térmico permitiu a obtenção de um lodo com concentração de sólidos três vezes maior do que na desidratação com lodo natural. Para o lodo de caráter inorgânico, esse ganho foi muito menor, cerca de 25% apenas (GUIMARÃES; BRANDÃO, 2008).

3.2.2.2 Processo de Desinfecção de Lodo de Esgotos

A alternativa de alcalinização corresponde a um método utilizado para a estabilização do lodo através da adição de produtos químicos alcalinos. A cal é um dos produtos alcalinos mais usados no saneamento com função de elevar o pH nos digestores até 12, remover fósforo nos tratamentos avançados de efluentes, condicionar o lodo para o desaguamento mecânico e estabilizar quimicamente o lodo (AISSE et al., 1999).

O efeito da calagem na qualidade microbiológica está relacionado com a elevação do pH e não a porcentagem de cal acrescentado (BINA et al., 2004).

3.3 Compostagem

3.3.1 Fundamentos da Compostagem

A reciclagem da matéria orgânica, que corresponde a 57% dos resíduos sólidos urbanos gerados no Brasil e no mundo pode ser prontamente decomposto, pelo método simples de compostagem (HOORNWEG; THOMAS; OTTEN, 2000).

Segundo Keihl (1998), a compostagem tem a função de transformar material orgânico em substância humificada, estabilizada com propriedades e características completamente diferentes do material que lhe deu origem.

Para Haug (1993), compostagem compreende um processo aeróbio e controlado de tratamento de resíduos orgânicos, desenvolvido por uma população diversificada de organismos, envolvendo duas fases distintas, a termofílica e a

mesofílica. A primeira corresponde à fase ativa de degradação e a segunda a maturação do composto e conseqüentemente, produção de composto orgânico, produto final suficientemente estável e biohigienizado para armazenamento e aplicação no solo, sem efeitos negativos ao meio ambiente e ao ser humano. Pereira Neto (1996) subdivide a fase de degradação ativa em três fases: Psicrófila: fase de adaptação dos organismos (10 a 20°C), Mesófila: início da degradação da matéria orgânica (20 a 45°C) e Termófila: degradação ativa decorrente da atividade dos organismos (45 a 65°C).

O processo de compostagem consiste na decomposição natural da matéria orgânica, através de fenômenos físico-químicos e biológicos. O substrato resultante da degradação da matéria orgânica origina o composto orgânico que pode ser utilizado em culturas agrícolas.

O sucesso da compostagem é resultado da habilidade do sistema de fornecer condições ideais para o desenvolvimento da comunidade microbiana. Os principais parâmetros que interferem no processo de compostagem são: temperatura, relação Carbono/Nitrogênio (C/N), granulometria, teor de umidade e nutrientes (ZHU, 2006; BARREIRA et al., 2006).

Os procedimentos necessários para a realização da compostagem dependem primeiramente da metodologia empregada e da quantidade de resíduos a ser compostado, podendo apropriar estas condições a um procedimento de baixo custo e pouca mão-de-obra especializada, o qual pode ser desenvolvido em caixotes de madeira e/ou de plásticos, alvenaria, em garrafas plásticas, em tambores, em valas ou simplesmente dispor a matéria orgânica em pátios na forma de pilhas ou cônica e na forma de leiras ou prismática.

Segundo Aisse et al. (1999) as tecnologias de compostagem podem ser divididas em três grandes grupos básicos: sistema "windrow" ou leiras reviradas, disposição dos resíduos em longas leiras de seção triangular; sistema de leiras estáticas, leiras em forma de blocos mantendo os resíduos imóveis, e aeração feita por aspiração de ar; e reatores biológicos, disposição de resíduos em sistemas fechados (reatores), que permitem o controle dos principais parâmetros do processo.

3.3.2 Parâmetros Físicos-químicos e Biológicos que Controlam a Compostagem

- **Teor de Umidade**

O teor de umidade propicia um ambiente favorável para os processos bioquímicos e para a sobrevivência dos organismos decompositores (BIDONE, 2001).

Para que a compostagem ocorra em condições satisfatórias, deve haver equilíbrio entre a quantidade água-oxigênio, para isto, recomenda-se substrato com teor de umidade equivalente a 55-60% (PEREIRA NETO, 1996; KIEHL, 1998). Substrato com umidade acima do recomendado favorece zonas de anaerobiose, que por sua vez geram lixiviado.

A umidade se comporta como um fator limitante da compostagem. O excesso de água nas leiras e a estabilização incompleta da matéria orgânica são fatores que contribuem para que o produto final seja de baixa qualidade comprometendo o seu uso na agricultura (BARREIRA et al., 2006).

- **Aeração**

O processo de decomposição aeróbia depende da presença de oxigênio, taxa de aeração da massa do substrato, controlada por reviramentos periódicos manuais ou mecânicos auxiliando na manutenção da homogeneização, umidade e temperatura. A demanda de oxigênio facilita a atividade biológica e em níveis adequados possibilita a decomposição da matéria orgânica de forma rápida.

Durante o processo aeróbio, o consumo máximo de oxigênio ocorre quando a temperatura da leira está em torno de 55°C, durante a fase de maturação, a demanda tende a diminuir gradativamente.

Segundo Silva (2008) na ausência de oxigênio ou em quantidade insuficiente, o desempenho do sistema é prejudicado, formando gases indesejáveis, chorume e maus odores, além da eventual substituição dos microrganismos aeróbios pelos anaeróbios, considerados, em geral, inconvenientes.

Ogunwande et al. (2008) realizaram co-compostagem de esterco de galinha, resíduos sólidos orgânicos e pó de serra, alternando a frequência de reviramentos semanais, 2, 4 e 6 dias. O tratamento com reviramentos de quatro em quatro dias

obteve o melhor comportamento. O processo teve duração de 87 dias. O reviramento favorece atividade microbiana homogênea na mistura a ser decomposta e realça a evolução do CO₂ (TOSUN et al., 2008).

- **pH**

A degradação da matéria orgânica no processo de compostagem é realizada pela atividade de organismos, os quais necessitam de condições ideais para se manterem ativos. A relevância do pH está associada ao fato de que fungos e bactérias se adaptam melhor a faixas restritas e distintas deste parâmetro, havendo mudanças de pH nas diversas fases de compostagem, no entanto, estas variações não são consideradas um fator crítico do processo, uma vez que ocorre naturalmente um fenômeno conhecido como auto-regulação, efetuado pelos próprios organismos (MANCINI et. al., 2007).

No início da decomposição, os organismos realizam fermentação ácida, o pH mantém-se baixo, em torno de 4,5, favorecendo a retenção de amônia, após a fase termofílica, os ácidos são consumidos e o pH eleva-se a 9,0. A resolução nº. 380 do CONAMA (BRASIL, 2006) admite pH 7,0 para o composto final.

- **Nutrientes**

Os organismos aeróbios responsáveis pela degradação dos resíduos orgânicos utilizam-se de oxigênio, alimentam-se de matéria orgânica e necessitam de micro e macronutrientes para a realização de suas atividades metabólicas. O grau de intensidade e variabilidade da atividade biológica dos organismos decompositores está diretamente relacionado com a diversificação e concentração dos nutrientes envolvidos no processo (HAUG, 1993).

Pereira Neto (1996) ressalta que o carbono e o nitrogênio são os constituintes mais utilizados pelos microrganismos, de modo que o carbono funciona como fonte básica de energia para as atividades vitais dos organismos e o nitrogênio participa ativamente da síntese protéica. De acordo com Bidone (2001) quantidades insuficientes de nitrogênio podem inibir a síntese protéica, diminuindo a taxa de crescimento dos organismos, reduzindo conseqüentemente, a velocidade do processo de compostagem.

Pereira Neto (1996) e Keihl (1998) recomendam que a relação C/N inicial para obtenção de uma alta eficiência nos processos de tratamento biológico dos resíduos orgânicos deve situar-se em entorno de 30:1. Segundo Leitão et al. (2008b) ao analisar a decomposição de folhas de cajueiro (*Anacardium occidentale*) de mangueira (*Mangifera indica*) e esterco bovino, afirmaram que a relação C/N serviu como indicador do grau de decomposição do composto, as pilhas com relação C/N mais alta levaram um maior tempo para se degradar, até atingirem valores recomendados pela literatura especializada. Ogunwande et al. (2008a); Correa, Fonseca e Correa (2007); Hoornweg, Thomas e Otten (2000); Mancini et al. (2006) recomendam faixa ótima para relação C/N entre 25:1 e 30:1.

- **Agentes Biológicos do Processo**

A decomposição da matéria orgânica depende do controle dos parâmetros físico-químicos e da presença de organismos. Segundo Amir et al. (2008), o sucesso da compostagem está relacionado com as habilidades do sistema de fornecer às necessidades básicas à comunidade microbiana: umidade, oxigênio, controle de temperatura e mistura adequada.

Polprasert (1989) sistematiza os diferentes grupos de organismos participantes da compostagem da seguinte forma: bactérias, actinomicetos e fungos, juntamente com larvas de dípteros, constituem os consumidores primários. Os protozoários, nematóides e ácaros representam os consumidores secundários; outros organismos como pseudo-escorpião, besouros e formigas são caracterizados com os consumidores terciários.

As bactérias adaptadas a temperatura baixas (<20°C) são os primeiros organismos a se estabelecerem, seguidas de bactérias mesófilas (20-45°C), iniciam a quebra de carboidratos, com a liberação de calor (energia térmica). Com o aumento da temperatura, surgem as bactérias termófilas, após cinco a dez dias de compostagem aparecem os fungos termófilos, freqüentes em meios ácidos e bastante eficientes na degradação de compostos carbonáceos. De acordo com Silva (2008) em temperaturas superiores a 70°C, fungos, actinomicetos e muitas bactérias começam a inativar e somente algumas bactérias em forma de esporos sobrevivem.

- **Temperatura**

A temperatura, resultante da atividade dos organismos, tem forte influência na decomposição da matéria orgânica, sendo o aumento desta o marco inicial do processo de degradação dos resíduos, bem como a limitação das fases termofílica e mesofílica, compreendendo respectivamente a fase de degradação ativa e a fase de maturação do composto (HAUG, 1993).

Polprasert (1989) divide o processo de compostagem em quatro fases: latente (temperatura ambiente), crescimento (temperatura entre 25-45°C), termofílica (50-65°C) e maturação (25-45°C). 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.

Segundo Keihl (1998) a temperatura ótima para a fase mesofílica situa-se entre 25 a 40°C e a termofílica entre 50 a 55°C. A variação de temperatura na leira começa a partir do segundo dia, após a montagem inicia-se a fase mesofílica, em condições favoráveis a temperatura se eleva, ao se manter constante indicará o início da fase termofílica, permanecendo estável por um determinado tempo, em seguida, a temperatura baixará e entrará novamente na fase mesofílica, marcando o período de humificação do composto, que em poucos dias se encontra inteiramente curado.

As temperaturas inferiores a 25°C tornam o processo mais lento e não eliminam os microrganismos patogênicos, ovos de helmintos, freqüentemente encontrados nos resíduos sólidos orgânicos e principalmente em lodo de esgotos (CARRINGTON, 2001). Porém, Keihl (1998) afirma que temperaturas prolongadas de 70°C a 75°C reduzem a atividade benéfica dos microrganismos e aumenta a possibilidade de perda de nitrogênio por volatilização da amônia, ocorrendo freqüentemente em matéria-prima com baixa relação C/N. Temperaturas elevadas favorecem a falta de oxigênio, a destruição de proteínas, a perda de nitrogênio sob a forma amoniacal e conseqüentemente, a diminuição da velocidade da reação de decomposição, ocasionando a morte de importantes seres vivos decompositores.

Ogunwande et al. (2008) e Saludes et al. (2008) afirmam que a fase termofílica tem durabilidade de 28 dias e após este período as características físico-químicas e biológicas do processo não sofreram muita modificação.

O controle da temperatura tem interferência direta na estabilização da matéria orgânica degradada. Conforme experiência de Leitão et al. (2008a), o sucesso operacional na compostagem está diretamente ligado à manutenção de temperaturas termofílicas, em toda a massa de compostagem, por um maior tempo possível, durante a fase ativa, a qual promove uma série de vantagens, tais como: aumento da taxa de degradação da matéria orgânica e ser um dos mais importantes mecanismos para a eliminação de bactérias patogênicas.

3.4 Co-Compostagem

Polprasert (1989), utiliza o termo "tratamento aeróbio conjugado", para processo de compostagem, que tem como substrato, a mistura de resíduos de diferentes origens e composição.

A Tecnologia de co-compostagem está sendo alvo de pesquisas nacionais e internacionais, segundo dados apresentados na Tabela 01.

Tabela 01 Experiências de co-compostagem.

Local	Resíduos orgânicos		Referências
Fortaleza/CE	Folhas de cajueiro e de mangueira	Esterco bovino	Leitão et al. (2008a); Leitão et al. (2008b)
Turquia	Municipais	Restos de rosas	Zhu (2007)
Japão	Celulose de papel	Esterco bovino	Saludes (2008)
Brasília/DF	Serragem, podas de árvores, cavaco de madeira	Lodo de ETE	Correa, Fonseca e Correa (2007)
Campina Grande/PB	EMPASA e Mercado público central	Resíduos sólidos industriais de curtume	Brito (1999)
Campina Grande/PB	EMPASA e Mercado público central	Lodo de Tanque séptico unifamiliar	Silva et al. (2008)

Tabela 01 Experiências de co-compostagem. Continuação.

Local	Resíduos orgânicos		Referências
Campina Grande/PB	Domiciliar	Lodo de Tanque séptico coletivo	Silva (2008)
Kumasi/Gana	Municipais	Lodo de Tanque séptico-desidratado	Koné et al. (2007)
Barcelona/Espanha	Gorduras animais	Lodo de Esgoto municipal	Gea et al. (2007)
Marrakech/Marrocos	Palhas	Lodo de Lagoa de Estabilização	Amir et al.(2008)

Dentre as tecnologias de co-compostagem destaca-se a utilização de lodo de esgotos com resíduos sólidos orgânicos.

Excretas humanas, lodos de esgotos, são usualmente utilizados para suportar a produção de alimentos em muitos países do mundo, especialmente na China, no Sudeste Asiático e em várias partes da África, entretanto, para utilizá-las na agricultura, precisam ser tratadas, a fim de eliminar o elevado número de patógenos presentes nas fezes (HOORNWEG et al., 2000). A co-compostagem é apontada como processo de tratamento biológico para redução de patógenos e estabilização de compostos orgânicos (ALMEIDA et al., 2006). O tratamento do lodo puro através do processo de compostagem torna-se inviável devido o alto teor de umidade, a baixa relação C/N e a granulometria fina (SILVA et al., 2008; SILVA, 2008).

Dentre os fatores que influenciam o processo de co-compostagem destaca-se o teor de umidade e a relação C/N, que fornece requisitos essenciais para a taxa de decomposição da matéria orgânica (OGUNWANDE et al., 2008). Pereira Neto (1996) sugere que a relação C/N seja criteriosamente balanceada utilizando a potencialidade do lodo de esgoto (rico em nitrogênio) tratados em conjunto com resíduos sólidos orgânicos (rico em carbono).

3.4.1 Qualidade do Composto

Para incentivar o uso de lodo de esgoto e seus derivados, sobretudo na agricultura, o termo biossólido foi proposto pela Water Environmental Federation –

WEF para designar adubo orgânico produzido a partir de subprodutos de estações de tratamento de esgotos sanitários (lodo).

Em termos de legislação a que melhor se aplica a utilização de bio sólidos baseia-se na United States Environmental Protection Agency – USEPA (1993), norma 40 CFR-Part 503, classificando bio sólidos em Classe A e B de acordo com os critérios microbiológicos (Tabela 02).

Tabela 02 Critérios de classificação de bio sólidos segundo a normatização dos Estados Unidos

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

Legenda NE – não especifica

Fonte 40 Part.503 (USEPA, 1993)

Nacionalmente, a Resolução do CONAMA nº. 375/06 (BRASIL, 2006a) define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodo de esgoto gerado em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, classificando os bio sólidos em Classe A para lodo que apresente número de ovos de helmintos inferior a 0,25 ovo/g.ST e B para lodo com mais de 0,25 ovo/g.ST e menos de 10 ovos/g.ST, semelhante à norma 40 Part.503 (USEPA, 1993), considerando a quantidade de microrganismos patogênicos (Tabela 03)

Tabela 03 Quantidade limite de microrganismos indicadores de contaminação em bio sólidos no Brasil.

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

Legenda NE – não especifica

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

A instrução Normativa nº. 23, de 31 de agosto de 2005 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2005), estabelece limites de tolerâncias para a concentração de micro e macro nutrientes de adubos orgânicos. A normativa explicita também a natureza física para pó, farelado, granulado e farelado grosso, conforme exposto na Tabela 04.

Tabela 04 Natureza física dos fertilizantes orgânicos.

NATUREZA FÍSICA	ESPECIFICAÇÃO GRANULOMÉTRICA		
	PENEIRA	PASSANTE	RETIDO
PÓ	2mm (ABNT nº 10)	100%	0%
	0,84mm (ABNT nº 20)	70% mínimo	30% máximo
	0,3mm (ABNT nº 50)	50% mínimo	50% máximo
FARELADO	3,36mm (ABNT nº 6)	95% mínimo	5% máximo
	0,5mm (ABNT nº 35)	25% máximo	75% mínimo
GRANULADO	4mm (ABNT nº 5)	95% mínimo	5% máximo
	1mm (ABNT nº 18)	5% máximo	95% mínimo
FARELADO GROSSO	4,8mm (ABNT nº 4)	100%	0%
	1mm (ABNT nº 18)	20% máximo	80% mínimo

Fonte Normativa nº. 23, de 31 de agosto de 2005 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2005).

4.0 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização e local da pesquisa

O trabalho foi realizado nas dependências físicas da EXTRABES (Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários), localizada no bairro do Catolé, em Campina Grande/PB (7°13'11" sul, 35°52'31" oeste, a 550 m acima do nível do mar), pertencente à Universidade Estadual da Paraíba e à Universidade Federal de Campina Grande, durante o período de Agosto de 2008 a Julho de 2009.

4.2 Lodos de Tanques Sépticos Unifamiliar

A coleta de lodos foi realizada em tanque séptico unifamiliar de oito domicílios do distrito de Malhada da Roça, que possuíam de 1 a 5 anos de construção, com o intuito de conhecer a qualidade físico-química e parasitológica dos lodos. O critério de escolha do município correspondeu ao número de habitantes igual ou inferior a 10 mil e a localização deste no semi-árido paraibano. O distrito pertence ao município de São João do Cariri, localizado no semi-árido paraibano, na Bacia hidrográfica do Rio Taperoá, Microrregião do Cariri e na mesorregião da Borborema do Estado da Paraíba, situada a 216 km da capital, João Pessoa. Sua área é de 702 km² com 4.715 habitantes e densidade de 6,82 hab./km² e a sede do município localiza-se nas coordenadas 07°23'27" de Latitude Sul e 36°31'58" de Longitude Oeste, a 458m de altitude.

O distrito de Malhada da Roça possui 120 domicílios, cada domicílio abriga cerca de cinco moradores, totalizando população de aproximadamente 600 habitantes. Em geral, a renda familiar está distribuída entre um a dois salários mínimos. O distrito não possui rede coletora de esgoto. Em virtude desta realidade, mais de 90% dos domicílios possuem tanque séptico. Malhada da Roça foi escolhida devido à quantidade significativa de tanques sépticos unifamiliar no distrito e a existência de trabalhos anteriores na comunidade envolvendo questões ambientais, principalmente relacionadas com a água de chuva armazenadas em cisterna.

Os critérios adotados para escolha dos tanques sépticos foram o tempo de funcionamento e a sua localização em Malhada da Roça, de forma que os tanques escolhidos não se situassem em residências próximas entre si.

Coletou-se uma amostra composta de lodo de dez pontos distintos em cada tanque séptico. Para a coleta das amostras compostas de lodo foi utilizado uma bomba de sucção construída de cano de PVC (Figura 03).



Figura 03 Foto de coleta de lodos em tanques sépticos unifamiliar no Distrito de Malhada da Roça, Município de São João do Cariri, semi-árido paraibano. 2008.

Os tanques sépticos unifamiliar da comunidade de Malhada da Roça foram construídos pela prefeitura e pelos próprios moradores da região, sem observar as configurações exigidas pela NBR 7229/93. A maioria (95%) dos tanques sépticos possui câmara única, cerca de 50% possui suspiro para liberação de gás e em alguns domicílios (8%), o sistema de esgotamento é seguido pelo pós-tratamento com filtro anaeróbio. Na Tabela 05 são apresentadas as características dos tanques sépticos analisados.

Tabela 05 Características dos tanques sépticos unifamiliar estudados em Malhada da Roça, semi-árido paraibano. 2008.

CARACTERÍSTICAS	TANQUES SÉPTICOS UNIFAMILIAR						
	TS ₁	TS ₂	TS ₃	TS ₄	TS ₅	TS ₆	TS ₇
Ano de Construção	2007	2007	2006	2006	2004	2004	2003
Número de câmaras	1	1	2	1	1	1	1
Comprimento (m)	1,83	2,75	1,87	1,60	2,1	2,5	2,0
Largura (m)	1,53	2,35	1,47	1,3	1,2	1,4	1,0
Profundidade (m)	1,5	1,5	1,5	1,5	1,6	1,5	1,5
Capacidade volumétrica (m³)	4,2	9,7	4,1	3,1	4,0	5,3	3
Número de contribuintes	4	5	6	6	4	2	5

Legenda TS – Tanque séptico.

4.3 Resíduos Sólidos Orgânicos

Para a realização do experimento foram coletados resíduos sólidos orgânicos na EMPASA - Empresa Paraibana de Alimentos e Serviços Agrícolas, em Campina Grande-PB.

A coleta foi realizada em dois dias consecutivos durante o período da manhã, os resíduos sólidos orgânicos foram acondicionados em sacos de nylon com capacidade para 60 kg e transportados as dependências da EXTRABES. Em seguida, os resíduos foram previamente triturados, em triturador de resíduos sólidos orgânicos marca "TRAPP-TR200", com o objetivo de alcançar a granulometria ideal ao processo de co-compostagem. Após a trituração foram coletadas amostras dos resíduos sólidos orgânicos de dez pontos diferentes, com o objetivo de caracterizá-los físico-quimicamente e parasitologicamente, antes de utilizá-los no sistema de co-compostagem.

4.4 Estruturante

O estruturante tem a finalidade de contribuir para otimização da granulometria e da aeração do substrato. O estruturante utilizado no sistema experimental de co-compostagem correspondeu ao farelado grosso de difícil degradação resultante de co-compostagem de lodo de tanques sépticos coletivos (20%) e resíduos sólidos orgânicos domiciliares (80%) obtido em trabalho anterior (SILVA, 2008).

4.5 Descrição do Sistema Experimental

O sistema experimental foi constituído de nove tratamentos de co-compostagem de lodo de tanque séptico unifamiliar e resíduos sólidos orgânicos. O percentual de lodo nos tratamentos correspondeu a 20%, percentagem indicada para co-compostagem de lodo e resíduos sólidos orgânicos definida anteriormente por Silva (2008).

Para o processo de co-compostagem foram utilizados reatores aeróbios de polietileno com formato cilíndrico (0,70m de altura, 0,45 de diâmetro) e capacidade volumétrica unitária de 100 litros. Os reatores apresentavam cor preta, massa de 4 kg e pequenos furos de 1 cm nas laterais para medição de temperatura.

As variáveis analisadas no sistema experimental foram: frequência de reviramentos e percentagem de estruturante em cada reator, conforme descrito na Tabela 06.

Tabela 06 Descrição dos tratamentos de co-compostagem de lodo de tanque séptico unifamiliar com resíduos sólidos orgânicos.

TRATAMENTOS	FREQUÊNCIA DE REVIRAMENTOS SEMANAIS			PERCENTAGEM DE ESTRUTURANTE		
	1	2	3	0%	4%	8%
T ₁	x			x		
T ₂	x				x	
T ₃	x					x
T ₄		x		x		
T ₅		x			x	
T ₆		x				x
T ₇			x	x		
T ₈			x		x	
T ₉			x			x

Cada reator foi alimentado com 50 kg de substrato. A discriminação em kg de cada substrato para os diferentes tratamentos está exposta na Tabela 07.

Tabela 07 Fração dos constituintes utilizados na preparação dos substratos dos tratamentos de co-compostagem.

Tratamentos	Composição para os diferentes tratamentos (kg)		
	Lodo de Tanques Sépticos Unifamiliar	Resíduos sólidos orgânicos – EMPASA	Estruturante
T ₁	10 ⁽¹⁾	40 ⁽²⁾	0
T ₂	10	38	2 ⁽³⁾
T ₃	10	36	4
T ₄	10	40	0
T ₅	10	38	2
T ₆	10	36	4
T ₇	10	40	0
T ₈	10	38	2
T ₉	10	36	4

⁽¹⁾ O lodo continha 71,8% de teor de umidade e 26,6% de STV (%ST)

⁽²⁾ O resíduo orgânico continha 82,0% de teor de umidade e 91,4% de STV (%ST)

⁽³⁾ O estruturante continha 28,2% de teor de umidade e 35,7% de STV (%ST)

O esquema de disposição dos reatores e sua distribuição no local de pesquisa estão mostrados na Figura 04.

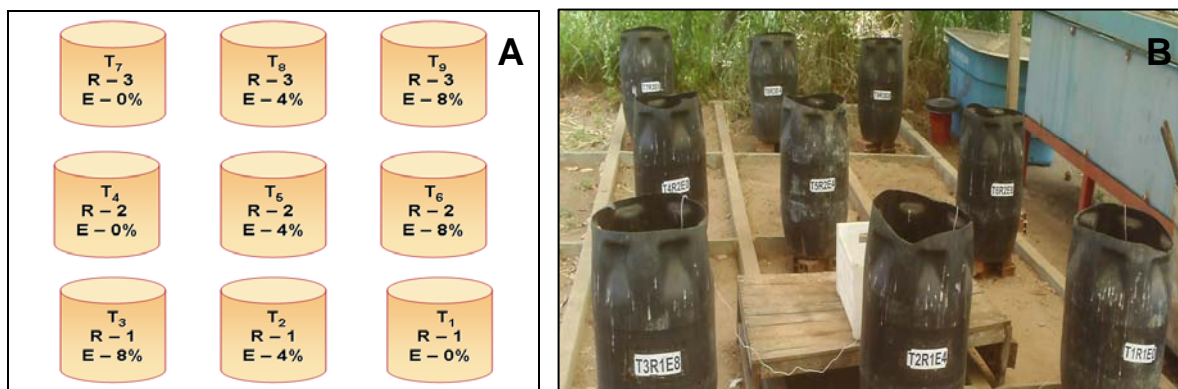


Figura 04 A – Esquema de montagem dos reatores; B – Foto da disposição dos reatores utilizados no experimento de co-compostagem.

Para montagem do experimento foram coletados 120 kg de lodo de tanque séptico unifamiliar (TS_3) em Malhada da Roça/PB e uma tonelada de resíduos sólidos orgânicos na EMPASA, em Campina Grande/PB.

O lodo foi submetido ao pré-tratamento por meio de secagem natural em uma caixa cilíndrica de amianto, durante 30 dias, com a finalidade de reduzir o teor de umidade para 70% (Figura 05).



Figura 05 Pré-tratamento do lodo. A – Fotos do lodo transportado de Malhada da Roça; B – Foto da secagem natural do lodo em uma caixa cilíndrica de amianto; C – Foto da secagem do lodo.

Depois da trituração e ajuste no teor de umidade, foram pesadas as devidas quantidades de lodo, resíduo sólido orgânico e estruturante para que os substratos fossem preparados. As massas foram homogêneas (Figura 06) e acondicionadas nos reatores aeróbios.



Figura 06 Foto da homogeneização dos substratos (lodo, resíduos sólidos orgânicos triturados e estruturante).

4.6 Monitoramento do Sistema Experimental

Os tratamentos de co-compostagem foram monitorados durante um período de 112 dias. A temperatura das leiras foi medida diariamente em três níveis: topo, centro e base.

O reviramento do substrato foi realizado uma, duas ou três vezes semanais, conforme descritos anteriormente na Tabela 06, com o auxílio de equipamentos agrícolas manuais (estrovenga). Semanalmente foi realizada a pesagem dos reatores, ajuste da umidade para 55% e coletadas amostras compostas de dez pontos diferentes de cada leira. Em seguida as amostras foram encaminhadas ao laboratório para realização das análises físico-químicas e parasitológicas. As amostras foram pesadas para posteriormente serem diminuídas da massa total dos reatores no balanço de massa. As análises e os métodos adotados estão apresentados na Tabela 08.

Tabela 08 Frequência de análise dos parâmetros físico-químicos e parasitológicos e seus métodos adotados.

PARÂMETROS	FREQÜÊNCIA DAS ANÁLISES	MÉTODOS ANALÍTICOS
Temperatura	Diária	Termômetro de haste de mercúrio
Sólidos Totais (%)	Semanal	Gravimétrico
Sólidos Totais Voláteis (%)	Semanal	Gravimétrico
Umidade (%)	Semanal	Gravimétrico
Nitrogênio Total (%ST)	Semanal	Micro Kjeldahl
Fósforo Total (%ST)	Semanal	Espectrofotométrico
Potássio (%ST)	Semanal	Fotometria de Chama
Sódio (%ST)	Semanal	Fotometria de Chama
pH (unidade)	Semanal	Potenciométrico
Ovos de Helmintos (ovos/gST)	Semanal	Sedimentação

O substrato foi submetido a digestão ácida para preparação de extratos seguindo as recomendações de Silva (1999). Em seguida o extrato obtido foi analisado para a determinação dos parâmetros físico-químicos segundo os métodos preconizados por APHA-AWWA-WEF (1998). A determinação do pH em água, também foi realizada de acordo com a recomendação proposta por Silva (1999).

As análises parasitológicas de ovos de helmintos foram realizadas pelo método proposto por Meyer (1978). 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%, de modo que os ovos viáveis são impermeáveis a certos tipos de corantes e, portanto não se coram já os que perderam sua viabilidade é permeável e se coram (ZERBINI et al., 1999).

No final do período de monitoramento do experimento foi realizado o peneiramento duplo do composto final e sua respectiva classificação. Utilizou-se inicialmente uma peneira de 4 mm, e em seguida, uma peneira de 2 mm; classificando-os em três tipos de composto: farelado grosso, farelo e pó, conforme Instrução Normativa do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento nº. 23 de 31 de agosto de 2005 (BRASIL, 2005).

4.7 Tratamento dos Dados

4.7.1 Correlação

Foram aplicados testes de correlação entre os parâmetros monitorados nos nove tratamentos de co-compostagem estudados, aplicando teste de Pearson através do software Microsoft Excel. 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, indica que as duas variáveis não são dependentes (SHIMAKURA, 2006). Na Tabela 09 são apresentados os valores para interpretação referente ao coeficiente de correlação.

Tabela 09 Interpretação referente ao coeficiente de correlação (r)

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

4.7.2 Balanço de Massa

O emprego do balanço de massa leva em consideração o princípio da conservação da massa, de modo que a massa alimentada durante o intervalo de tempo a um sistema é igual à massa que sai, mais a massa que ficou acumulada no sistema durante o intervalo de tempo considerado (LEITE; POVINELLI; VAZQUEZ, 1999). A eficiência de transformação do substrato dos reatores foi avaliada a partir do princípio da conservação das massas, em que:

$$M_{entrada} = M_{saída} + M_{transformada} \quad (\text{Equação 01})$$

$$ET = \left(\frac{M_{transformada}}{M_{entrada}} \right) \times 100 \quad (\text{Equação 02})$$

Onde: $M_{entrada}$: Massa de entrada (kg)

$M_{saída}$: Massa de saída (kg)

$M_{transformada}$: Massa transformada (kg)

ET: Eficiência da massa transformada (%)

3.7.3 Cinética de Biodegradação

A cinética de biodegradação foi dividida em duas fases: rápida e lenta. Para divisão das fases foi observado os valores médios da taxa de utilização das massas de sólidos totais voláteis e de nitrogênio total Kjeldahl, e taxa de decaimento da relação C/N. As taxas foram calculadas através das equações 03, 04 e 05.

$$T_{STV} = \left(\frac{M_{STV_1} - M_{STV_2}}{t_2 - t_1} \right) \quad (\text{Equação 03})$$

$$T_{NTK} = \left(\frac{M_{NTK_1} - M_{NTK_2}}{t_2 - t_1} \right) \quad (\text{Equação 04})$$

$$T_{C/N} = \left(\frac{M_{C/N_1} - M_{C/N_2}}{t_2 - t_1} \right) \quad (\text{Equação 05})$$

Onde:

M_{STV_1} : Massa de STV presente no tempo 1 (kg)

M_{STV_2} : Massa de STV presente no tempo 2 (kg)

M_{NTK_1} : Massa de NTK presente no tempo 1 (g)

M_{NTK_2} : Massa de NTK presente no tempo 1 (g)

M_{C/N_1} : Relação C/N no tempo 1

M_{C/N_2} : Relação C/N no tempo 2

T_{STV} : Taxa de utilização de STV ($\text{kg}_{STV} \cdot \text{dia}^{-1}$)

T_{NTK} : Taxa de utilização de NTK ($\text{g}_{NTK} \cdot \text{dia}^{-1}$)

$T_{C/N}$: Taxa de decaimento da Relação C/N ($\text{unidades}_{C/N} \cdot \text{dia}^{-1}$)

t_1 : tempo 1

t_2 : tempo 2

A partir dos resultados das taxas de utilização foi estabelecido período de 35 dias para a fase rápida e 77 dias para a fase lenta. Definido esses períodos, os dados para constante cinética foram determinados para cada fase separadamente.

O comportamento da massa de material orgânico e NTK nos sistemas de tratamento biológico podem ser representados pelo modelo de cinética de 1ª ordem, que resulta em equações exponenciais do tipo:

$$M_t = M_i \cdot e^{-k \cdot t} \quad (\text{Equação 06})$$

Onde:

M_t : Massa presente num tempo t (kg);

M_i : Massa inicial do substrato (kg);

t : Tempo do processo de co-compostagem (dia);

k : Constante de biodegradação de primeira ordem (dia^{-1}).

Para determinação da constante de biodegradação de primeira ordem, os dados coletados foram plotados em função do tempo e ajustadas equações exponenciais aplicando modelo de 1ª ordem tanto para fase rápida como para fase lenta. A partir das equações ajustadas às constantes para sólidos totais voláteis, nitrogênio total Kjeldahl e relação C/N foram determinadas.

3.7.4 Gráficos de Contorno

Foram construídos gráficos de contorno para verificar as interações entre o tempo de reviramento e a percentagem de estruturante utilizada nos tratamentos de co-compostagem para a constante (k) de carbono e para transformação de sólidos totais voláteis, utilizando o software Minitab 15.

5.0 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

5.1 Características dos Lodos de Tanques Sépticos Unifamiliar

Foram realizadas três repetições das análises físico-químicas das amostras compostas de lodo de tanque séptico unifamiliar e os resultados estão apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 Valores referentes às análises de lodos de tanques sépticos unifamiliar.

Parâmetros Físicos-químicos	Tanques Sépticos Unifamiliar						
	TS ₁	TS ₂	TS ₃	TS ₄	TS ₅	TS ₆	TS ₇
ST (%)	15,7	13,3	11,4	13,9	26,4	10,9	17,3
STV (%ST)	33,5	32,7	32,6	39,1	23,2	36,2	32,7
TU (%)	84,3	86,7	88,6	86,1	73,6	89,2	82,8
COT (%ST)	18,6	18,1	29,2	21,8	12,9	20,1	18,2
NTK (%ST)	1,2	1,7	2,5	1,5	0,7	1,1	1,2
RELAÇÃO C/N	15,5	10,6	11,7	14,5	18,4	18,3	15,2
P (%ST)	1,6	1,7	1,4	1,5	1,3	0,8	1,2
K (%)	0,04	0,10	0,06	0,06	0,06	0,10	0,06
Na (%ST)	0,16	0,15	0,15	0,13	0,13	0,16	0,11
pH	7,4	8,2	7,7	8,2	7,6	7,6	7,7

Optou-se em coletar e utilizar lodo gerado no tanque séptico TS₃, devido suas características físico-químicas: 88,6% de teor de umidade, 29,2% de carbono orgânico total, 2,5% de nitrogênio e 1,4% de fósforo em base seca. Este tanque séptico unifamiliar recebe contribuição diária de esgoto doméstico de seis pessoas, cinco adultos e uma criança, constitui-se de duas câmaras, com as seguintes dimensões 1,87m de comprimento, 1,47m de largura e 1,5m de profundidade, com capacidade volumétrica de 4m³.

5.2 Características dos substratos utilizados nos sistemas de tratamento de co-compostagem

Na Tabela 11 estão apresentados os dados referentes a caracterização físico-química e parasitológica do lodo de tanque séptico unifamiliar, resíduos sólidos orgânicos e estruturante utilizados para montagem do experimento, após a perda de umidade.

Tabela 11 Características dos resíduos utilizados na montagem do experimento.

Parâmetros Físico-químicos e Parasitológicos	Lodo	Resíduo Orgânico	Estruturante
ST (%)	28,2	18,0	71,8
STV (%ST)	26,6	91,4	35,7
TEOR DE UMIDADE (%ST)	71,8	82,0	28,2
COT (%ST)	14,8	50,8	19,8
RELAÇÃO C/N	8,74	47,4	11,5
NTK (%ST)	1,7	1,1	1,7
FÓSFORO (%ST)	0,73	0,08	0,13
POTÁSSIO (%ST)	0,4	0,24	0,10
SÓDIO (%ST)	0,07	0,003	0,003
pH	7,72	3,48	10,1
HELMINTOS (ovos/gST)	33,2	2,90	0,0

Observa-se na Tabela 11 que os valores dos resultados das características físico-químicas dos resíduos foram separados por constituintes para montagem do sistema experimental de co-compostagem, esses constituintes foram misturados com suas respectivas proporções conforme especificado anteriormente na Tabela 07.

A Tabela 12 mostra os valores dos parâmetros físico-químicos e sanitários dos substratos de entrada e saída dos diferentes tratamentos de co-compostagem.

Tabela 12 Parâmetros físico-químicos e parasitológicos dos substratos de entrada e saída dos tratamentos de co-compostagem.

Parâmetros Físico-químicos e Parasitológicos	ST (%)	STV (%ST)	TU (%ST)	COT (%ST)	C/N	NTK (%ST)	P (%ST)	K (%ST)	Na (%ST)	pH	HELMINTOS (ovos/gST)	
T ₁	S _E	25,0	73,8	75,0	41,0	33,9	1,2	0,37	0,18	0,03	3,7	12,4
	S _S	64,1	27,1	36,0	15,1	8,4	1,8	0,42	0,29	0,05	8,7	0,0
T ₂	S _E	26,8	56,5	73,2	31,4	23,0	1,4	0,42	0,21	0,03	4,0	10,3
	S _S	62,9	28,3	37,1	15,7	9,6	1,6	0,45	0,29	0,05	8,8	0,0
T ₃	S _E	25,7	64,1	74,3	35,6	36,0	1,0	0,36	0,25	0,04	4,0	8,3
	S _S	63,3	28,4	36,7	15,8	9,3	1,7	0,41	0,30	0,05	8,9	0,0
T ₄	S _E	24,0	61,2	76,0	34,0	24,3	1,4	0,38	0,19	0,03	3,8	11,6
	S _S	67,6	26,6	32,4	14,8	7,2	2,1	0,48	0,28	0,06	8,8	0,0
T ₅	S _E	22,5	68,2	77,5	37,9	25,4	1,5	0,37	0,23	0,03	3,8	9,7
	S _S	64,6	25,1	35,4	14,0	8,3	1,7	0,41	0,27	0,05	8,9	0,0
T ₆	S _E	25,0	62,2	75,0	34,6	25,9	1,3	0,37	0,25	0,03	4,0	9,5
	S _S	60,7	26,7	39,3	14,8	9,5	1,6	0,40	0,30	0,06	9,1	0,0
T ₇	S _E	21,6	66,9	78,4	37,2	28,0	1,3	0,40	0,15	0,03	3,9	12,3
	S _S	68,4	24,2	31,6	13,4	7,8	1,7	0,51	0,24	0,04	9,1	0,0
T ₈	S _E	27,4	54,5	72,6	30,3	36,9	0,8	0,42	0,22	0,04	4,0	11,7
	S _S	64,8	26,1	35,2	14,5	9,0	1,6	0,43	0,28	0,06	9,0	0,0
T ₉	S _E	27,1	62,5	73,0	34,7	38,6	0,9	0,43	0,21	0,04	4,1	8,4
	S _S	67,2	25,2	32,8	14,0	7,8	1,8	0,51	0,31	0,06	9,0	0,0

Legenda S_E – Substrato de entrada; S_S – Substrato de saída

De acordo com os dados apresentados na Tabela 12 pode se observar os principais parâmetros dos substratos alimentados aos reatores e do material bioestabilizado obtido no final do processo, dentre estes destaca-se o teor de umidade entre 72,6 (T₈) e 78,4%(T₇), valores bem acima dos teoricamente sugeridos por Pereira Neto (1996) e Mancini et al. (2006), os quais recomendam faixa de umidade ótima de 50 – 60%. Contudo, durante o monitoramento do experimento, o teor de umidade foi controlado a partir do reviramento das leiras, seguindo a frequência definida no capítulo 4. Após o 1º mês, o teor de umidade atingiu a faixa ótima recomendada pela literatura. Ao final do processo o teor de umidade atingiu valores entre 31,6 (T₇) e 39,3% (T₆).

O comportamento da relação C/N considerada como variável de equilíbrio do processo de co-compostagem teve início com valores entre 23,0 (T₂) e 38,6 (T₉). Os valores ótimos para a relação C/N inicial segundo Pereira Neto (1996) e Kiehl (1998) devem estar em torno de 30:1. Ao final do experimento a relação C/N apresentou valores em torno de 7,2 (T₄) e 9,6 (T₂) (Tabela 12), de acordo com a instrução normativa nº. 23 (BRASIL, 2005) os compostos produzidos devem apresentar relação C/N entre 8/1 a 12/1. Entre os tratamentos apenas o T₄, T₇ e T₉ apresentaram índices baixos de acordo com a legislação.

Os macronutrientes apresentaram valores mais altos no material de saída. Os valores iniciais de nitrogênio total Kjeldahl estiveram entre 0,8% (T₈) e 1,5% (T₅) e os valores finais entre 1,6% (T₆) e 2,1% (T₄). O fósforo inicial apresentou valor médio de 0,4% no início do processo e ao final valor máximo de 0,5%. O comportamento do potássio apresentou valor médio de 0,2% no substrato de entrada e valor máximo de 0,3% no substrato de saída.

5.3 Monitoramento do Sistema Experimental

5.3.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Na Figura 08 está apresentado o comportamento da evolução temporal do pH do substrato utilizado nos diferentes tratamentos.

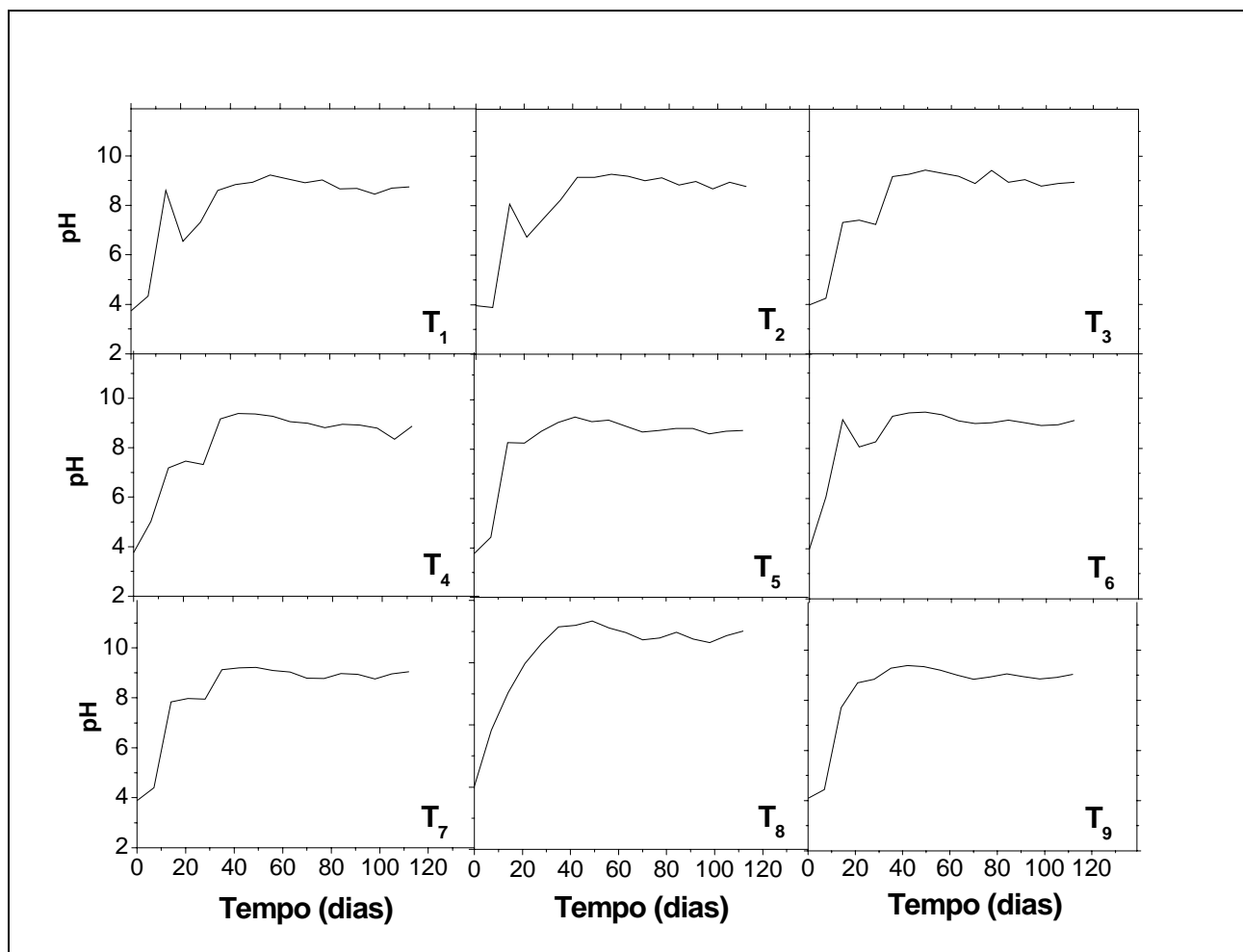


Figura 07 Comportamento da evolução temporal do Potencial Hidrogeniônico (pH) nos sistemas de tratamento de co-compostagem.

Inicialmente o pH do substrato apresentou característica ácida, devido a degradação da matéria orgânica, seguida da formação de ácidos orgânicos, o pH variou de 3,74 (T₁) a 4,09 (T₉), diferentemente de outros trabalhos que iniciaram com pH em torno de 6,0 – 6,5 (ELANGO et al., 2009; TEJADA; GARCÍA-MARTÍNEZ; PARRADO, 2009; FIORI; SCHOENHALS; FOLLADOR, 2008). O pH baixo pode ser explicado pela composição dos resíduos orgânicos utilizados no experimento, o qual continha grande quantidade de frutas que apresentam características ácidas, como: laranja, abacaxi, limão, entre outros. Após duas semanas de monitoramento o pH manteve-se alcalino em todos os tratamentos, atingindo ao final do processo valores entre 8,74 (T₁) e 9,11 (T₆) unidades de pH.

A elevação do pH no decorrer do processo de co-compostagem ocorre devido a ativação das reações bioquímicas de oxidação na fase termófila. Segundo Tejada; García-Martínez; Parrado (2009) a atividade enzimática é intensificada nos primeiros

15 dias da leira de co-compostagem, após este período ocorre diminuição da disponibilidade de compostos orgânicos, e conseqüentemente diminuição da atividade microbiana, responsável pelas reações bioquímicas. Ao final do processo, fase de maturação, o pH deve estar entre 7,5 e 9,0 (HAUG, 1993).

5.3.2 Temperatura

A temperatura é considerada um dos fatores mais importante do processo de co-compostagem, uma vez que a decomposição ocorre através da ação de organismos biológicos, que realizam metabolismo exotérmico, aumentando a temperatura da leira a ser co-compostada (LEITÃO et al., 2008a). Na Figura 09 está apresentado o comportamento da evolução temporal da temperatura durante o processo de co-compostagem.

Devido ao alto teor de umidade do substrato na fase inicial dos tratamentos de co-compostagem e ao pequeno tamanho das leiras nos reatores, a temperatura atingiu a fase termófila, que de acordo com as recomendações de Keihl (1998) devem estar entre 50°C e 55°C, por apenas dois dias (8º e 9º dia). As maiores temperaturas foram observadas no topo e no centro das leiras de co-compostagem, havendo maior permanência de temperaturas elevadas no topo.

A temperatura máxima atingida na massa de substrato foi de 54°C no topo das leiras do T₉ (7º e 8º dia) e do T₆ (8º dia), e no T₈ no topo e no centro (8º dia). O T₅ e T₇ apresentaram temperatura máxima de 53°C e 50°C, respectivamente. O T₂, T₃ e T₄ apresentaram temperatura máxima de 46°C e o T₁ máxima de 44°C.

Após duas semanas de experimento, as temperaturas da massa do substrato demarcaram a fase mesófila com temperaturas em torno de 35°C a 40°C. Após este período a temperatura manteve-se constante, com valores similares a temperatura ambiente. No final do experimento as temperaturas da massa do substrato apresentaram valores inferiores a temperatura ambiente, este fato ocorreu devido a diminuição da temperatura durante a noite e como as temperaturas das leiras eram medidas diariamente às 9h o valor registrado na massa do substrato era inferior, atingindo em todos os tratamentos 23°C a 25°C, enquanto a temperatura ambiente oscilava de 28°C a 30°C.

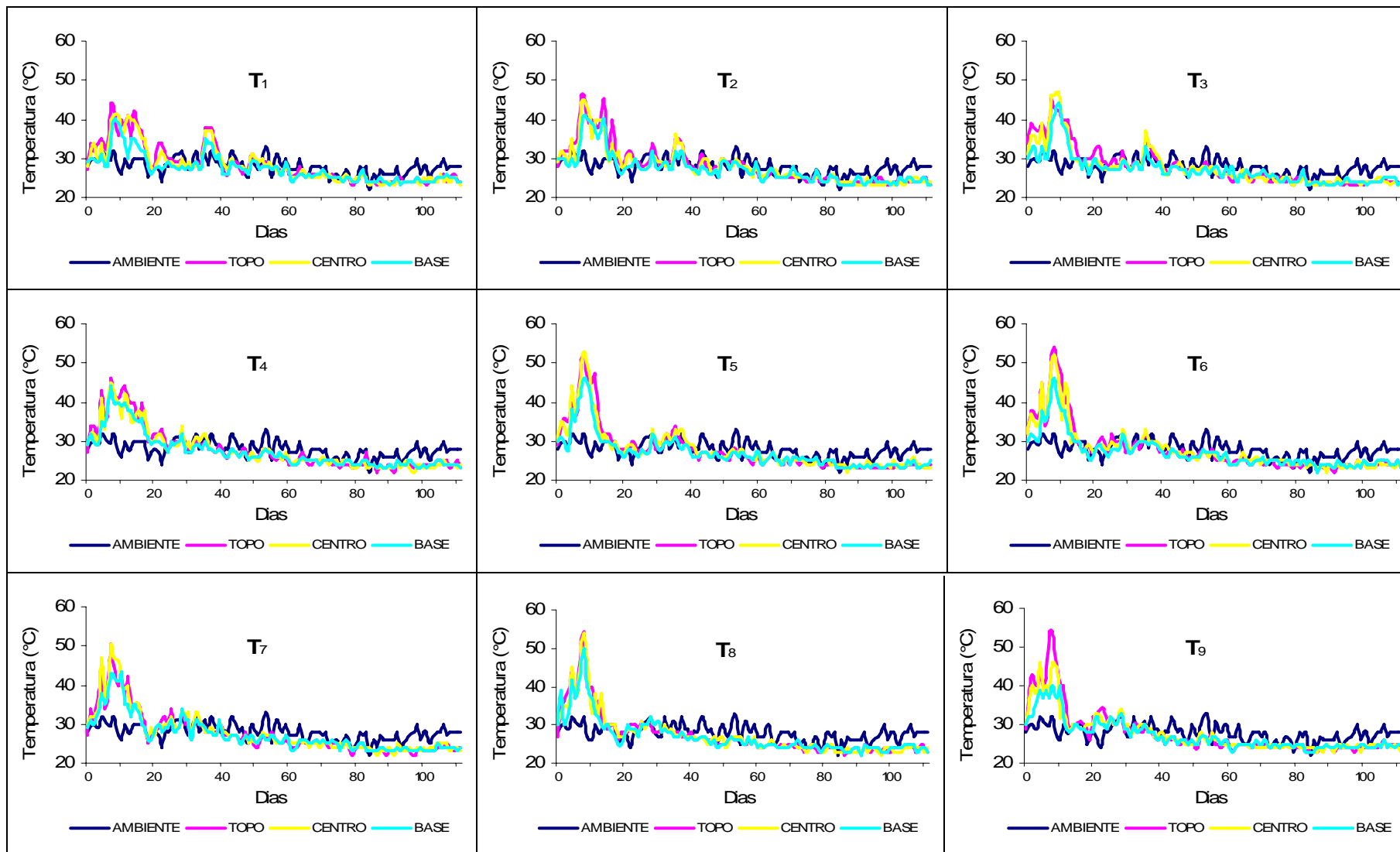


Figura 08 Comportamento da evolução temporal das temperaturas no topo, no centro e na base dos sistemas de tratamento.

5.3.3 Sólidos Totais Voláteis

Na Figura 10 é apresentado o comportamento temporal de sólidos totais voláteis durante o processo de co-compostagem.

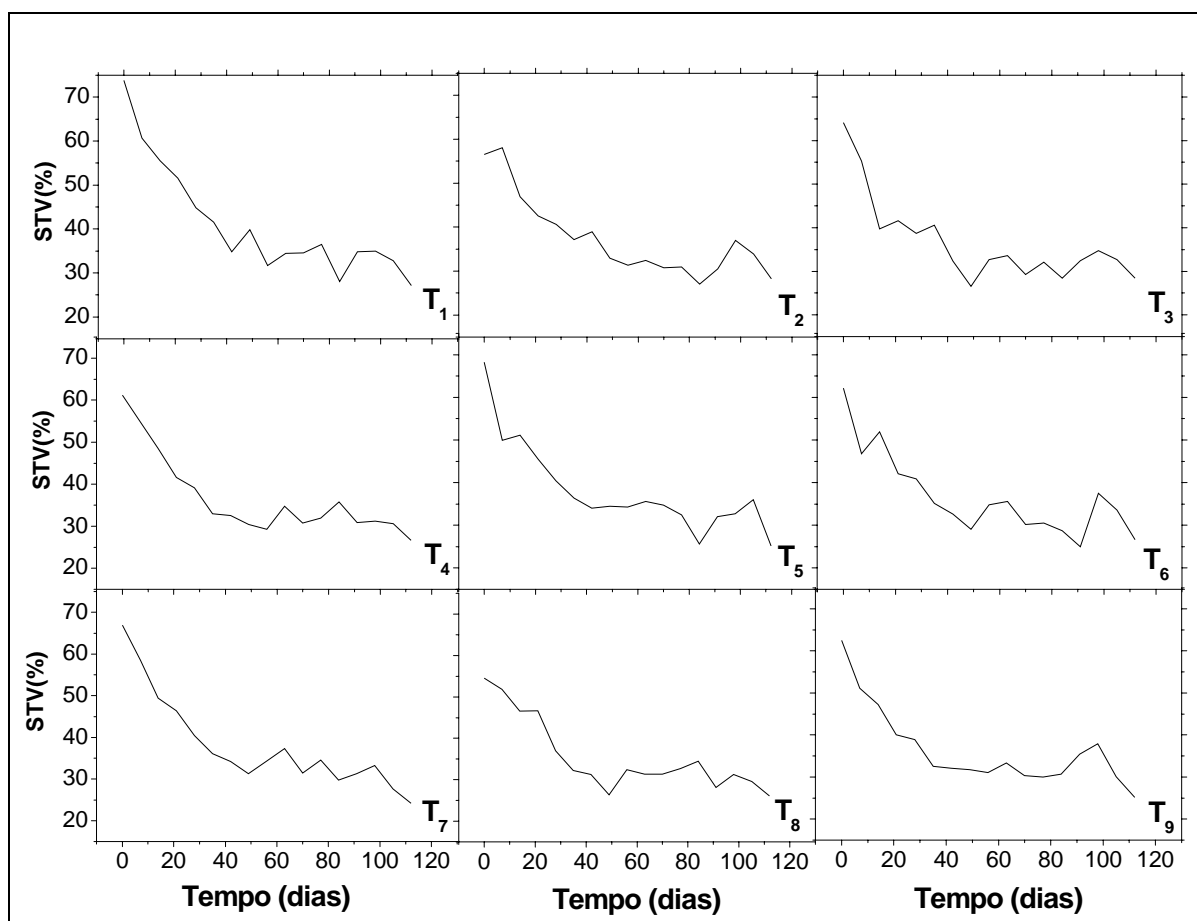


Figura 09 Comportamento da evolução temporal da dos Sólidos Totais Voláteis (STV) ao longo dos sistemas de tratamento de co-compostagem.

Conforme mostra a Figura 10 os valores iniciais de sólidos totais voláteis permaneceram entre 54,5% (T_8) e 73,8% (T_1), ao final do processo atingiram valores entre 28,4% (T_3) e 24,2% (T_7). Os sólidos totais voláteis representam a maior parte da massa do substrato passível de decomposição, assim, na fase termofílica apresentam valores altos e após o período de estabilização estes valores são reduzidos (ELANGO et al., 2009). A USEPA (1993) admite Classe A para biossólidos com redução de 38% dos sólidos totais voláteis, e Classe B com redução menor que 38%. Pereira Neto (1996) recomenda para estabilização da matéria orgânica redução de sólidos totais voláteis para 40%.

Os tratamentos T₁, T₅ e T₇ apresentaram redução de sólidos totais voláteis de 46,7%, 43,1% e 42,7%, ou seja, valores acima de 38%, sendo classificados em biossólidos de Classe A. Os demais tratamentos apresentaram redução de STV entre 28,2% (T₂) e 37,3% (T₉), enquadrando-se como biossólidos de Classe B.

5.3.4 Concentração de Ovos de Helmintos

Na Figura 11 é apresentado o comportamento temporal dos ovos de helmintos viáveis e não-viáveis durante o processo de co-compostagem.

Conforme mostra a Figura 11, o número de ovos de helmintos no início do processo de co-compostagem apresentou valores altos entre 12,4 (T₁) e 8,3 (T₃), devido à utilização de 20% de lodo de tanque séptico em todos os tratamentos. Após a terceira semana houve decaimento total da concentração de ovos de helmintos nos tratamentos T₄, T₅, T₆, T₇, T₈ e T₉. No T₃ os organismos patogênicos resistiram até a quarta semana e nos tratamentos T₁ e T₂ até a quinta semana.

A permanência de ovos de helmintos por um período maior nos tratamentos T₁, T₂ e T₃ pode ser justificado pela frequência de reviramento, visto que esses tratamentos eram revirados uma vez por semana, conforme especificado na metodologia. O reviramento proporciona uniformidade da massa do substrato, evitando que os ovos de helmintos se instalem na parte inferior dos reatores. No caso específico desse trabalho os menores valores de temperatura foram obtidos na parte inferior dos reatores, com a menor frequência de reviramento os ovos de helmintos podem ter se localizado em sua maioria na parte inferior desses reatores, o que dificultou a diminuição de sua concentração nos três tratamentos.

O número de ovos de helmintos viáveis tornou-se inviáveis e/ou inativos ao longo do processo de co-compostagem. Através da Figura 11 é possível observar a presença de ovos inviáveis até a 13^a semana de experimento nos tratamentos T₁, T₃, T₄ e T₅, e ausência total de ovos inviáveis em todos os tratamentos a partir da 14^a semana.

Os ovos de helmintos são reconhecidos na literatura como os patógenos mais resistentes aos processos de desinfecção de resíduos sólidos orgânicos. Carrington (2001) recomendada temperaturas entre 45-65°C para a destruição e inviabilização dos ovos helmintos. No entanto, no sistema estudado a temperatura não se manteve elevada por 14 dias, tempo mínimo estimado pela resolução do CONAMA nº 375/06

(BRASIL, 2006) para eliminação de organismos patogênicos. Neste caso, Silva (2008) aponta o pH alto e a umidade como fatores limitantes a sobrevivência dos ovos de helmintos em processo de co-compostagem.

Ilhenfeld et al. (1999) cita que valores altos de pH por mais de 30 dias, comporta-se como ferramenta eficiente para a destruição e/ou inviabilização dos ovos de helmintos, principais responsáveis pela higienização do composto produzido a partir de co-compostagem.

De acordo com Polprasert (1989) o calor produzido pela atividade exotérmica dos organismos decompositores durante a co-compostagem podem elevar a temperatura no interior da leira a 60°C, suficiente para a inativação da maioria das bactérias patogênicas, vírus e ovos de helmintos, contanto que esta temperatura seja mantida durante pelo menos 1 dia. A morte dos organismos patogênicos é influenciada por altas temperaturas e pelo tempo que estas se mantêm no sistema, de modo que quanto maior tempo o sistema mantiver temperaturas elevadas, mais rápida será a morte dos organismos patogênicos.

Os helmintos presentes nos tratamentos de co-compostagem foram, seguindo ordem de resistência: *Ascaris lumbricóides*, *Fascíola hepática*, *Taenia solium*, *Trichuris trichiura*, *Enterobius vermiculares* e *Ancylostoma sp.*

O composto produzido atendeu aos parâmetros de biohigienização, apresentando eficiência de 100% de destruição dos ovos de helmintos identificados no início do processo de co-compostagem, enquadrando-se na Classe A das Resoluções nº. 375/06 e 380/06 do CONAMA (BRASIL, 2006a; 2006b).

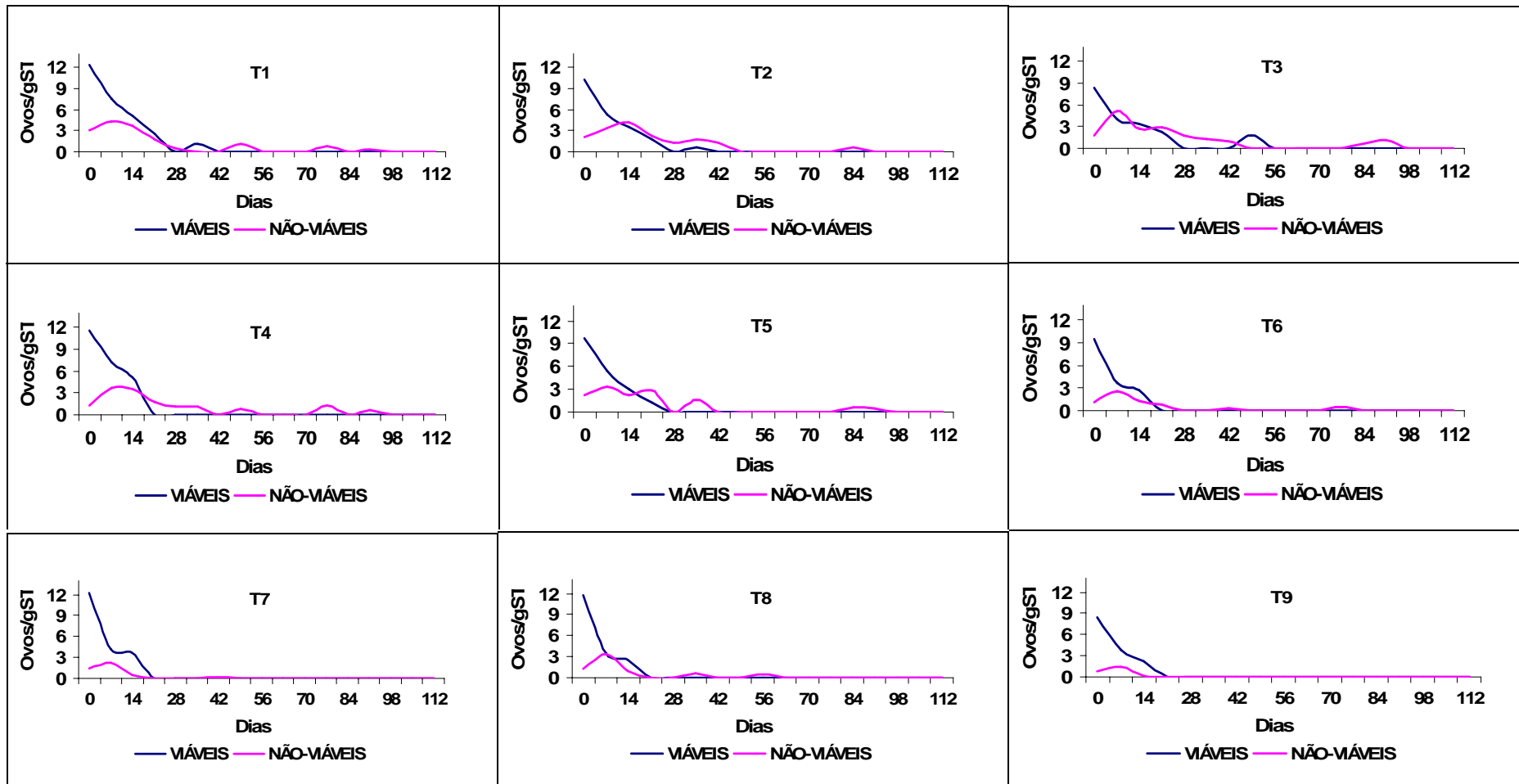


Figura 10 Comportamento temporal dos Ovos de Helmintos viáveis e não viáveis nos sistemas de tratamento de co-compostagem.

Tabela 20 Correlações estabelecidas entre os parâmetros monitorados no T₈.

Parâmetros	pH	ST	STV	NTK	P	K	C/N	Helmintos
pH	1	0,8314	0,9000	0,7620	0,2911	0,7439	-0,9201	-0,9341
ST	---	1	-0,9322	0,7334	0,3758	0,7982	-0,8908	-0,6659
STV	---	---	1	-0,7836	-0,4227	-0,8591	0,9479	0,7476
NTK	---	---	---	1	0,0552	0,7424	-0,9167	-0,6288
P	---	---	---	---	1	0,2735	-0,2448	-0,0662
K	---	---	---	---	---	1	-0,8398	-0,6477
C/N	---	---	---	---	---	---	1	0,7938
Helmintos	---	---	---	---	---	---	---	1

Tabela 21 Correlações estabelecidas entre os parâmetros monitorados no T₉.

Parâmetros	pH	ST	STV	NTK	P	K	C/N	Helmintos
pH	1	0,8211	-0,8952	0,2867	0,3339	0,7299	-0,6994	-0,9346
ST	---	1	-0,9273	0,5131	0,3226	0,8545	-0,8491	-0,7939
STV	---	---	1	-0,5298	-0,2851	-0,8317	0,8968	0,9029
NTK	---	---	---	1	0,5247	0,7276	-0,8063	-0,3759
P	---	---	---	---	1	0,5939	-0,3529	-0,3080
K	---	---	---	---	---	1	-0,8605	-0,7181
C/N	---	---	---	---	---	---	1	0,7985
Helmintos	---	---	---	---	---	---	---	1

Analisando os dados apresentados nas Tabelas de 13 a 21, percebe-se correlações indiretas negativas muito fortes através da variável tempo obtidas entre os valores de pH, STV e ovos de helmintos, demonstrando que o aumento do pH foi inversamente proporcional a transformação de STV e a concentração de helmintos.

A relação C/N e a concentração de ovos de helmintos apresentaram correlação positiva muito forte em função do tempo com os STV. Com relação aos macronutrientes (NPK), pode-se observar correlação positiva destes com pH e ST, correlação negativa com STV, relação C/N e helmintos. Os valores de fósforo apresentaram correlação fraca com todos os parâmetros. O nitrogênio e o potássio apresentaram correlação moderada com o pH e helmintos, e correlação forte com a relação C/N.

Os dados de correlação obtidos por Silva (2008) apresentaram comportamento semelhante ao deste trabalho em relação aos helmintos, pH e STV. Para a relação C/N e nitrogênio; STV com nitrogênio e relação C/N; STV e helmintos os resultados divergiram no tipo de correlação. As obtidas entre os dois trabalhos podem estar relacionadas às características físico-químicas dos substratos utilizados em cada experimento.

5.5 Transformação do substrato em composto

Na Tabela 22 estão apresentados os dados da composição da massa final obtida nos sistemas de tratamento de co-compostagem.

Tabela 22 Composição da massa final resultante dos diferentes sistemas de tratamento de co-compostagem.

Tratamentos	Massa			Composição da massa final após peneiramento					
	Inicial (kg)	Final		Pó (2mm)		Farelado (4mm)		Farelado grosso	
		(kg)	(kg)	(%)	(kg)	(%)	(kg)	(%)	(kg)
T ₁	50	6,0	12,0	4,1	8,2	1,3	2,5	0,7	1,3
T ₂	50	6,6	13,2	4,7	9,3	1,3	2,5	0,7	1,4
T ₃	50	6,6	13,2	4,5	9,0	1,2	2,4	0,6	1,2
T ₄	50	5,5	11,0	2,6	5,2	1,2	2,5	1,6	3,2
T ₅	50	7,3	14,6	4,1	8,2	1,8	3,5	1,4	2,8
T ₆	50	9,0	18,0	4,5	8,9	2,3	4,6	2,2	4,4
T ₇	50	5,0	10,0	2,1	4,1	1,2	2,5	1,7	3,4
T ₈	50	6,8	13,6	3,3	6,5	1,3	2,6	2,2	4,5
T ₉	50	7,8	15,6	4,5	9,1	1,1	2,3	2,1	4,3
Média	50	6,7	13,5	3,8	7,6	1,4	2,8	1,5	2,9
Desvio Padrão	0	1,2	2,4	1,0	1,9	0,4	0,8	0,7	1,4

De acordo com os dados apresentados na Tabela 22, a massa final obtida nos diferentes tratamentos de co-compostagem de lodo de tanque séptico unifamiliar com resíduos sólidos orgânicos apresentou 4,1 a 9,3% de composto tipo pó, 2,3 a 4,6% de farelado e 1,2 a 4,5% de farelado grosso. Em média, os 50kg de substrato “*in natura*”, após serem co-compostados produziram 6,7kg de adubo, destes 3,8kg correspondeu ao adubo pó, 1,4 kg ao farelado e 1,5 kg ao farelado grosso.

Na Tabela 23 estão apresentadas as frações dos macronutrientes do adubo pó.

Tabela 23 Frações de nitrogênio total Kjeldahl, fósforo e potássio presentes no adubo pó.

Tratamentos	N (%)	P (%)	K (%)	Soma NPK (%)
T ₁	2,11	0,45	0,18	2,74
T ₂	2,50	0,47	0,21	3,18
T ₃	2,31	0,50	0,25	3,06
T ₄	1,37	0,56	0,19	2,13
T ₅	2,08	0,54	0,23	2,84
T ₆	2,19	0,51	0,25	2,95
T ₇	2,36	0,47	0,15	2,98
T ₈	1,50	0,49	0,22	2,21
T ₉	1,62	0,47	0,21	2,30

A instrução normativa nº. 23, de 31 de agosto de 2005 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2005), ao classificar o adubo pó como fertilizante orgânico, estabelece que a soma das quantidades de macronutrientes (nitrogênio total Kjeldahl, fósforo e potássio) não deve ultrapassar 5% (Tabela 23). O valor médio obtido com a soma dos nutrientes nos tratamentos foi de 2,71%.

Os valores de NPK encontram-se dentro do limite estabelecido pela legislação em todos os tratamentos. A legislação não estabelece a fração ideal para cada nutriente.

5.6 Balanço de Massa

O balanço de massa envolve a entrada e saída de materiais no reator, reações cinéticas de produção e consumo de substrato e biomassa (PILLOTO; BUSATO; SANTOS, 2005). Para a realização do balanço de massa nos sistemas de co-compostagem foram utilizadas as Equação 01 e 02, apresentadas anteriormente. A Tabela 24 mostra os dados do balanço de massa referente à base seca das massas de Sólidos Totais Voláteis (STV) e Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK).

Tabela 24 Balanço de massa seca total, massa de Sólidos Totais Voláteis (STV) e de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK).

Tratamentos	Massa STV				Massa NTK			
	M _E (kg)	M _S (kg)	M _T (kg)	ET (%)	M _E (g)	M _S (g)	M _T (g)	ET (%)
T ₁	9,1	1,0	8,1	88,9	149,8	67,5	82,3	55,0
T ₂	7,5	1,4	6,1	80,7	181,2	84,1	97,1	53,6
T ₃	8,2	1,7	6,5	79,1	126,2	102,0	24,2	19,2
T ₄	7,3	1,0	6,3	86,0	166,4	78,9	87,5	52,6
T ₅	7,6	1,2	6,5	84,6	167,3	78,6	88,7	53,0
T ₆	7,7	1,6	6,2	79,7	165,9	91,4	74,5	44,9
T ₇	7,2	0,8	6,3	88,6	142,1	58,3	83,8	59,0
T ₈	7,4	1,2	6,3	84,4	111,6	71,7	39,9	35,8
T ₉	8,4	1,4	7,0	82,9	120,9	101,8	19,1	15,8

Legenda M_E – Massa de entrada; M_S – Massa de saída; M_T – Massa Transformada; ET – Eficiência de Transformação.

Analisando os dados da Tabela 24 constata-se que os tratamentos T₃, T₆ e T₉ apresentam eficiência de transformação para a massa de sólidos totais voláteis de 79,1, 79,7 e 82,9% respectivamente, representando menor grau de eficiência em relação aos demais tratamentos, a diferença está diretamente ligada aos

tratamentos com maior percentual de estruturante. Os tratamentos T₁, T₄ e T₇ apresentaram melhor grau de eficiência com transformação de 88,9, 86,0 e 88,6%.

Muniz (1999) e Remígio (2001) obtiveram eficiência de transformação de sólidos totais voláteis menor em tratamentos de compostagem de resíduo sólidos orgânicos e lodo industrial e de lagoa de estabilização, respectivamente. Muniz (1999) obteve eficiência média de transformação de 61,9%, enquanto no trabalho realizado por Remígio (2001) a eficiência média foi de 71,7%.

A massa de nitrogênio total Kjeldahl não apresentou eficiência de transformação similar aos sólidos totais voláteis, os valores obtidos foram menores. As melhores eficiências foram alcançadas nos tratamentos T₁ (55,0%), T₄ (52,6%) e T₇ (59,0%), e as menores nos tratamentos T₃ (19,2%) e T₉ (15,8%). O grau de eficiência de transformação diminuiu nos tratamentos que apresentavam maior percentual de estruturante.

Brito (1999), em experimento com a fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos conjuntamente com resíduos industriais de curtume observou que a eficiência de transformação de NTK foi inversamente proporcional ao percentual de resíduo sólido industrial, apresentando eficiência de transformação da massa de NTK nos tratamentos A (5%), B (10%) e C (15%) de 75,1, 70,7 e 66,0% respectivamente.

Durante a co-compostagem a maior parte da matéria orgânica é perdida através da transformação dos sólidos totais voláteis. Através de gráfico de contorno (Figura 12) foi possível observar a interação entre a frequência de reviramento e percentual de estruturante sobre a remoção de STV.

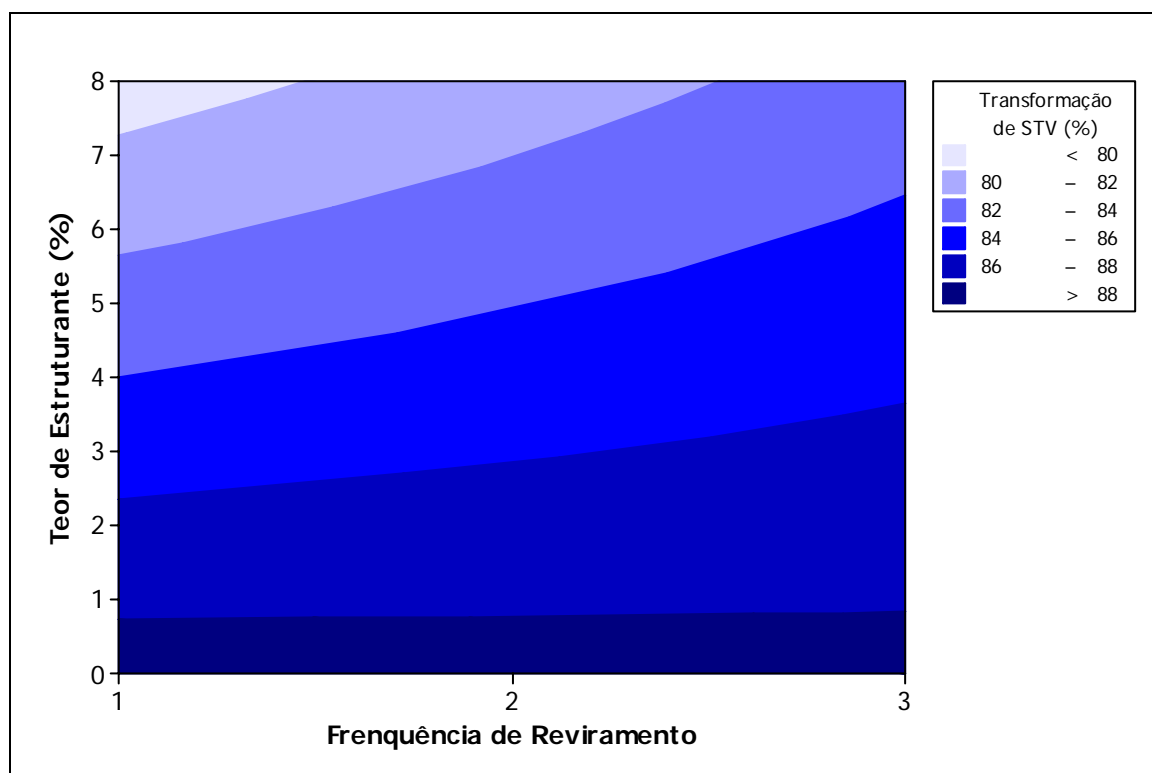


Figura 11 Interações entre o teor de estruturante e o tempo e reviramento sobre a remoção de Sólidos Totais Voláteis.

Analisando o comportamento da Figura 12, pode-se observar que das duas variáveis utilizadas no trabalho a frequência de reviramento foi a que teve menos influência na remoção de STV. A eficiência de transformação dos STV teve comportamento inversamente proporcional ao percentual de estruturante, assim, quanto maior o teor de estruturante menor a eficiência de transformação de STV.

O desempenho dos STV neste trabalho pode ser explicado pelo tipo do estruturante utilizado no processo de co-compostagem, o qual correspondeu ao farelado grosso proveniente de sistema de co-compostagem.

5.7 Cinética de biodegradação

Os modelos cinéticos estudam a velocidade das reações químicas e os fatores que as influenciam. A cinética do crescimento biológico é um fator importante para o estudo do processo de compostagem, pois descreve o comportamento do metabolismo bacteriano, podendo assim, prever a qualidade do composto final (PILLOTO; BUSATO; SANTOS, 2005). Os valores das constantes de biodegradação (k), determinados por modelos de primeira ordem, podem ser usados para a

avaliação do processo de compostagem, visto que, quanto maior for o valor de k , melhor será o desempenho do processo.

A degradação de material orgânico por meio de processos biológicos é caracterizada por uma fase de decomposição rápida e outra lenta (TOSUN et al., 2008), ou ainda pode ser descrito por três fases: lenta, moderada e rápida (KOMILIS, 2006). O modelo cinético aplicado nesta pesquisa baseou-se em experimentos feitos por Tosun et al. (2008), que analisou quatro modelos cinéticos: primeira-zero-ordem, primeira-primeira-ordem, modelo de Chen e Hosshimoto, e modelo de Levi-Minzi. Destes, o modelo com duas fases uma lenta e outra rápida sendo as duas de primeira ordem apresentou melhores resultados para a taxa de biodegradação.

Para divisão das fases rápida e lenta do processo estudado foi feita uma avaliação da taxa de utilização dos STV e do N e taxa de diminuição da relação C/N em função do tempo, conforme mostrado na Figura 13. A taxa de utilização foi calculada a partir da diminuição das massas semanais dividida pelo tempo (7 dias).

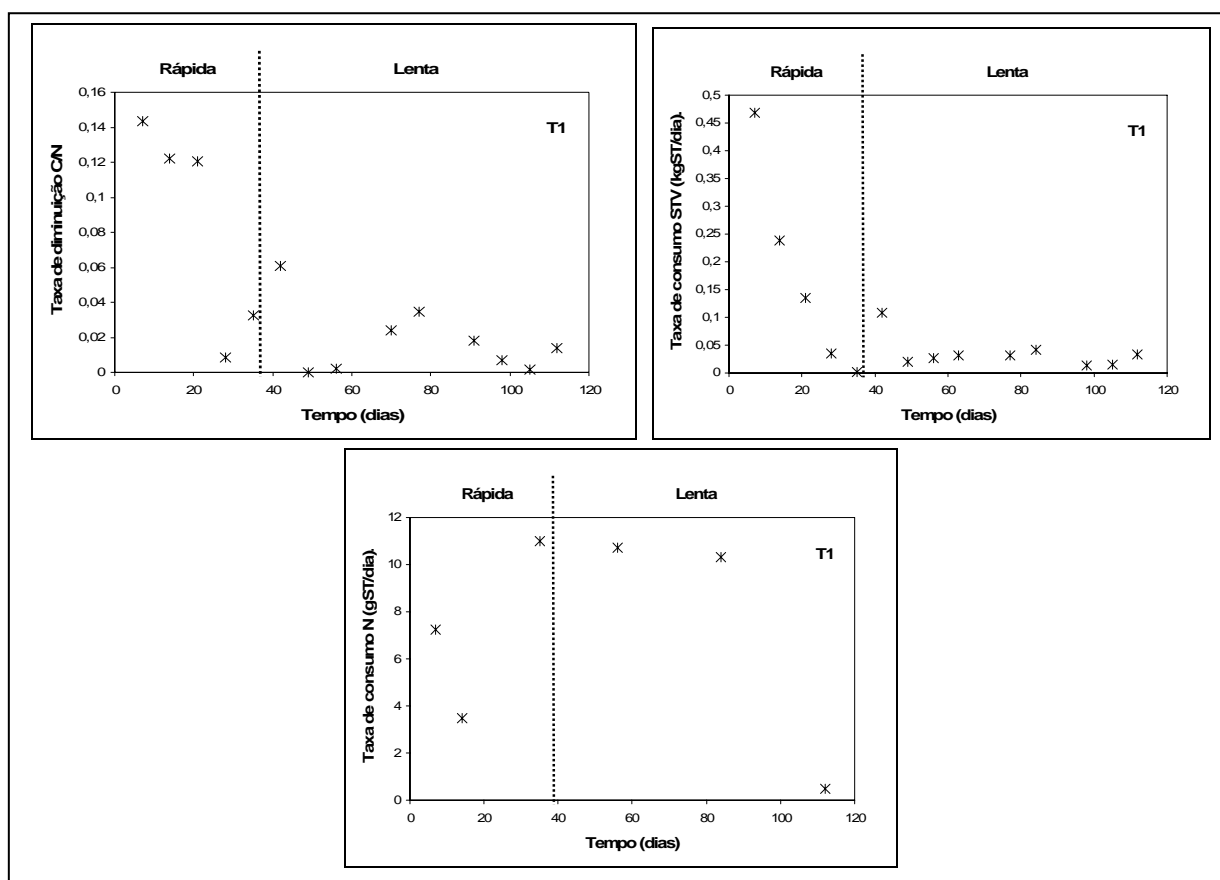


Figura 12 Taxa de biodegradação da relação C/N, massa de Sólidos totais voláteis e de nitrogênio.

Conforme mostra a Figura 13, o consumo intensificado da massa de sólidos totais voláteis ocorreu no início do processo que correspondeu a fase termófila da co-compostagem. Durante a co-compostagem a matéria orgânica tende a sofrer processo de mineralização, diminuindo sua quantidade à medida que ocorre a degradação (KEIHL, 1998). Nos primeiros dias de monitoramento do sistema a taxa de utilização atingiu o patamar de $0,47 \text{ kg}_{\text{STV}}.\text{dia}^{-1}$, diminuindo bruscamente até o 35º dia de operação do sistema, quando passou a ter uma taxa de utilização praticamente constante.

Na Tabela 25 são mostrados os valores médios da taxa de utilização das massas de STV e NTK e de decaimento da relação C/N.

Tabela 25 Valores médios da taxa de decaimento da relação C/N e da taxa de utilização da massa de STV e NTK.

Tratamentos	Valores médios da taxa de decaimento da Relação C/N ($\text{unidades}_{\text{C/N}}.\text{dia}^{-1}$)		Valores médios da taxa de utilização			
			Massa de STV ($\text{kg}_{\text{ST}}.\text{dia}^{-1}$)		Massa de NTK ($\text{g}_{\text{ST}}.\text{dia}^{-1}$)	
	Fase Rápida	Fase Lenta	Fase Rápida	Fase Lenta	Fase Rápida	Fase Lenta
T ₁	0,437	0,197	0,164	0,036	5,356	0,238
T ₂	0,335	0,165	0,086	0,041	3,837	1,818
T ₃	0,577	0,297	0,139	0,051	0,355	1,095
T ₄	0,359	0,197	0,132	0,014	3,199	1,026
T ₅	0,360	0,211	0,303	0,067	3,888	0,200
T ₆	0,764	0,241	0,232	0,041	2,764	0,472
T ₇	0,395	0,087	0,129	0,028	1,170	0,940
T ₈	0,910	0,441	0,212	0,024	0,046	0,938
T ₉	-----	0,299	0,146	0,090	-----	0,467

Conforme mostra a Tabela 25 os valores médios da taxa de decaimento da relação C/N apresentaram valores entre 0,335 e 0,910 $\text{unidades}_{\text{C/N}}.\text{dia}^{-1}$ na fase rápida e 0,087 e 0,441 $\text{unidades}_{\text{C/N}}.\text{dia}^{-1}$ na fase lenta. Em relação a taxa de utilização da massa de sólidos totais voláteis os valores na fase rápida foram entre 0,086 e 0,303 $\text{kg}_{\text{ST}}.\text{dia}^{-1}$ e na fase lenta entre 0,014 e 0,090 $\text{kg}_{\text{ST}}.\text{dia}^{-1}$. Para a taxa de

utilização da massa de nitrogênio total Kjeldahl os valores médios na fase rápida foram entre 0,046 e 5,356 $\text{g}_{\text{NTK}}\cdot\text{dia}^{-1}$ e na fase lenta entre 0,200 e 1,818 $\text{g}_{\text{NTK}}\cdot\text{dia}^{-1}$.

Não foi possível calcular os valores médios da taxa de decaimento da relação C/N e utilização da massa de nitrogênio total Kjeldahl para o tratamento T_9 porque alguns valores da fase inicial foram perdidos, devido a problemas operacionais no monitoramento dos reatores.

Após delimitar a fase rápida e lenta de biodegradação foram delineados modelos cinéticos para biodegradação da massa de sólidos totais voláteis, relação C/N e massa de nitrogênio total Kjeldahl dos sistemas de tratamento de co-compostagem, conforme apresentados nas Figuras 14,15 e 16.

Nas Tabelas 26, 27 e 28 estão apresentadas as equações ajustadas seguindo o modelo cinético de 1ª ordem, conforme a equação 06.

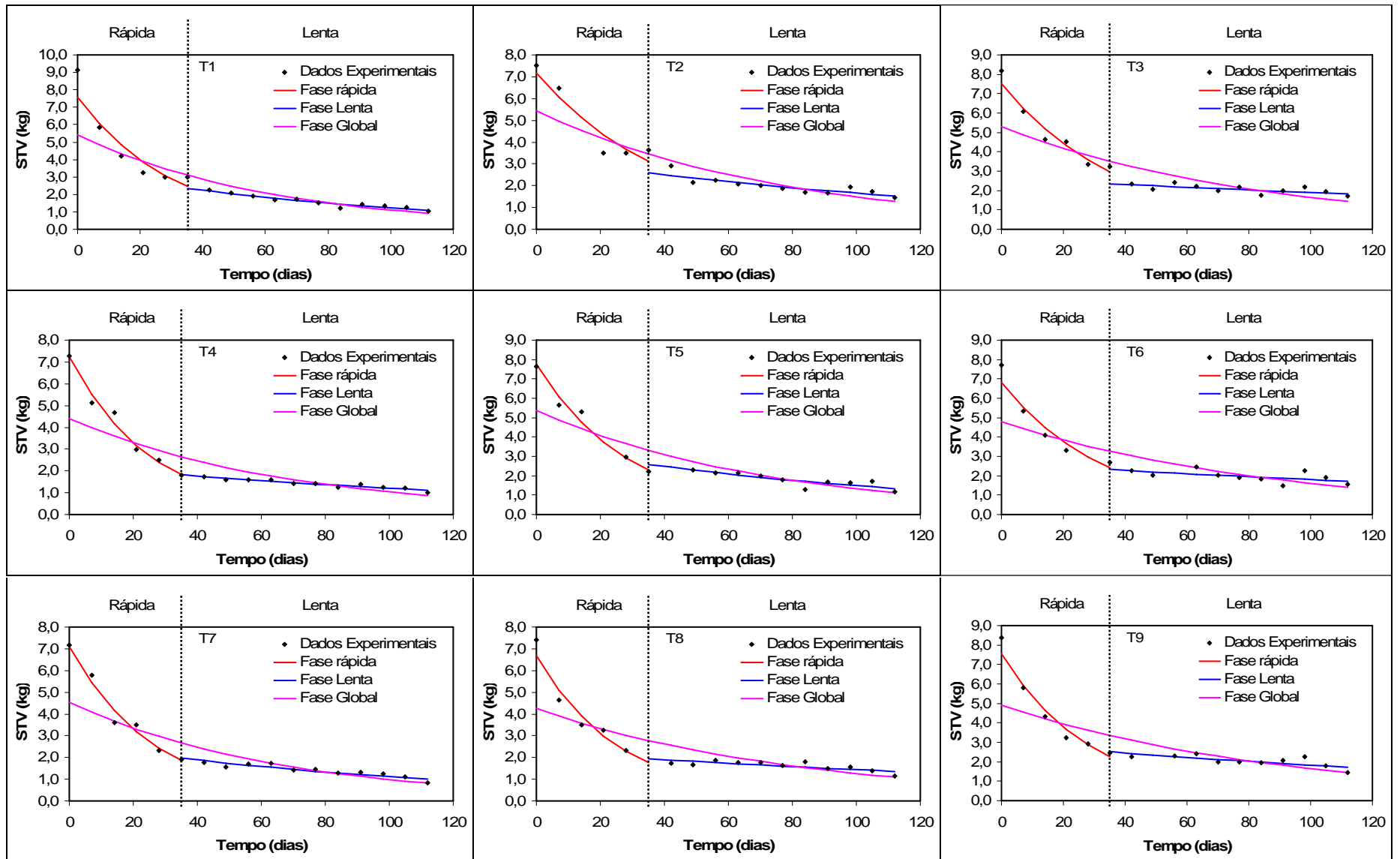


Figura 13 Curvas cinéticas de primeira ordem ajustadas para a massa seca de sólidos totais voláteis.

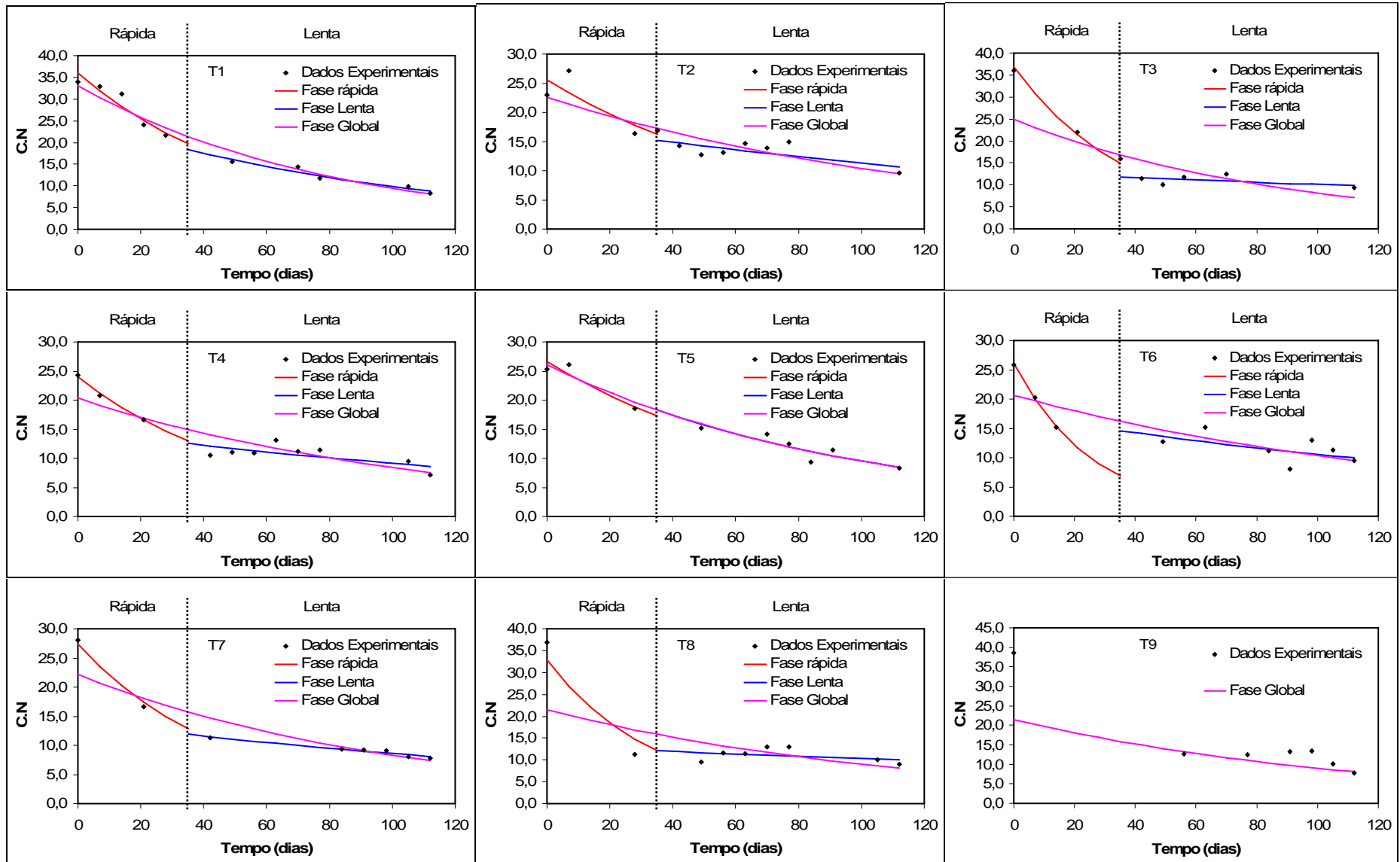


Figura 14 Curvas cinéticas de primeira ordem ajustadas para relação C/N.

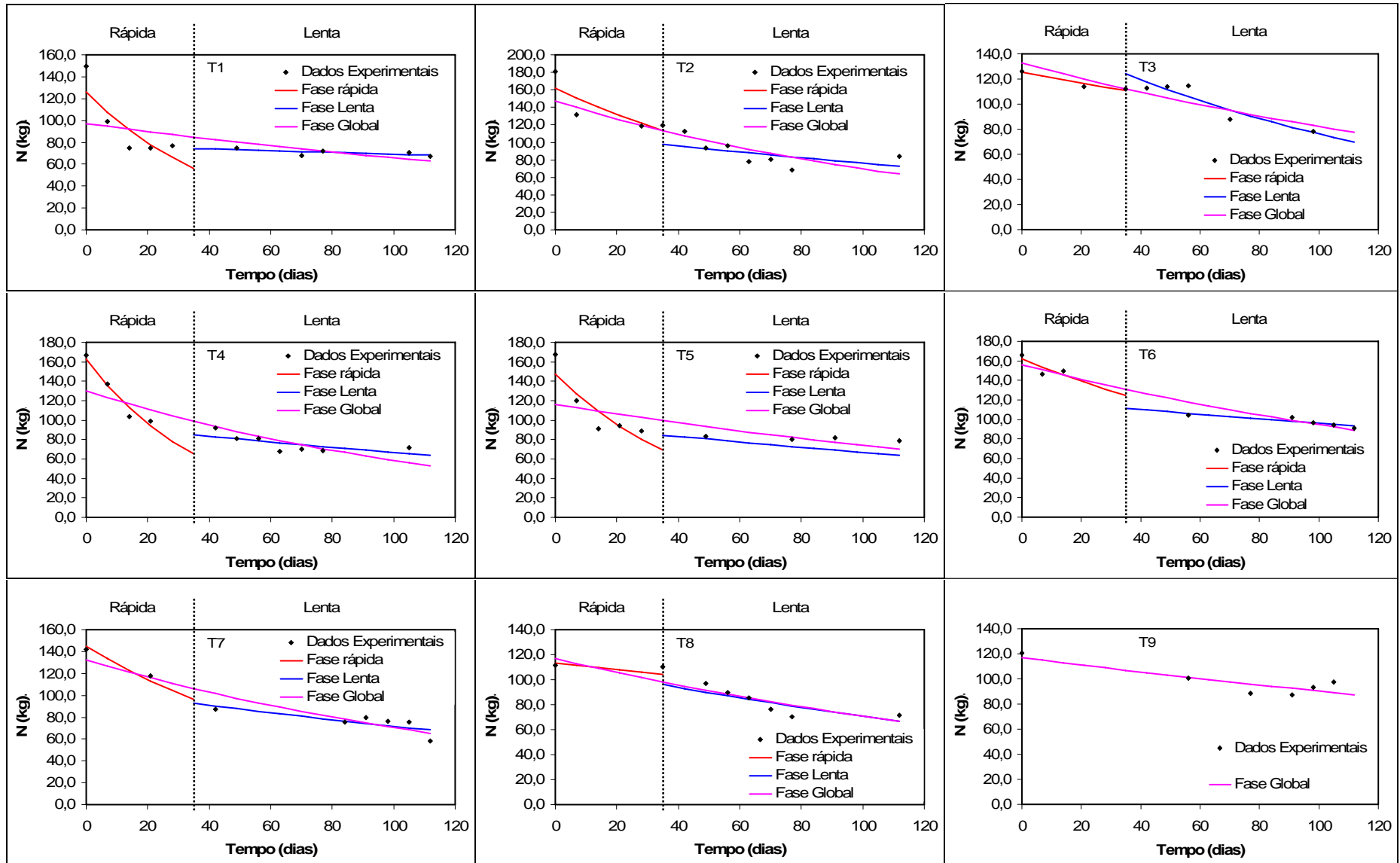


Figura 15 Curvas cinéticas de primeira ordem ajustadas para massa seca de nitrogênio total Kjeldahl.

Tabela 26 Equações ajustadas para massa seca de Sólidos Totais Voláteis durante o processo de co-compostagem

Tratamentos	Processo Rápido			Processo Lento			Processo Global		
	Equações de Ajuste	k (dia ⁻¹)	R ²	Equações de Ajuste	k (dia ⁻¹)	R ²	Equações de Ajuste	k (dia ⁻¹)	R ²
T ₁	M _{STV} = 7,5745e ^{-0,032.t}	0,0320	0,8760	M _{STV} = 3,3296e ^{-0,0099.t}	0,0099	0,9098	M _{STV} = 5,4242e ^{-0,0159.t}	0,0159	0,8911
T ₂	M _{STV} = 7,1826e ^{-0,024.t}	0,0240	0,8626	M _{STV} = 3,3059e ^{-0,0069.t}	0,0069	0,7620	M _{STV} = 5,4280e ^{-0,0129.t}	0,0129	0,8577
T ₃	M _{STV} = 7,5081e ^{-0,0264.t}	0,0264	0,9491	M _{STV} = 2,6395e ^{-0,0033.t}	0,0033	0,4561	M _{STV} = 5,2957e ^{-0,0117.t}	0,0117	0,785
T ₄	M _{STV} = 7,2301e ^{-0,0393.t}	0,0393	0,9830	M _{STV} = 2,2737e ^{-0,0063.t}	0,0063	0,8864	M _{STV} = 4,3973e ^{-0,0145.t}	0,0145	0,8116
T ₅	M _{STV} = 7,7349e ^{-0,0348.t}	0,0348	0,9826	M _{STV} = 3,4806e ^{-0,0085.t}	0,0085	0,6800	M _{STV} = 5,3794e ^{-0,0139.t}	0,0139	0,8471
T ₆	M _{STV} = 6,8091e ^{-0,0297.t}	0,0297	0,9325	M _{STV} = 2,6618e ^{-0,0039.t}	0,0039	0,3267	M _{STV} = 4,7806e ^{-0,0109.t}	0,0109	0,7580
T ₇	M _{STV} = 7,0998e ^{-0,0383.t}	0,0383	0,9708	M _{STV} = 2,6865e ^{-0,0088.t}	0,0088	0,8122	M _{STV} = 4,5492e ^{-0,0153.t}	0,0153	0,8491
T ₈	M _{STV} = 6,6740e ^{-0,0382.t}	0,0382	0,9484	M _{STV} = 2,2877e ^{-0,0046.t}	0,0046	0,5757	M _{STV} = 4,2429e ^{-0,0121.t}	0,0121	0,7778
T ₉	M _{STV} = 7,5560e ^{-0,0346.t}	0,0346	0,9634	M _{STV} = 2,9876e ^{-0,0049.t}	0,0049	0,5121	M _{STV} = 4,9020e ^{-0,0109.t}	0,0109	0,7509

Tabela 27 Equações ajustadas para relação C/N durante o processo de co-compostagem

Tratamentos	Processo Rápido			Processo Lento			Processo Global		
	Equações de Ajuste	k (dia ⁻¹)	R ²	Equações de Ajuste	k (dia ⁻¹)	R ²	Equações de Ajuste	k (dia ⁻¹)	R ²
T ₁	R _{C/N} = 35,977e ^{-0,0172.t}	0,0172	0,9016	R _{C/N} = 25,679e ^{-0,0096.t}	0,0096	0,9409	R _{C/N} = 33,117e ^{-0,0125.t}	0,0125	0,9717
T ₂	R _{C/N} = 25,588e ^{-0,013.t}	0,0130	0,7683	R _{C/N} = 17,906e ^{-0,0046.t}	0,0046	0,4728	R _{C/N} = 22,656e ^{-0,0078.t}	0,0078	0,7776
T ₃	R _{C/N} = 36,925e ^{-0,026.t}	0,0260	0,9835	R _{C/N} = 12,816e ^{-0,0024.t}	0,0024	0,2943	R _{C/N} = 24,931e ^{-0,0112.t}	0,0112	0,6791
T ₄	R _{C/N} = 23,966e ^{-0,0176.t}	0,0176	0,9921	R _{C/N} = 14,913e ^{-0,0049.t}	0,0049	0,4958	R _{C/N} = 20,336e ^{-0,0088.t}	0,0088	0,8205
T ₅	R _{C/N} = 26,675e ^{-0,0124.t}	0,0124	0,8984	R _{C/N} = 26,086e ^{-0,0101.t}	0,0101	0,8091	R _{C/N} = 26,101e ^{-0,0101.t}	0,0101	0,9517
T ₆	R _{C/N} = 26,044e ^{-0,0381.t}	0,0381	0,9977	R _{C/N} = 17,402e ^{-0,005.t}	0,0050	0,2899	R _{C/N} = 20,667e ^{-0,0069.t}	0,0069	0,7241
T ₇	R _{C/N} = 27,377e ^{-0,0217.t}	0,0217	0,9929	R _{C/N} = 14,116e ^{-0,005.t}	0,0050	0,925	R _{C/N} = 22,181e ^{-0,0098.t}	0,0098	0,8933
T ₈	R _{C/N} = 32,841e ^{-0,0285.t}	0,0285	0,8992	R _{C/N} = 13,179e ^{-0,0025.t}	0,0025	0,1606	R _{C/N} = 21,520e ^{-0,0087.t}	0,0087	0,5135
T ₉	-----	-----	-----	-----	-----	-----	R _{C/N} = 33,965e ^{-0,0119.t}	0,0119	0,8514

Tabela 28 Equações ajustadas para massa seca de Nitrogênio Total Kjeldahl durante o processo de co-compostagem

Tratamentos	Processo Rápido			Processo Lento			Processo Global		
	Equações de Ajuste	k (dia ⁻¹)	R ²	Equações de Ajuste	k (dia ⁻¹)	R ²	Equações de Ajuste	k (dia ⁻¹)	R ²
T ₁	M _N = 126,25e ^{-0,023.t}	0,0230	0,7211	M _N = 77,334e ^{-0,0011.t}	0,0011	0,4083	M _N = 97,173e ^{-0,0039.t}	0,0039	0,4306
T ₂	M _N = 161,88e ^{-0,0101.t}	0,0101	0,7145	M _N = 112,40e ^{-0,0039.t}	0,0039	0,3121	M _N = 147,45e ^{-0,0075.t}	0,0075	0,7406
T ₃	M _N = 125,18e ^{-0,0035.t}	0,0035	0,9175	M _N = 161,21e ^{-0,0075.t}	0,0075	0,8753	M _N = 132,75e ^{-0,0048.t}	0,0048	0,7898
T ₄	M _N = 162,8e ^{-0,0262.t}	0,0262	0,9374	M _N = 96,693e ^{-0,0037.t}	0,0037	0,4755	M _N = 130,47e ^{-0,008.t}	0,0080	0,7866
T ₅	M _N = 147,52e ^{-0,0216.t}	0,0216	0,7951	M _N = 86,700e ^{-0,0008.t}	0,0008	0,7306	M _N = 116,37e ^{-0,0045.t}	0,0045	0,5268
T ₆	M _N = 161,98e ^{-0,0075.t}	0,0075	0,6184	M _N = 120,80e ^{-0,0023.t}	0,0023	0,8264	M _N = 156,17e ^{-0,005.t}	0,0050	0,9479
T ₇	M _N = 144,73e ^{-0,0117.t}	0,0117	0,984	M _N = 106,810e ^{-0,004.t}	0,0040	0,5608	M _N = 132,48e ^{-0,0063.t}	0,0063	0,8893
T ₈	M _N = 113,37e ^{-0,0024.t}	0,0024	0,6104	M _N = 113,29e ^{-0,0047.t}	0,0047	0,6625	M _N = 116,97e ^{-0,005.t}	0,0050	0,8081
T ₉	-----	-----	-----	-----	-----	-----	M _N = 117,11e ^{-0,0026.t}	0,0026	0,7199

Nas Tabelas 26, 27 e 28 são mostradas as equações de primeira ordem, que descrevem o comportamento do consumo do substrato em função do tempo.

Dentre as constantes cinéticas para massa de sólidos totais voláteis apresentadas na Tabela 26 observa-se melhor desempenho do k na fase rápida apresentando valor máximo de $3,93 \times 10^{-2} \text{ dia}^{-1}$ e mínimo de $2,4 \times 10^{-2} \text{ dia}^{-1}$. Na fase lenta o k apresentou valor dez vezes menor do que na fase rápida, o valor máximo foi de $9,9 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$ e mínimo de $3,3 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$. No processo geral o valor máximo de k foi de $1,59 \times 10^{-2} \text{ dia}^{-1}$ e mínimo de $1,09 \times 10^{-2} \text{ dia}^{-1}$.

Os resultados das constantes cinéticas para massa de carbono encontrada por Komilis (2006), apresentaram variação dos valores de k de $6,0 \times 10^{-2} \text{ dia}^{-1}$ a $0,1 \text{ dia}^{-1}$ na fase rápida, e k de $5 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$ a $6,0 \times 10^{-2} \text{ dia}^{-1}$ na fase moderada. Tosun et al. (2008) demonstrou valores de k para massa de dióxido de carbono de $9,0 \times 10^{-2} \text{ dia}^{-1}$ a $2,54 \times 10^{-1} \text{ dia}^{-1}$ na fase rápida, e na fase lenta os valores de k variaram de $2,3 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$ a $5,0 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$, valores dez vezes menor do que na fase rápida, semelhante as constantes estudadas nesta pesquisa.

Os dados da Tabela 27 mostram as constantes cinéticas para a relação C/N apresentando na fase rápida valor máximo de $3,81 \times 10^{-2} \text{ dia}^{-1}$ e mínimo de $1,24 \times 10^{-2} \text{ dia}^{-1}$, na fase lenta valor máximo de $1,01 \times 10^{-2} \text{ dia}^{-1}$ e mínimo de $2,4 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$, para o processo geral obteve-se valor máximo de $1,19 \times 10^{-2} \text{ dia}^{-1}$ e mínimo de $6,9 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$.

Na Tabela 28 os valores de k para a massa seca de nitrogênio total Kjeldahl mostra na fase rápida valor máximo de $2,62 \times 10^{-2} \text{ dia}^{-1}$ e mínimo de $2,3 \times 10^{-2} \text{ dia}^{-1}$, na fase lenta valor máximo de $4,7 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$ e mínimo de $8 \times 10^{-4} \text{ dia}^{-1}$, durante o processo geral o valor máximo foi de $8,0 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$ e mínimo de $2,6 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$.

A Figura 17 demonstra através de gráfico de contorno a interação entre a frequência de reviramento e percentual de estruturante sobre os valores da constante de biodegradação (k) para STV.

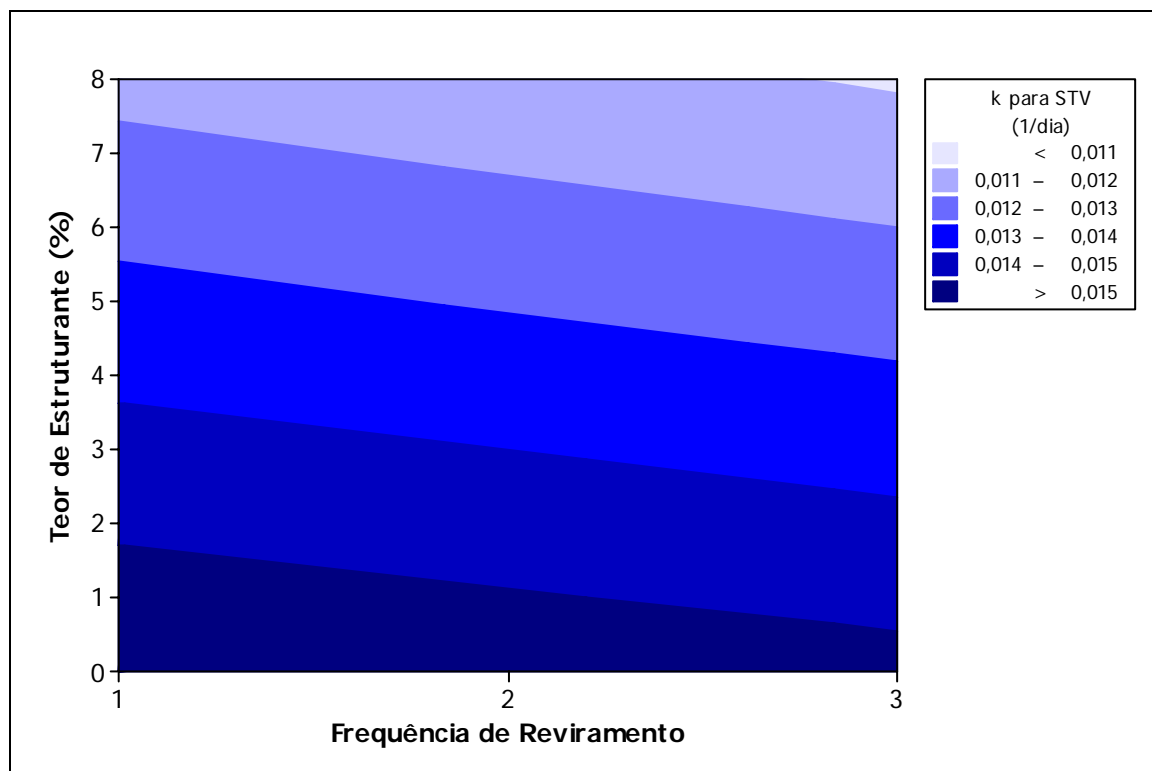


Figura 16 Interações entre o teor de estruturante e o tempo e reviramento para a constante (K) da massa de Carbono.

Conforme mostra a Figura 17 os valores dos percentuais de estruturante apresentam maior interferência no valor da constante (k) do que a frequência de reviramento das leiras. A constante indica a taxa máxima de utilização do substrato, em função da quantidade de microrganismos, fator que controla a velocidade das reações (METCALF E EDDY, 2003).

Observa-se que para obtenção de valor de $k > 0,015 \text{ dia}^{-1}$ os percentuais de estruturantes não devem ultrapassar 2%, enquanto percentuais maiores que 7% favorecem valor de $k < 0,011 \text{ dia}^{-1}$, assim, nas condições deste experimento os maiores valores da constante são obtidos com pouca quantidade de estruturante, a medida que as proporções aumentam a constante diminui.

6.0 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base na análise dos dados desta pesquisa, pode-se concluir que:

- ✓ Os lodos de tanques sépticos unifamiliar caracterizados no distrito de Malhada da Roça apresentaram teor de ST variando de 10,9 a 26,4% com um percentual de STV entre 23,2% e 52,6%. O teor percentual médio do nitrogênio total Kjeldahl foi de 1,4%ST o que forneceu uma relação C/N média de 14,9;
- ✓ A frequência de reviramento das leiras não apresentou influência significativa na transformação de STV nos tratamentos estudados, havendo divergência deste parâmetro em relação ao percentual de estruturante utilizado nos tratamentos;
- ✓ Identificou-se a partir do balanço de massa que o material estruturante influenciou diretamente a eficiência de transformação das massas de sólidos totais voláteis e nitrogênio total Kjeldahl, apresentando comportamento inversamente proporcional ao percentual de estruturante utilizado na preparação do substrato, este fato decorreu porque o tipo de estruturante utilizado no experimento correspondeu ao farelado grosso, proveniente de tratamento de co-compostagem de lodo com resíduo sólido orgânico domiciliar;
- ✓ O processo de co-compostagem mostrou-se eficiente na remoção de ovos de helmintos do substrato, visto que no início do processo a concentração média de ovos viáveis era de 10,5 ovos/gST e a partir do 49º dia de monitoramento não foi detectada a presença de ovos viáveis em nenhum dos tratamentos monitorados;
- ✓ A qualidade do composto final atendeu aos requisitos da norma nº. 23 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Brasil, caracterizando-o como fertilizante orgânico;
- ✓ De 50kg de resíduos sólidos orgânicos “*in natura*” após compostado foram produzidos em média de 6,7kg de adubo. Dos 6,7kg de adubo produzido 3,8kg corresponde ao adubo pó, 1,4kg ao farelo e 1,5kg ao farelado grosso;
- ✓ Durante o processo de biodegradação dos substratos, detectou-se duas fases distintas: rápida, nos primeiros 35 dias e lenta nos dias subsequentes.

As fases foram divididas de acordo com a taxa de utilização dos STV e do N e taxa de diminuição da relação C/N em função do tempo;

- ✓ As constantes cinéticas de biodegradação obtidas para os sólidos totais voláteis apresentaram na fase rápida valor máximo de $3,39 \times 10^{-2} \text{ dia}^{-1}$ e mínimo de $2,4 \times 10^{-2} \text{ dia}^{-1}$. Enquanto na fase lenta o valor obtido foi aproximadamente dez vezes menor que na fase rápida, apresentando máximo de $9,9 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$ e mínimo de $3,3 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$, para o processo global o valor máximo obtido foi de $1,59 \times 10^{-2} \text{ dia}^{-1}$ e mínimo de $1,09 \times 10^{-2} \text{ dia}^{-1}$;
- ✓ As constantes de biodegradação apresentaram melhor ajuste nas fases separadas, do que no processo global.

7.0 REFERÊNCIAS

1. ABNT. **Projeto , construção e operação de tanques sépticos**. NBR:7229. ABNT: Rio de Janeiro, 1993, 15pp.
2. ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. Empresas associadas ABRELPE - Caixa econômica, 2008. Disponível em < http://www.abrelpe.org.br/panorama_2008.php > Acessado em: 4 de setembro de 2009
3. ACHON, Cali Laguna; BARROSO, Marcelo Melo; CORDEIRO, João sérgio Leito de drenagem: sistema natural para redução de volume de lodo de estação de tratamento de água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro: ABES, 2008. v.13. n. 1. p - 54-62, jan/mar
4. AISSE, Miguel Mansur; VAN HAANDEL, Adrianus C.; VON SPERLING, Marcos; CAMPOS, José Roberto; CORAUCCI FILHO, Bruno; ALÉM SOBRINHO, Pedro. **Tratamento e destino final do lodo gerado em reatores anaeróbio**. In CAMPOS, José Roberto (Org). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES, 1999, 435 p.
5. ALÉM SOBRINHO, P. **Tratamento de esgoto e geração de lodo**. In TSUTYA, M. T.; CAMPARINI, J. B.; ALÉM SOBRINHO, P.; CARVALHO, P. C. T.; MELO, W. J. Biossólidos na Agricultura. Jaboticabal-SP: ABES, Escola Politécnica-USP, UNESP Jaboticabal, 2002, 468p.
6. ALMEIDA, Giovanna Caputo; FANHANI, Jamile Corina; D'OLIVEIRA, Pérsio Sandir; DIAS FILHO, Benedito Prado. Eficiência dos processos químicos e térmico na higienização de lodo de esgoto. **CESUMAR**, Maringá: Cesumar, 2006. v. 08, n.01, p. 95 – 99, jan./jun.
7. AMIR, S; MERLING, G; PINELLI, E; WINTERTON, P; REVEL, J. C; HAFIDI, M. Microbial community dynamics during composting of sewage sludge and straw studied through phospholipid and lipid analysis. **Journal of Hazardous Materials**. 2008. Feb. 9p.
8. ANDRADE NETO, C.O. de; MELO, H. N. de S; LUCAS FILHO, M. Variação das concentrações de matéria orgânica em um sistema decanto-digestor e filtros anaeróbios. In XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2000, Porto Alegre/RS. **Anais...** AIDIS/ABES, 2000.
9. APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20. ed., Washington D.C, 1998.
10. BARREIRA, Luciana Pranzetti; PHILIPPI JUNIOR, Arlindo; RODRIGUES, Mario Sérgio. Usinas de compostagem do estado de São Paulo: qualidade dos compostos e processos de produção. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro: ABES, 2006. v. 11, n. 04, p 385 – 393, out/dez.

11. BIDONE, F. R. A (Coord). **Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais: eliminação e valorização**. Rio de Janeiro: RIMA, ABES, 2001.
12. BINA, B; MOVAHEDIAN, H; KORD, I. The effects of lime stabilization on microbiological quality of sewage sludge. **Iranian Journal of Environmental Health, Science and Engineering**. 2004v.1. n.1, p. 34 – 38
13. BITTON, G. **Wastewater microbiology**. New York: John Wiley & Sons, 1994. .
14. BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. **Pesquisa Nacional de Amostra por Domicílio - PNAD**. IBGE: Rio de Janeiro, 2007.
15. BRASIL, Política Nacional de Saneamento Básico – Lei nº 11.445, de 5 de Janeiro de 2007. Disponível em: <
http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ Ato2007-2010/2007/lei/L11445.htm >
Acessado em 16 de Março de 2009
16. **BRASIL**. Conselho Nacional de Meio Ambiente - **CONAMA**. Resolução Nº. 375, 2006.
17. **BRASIL**. Conselho Nacional de Meio Ambiente - **CONAMA**. Resolução Nº. 380, 2006.
18. **BRASIL**. Fundação Nacional de Saúde - **FUNASA**. Manual de saneamento. 3. ed. Brasília: Fundação Nacional da Saúde, 2006.
19. BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de saneamento**. 3.ed. Brasília: Fundação Nacional da Saúde, 2006.
20. BRASIL. **Instrução Normativa Nº 23 de 31 de agosto de 2005**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Brasília-DF: Diário Oficial da União, Seção 1, 8 de setembro de 2005.
21. BRASIL. Associação Brasileira de Normas e Técnicas. **NBR-10004**. Brasília/DF, 2004.
22. BRASIL. Associação Brasileira de Normas e Técnicas. **NBR-7229**. Brasília/DF, 1993
23. BRASIL. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – **IBGE**. Censo 2000. Brasília/DF, 2000.
24. BRITO, André Luiz Fiquene de. **Codisposição de resíduos sólidos urbanos e resíduos sólidos industriais de curtume**. 1999. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) Campina Grande: UFPB/UEPB, 1999. 125p.

25. CAMPOS, José Roberto (Coordenador). **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.
26. CARRINGTON, E.G. **Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction**. Final Report. Luxembourg: European Communities. september, 2001. 44 p.
27. CATUNDA, P. F. C.; VAN HAANDEL, A. C.; MEDEIROS, U.T de P. Um método experimental para o dimensionamento e a otimização de leitos de secagem de lodo. In: CAMPOS, J. R (coordenador). **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo** – Coletânea de trabalhos técnicos. São Carlos: PROSAB, 2000. p. 107 – 121.
28. CHERNICHARO, C. A. L. **Anaerobic Reactors**. v. 4. IWA Publishing: London, 2007
29. CORREA, R. S.; FONSECA, Y. M. F.; CORREA, A. S. Produção de biossólidos agrícola por meio da com postagem e vermicompostagem de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.11, n. 4, Campina Grande-PB, 2007. p.420-426.
30. ELANGO, D.; THINAKARAN, N.; PANNEERSELVAM; SIVANESAN, S. Thermophilic composting of municipal solid waste. **Applied Energy**. ScienceDirect. 2009, p. 663-668, August.
31. FIORI, Marciane Gorete Silvestro; SCHOENHALS, Marlise; FOLLADOR, Franciele Aní Caovilla. Análise da evolução tempo-eficiência de duas composições de resíduos agroindustriais no processo de compostagem aeróbia. 2008. **Engenharia Ambiental**. Espírito Santo do Pinhal. v. 5, p. 178 – 191, set/dez.
32. GEA, Teresa; FERRER, Pau; ÁLVARO, Gregorio; VALERO, Francisco; ARTOLA, Adriana; SÁNCHEZ, Antoni. Co-composting of sewage sludge: fats mixture and characteristics of the lipases involved. **Biochemical Engineering Journal**. 2007. v. 33, n.3, p. 273-273, March.
33. GUIMARÃES, Gustavo Costa; BRANDÃO, Cristina Celia Silveira. Alternativas para desidratação de lodos de ETAs predominantemente orgânicos: avaliação preliminar em escala de bancada. In XXXI Congresso Interamericano AIDIS. 2008, Santiago. **Anais...** Chile: AIDIS, 2008.
34. HAUG, R. T. **The practical Handbook of compost engineering**. United States of America: Lewis publishers, 1993.
35. HOORNWEG, Daniel; THOMAS, Laura; OTTEN, Lambert. **Composting and its applicability in developing countries**: Urban Waste Management. Washington D.C: The World Bank, 2000. March.

36. ILHNFELD, R. G. K., ANDREOLI, C. V., LARA, A.I. **Higienização do lodo de esgoto**. In: Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Uso e Manejo do Lodo de Esgoto na Agricultura. PROSAB: Rio de Janeiro, 1999. 97p.
37. JORDÃO, Eduardo Pacheco e PESSÔA, Constantino Arruda. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4. Ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005.
38. KIEHL, Edmar José. **Manual de compostagem**: Maturação e qualidade do composto. Piracicaba: E.J.Kiehl, 1998.
39. KOMILIS, Dimitris P. A kinetic analysis of solid waste composting at optimal conditions. **Waste Management**. Science Direct, 2006, Feb, p. 82-91.
40. KONÉ, Doulaye.; COFIE, Olufunke; ZURBRUGG, Christian; GALLIZZI, Katharina; MOSER, Daya; DRESCHER, Silke; STRAUSS, Martin. Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. **Water Research**. 2007. v. 41, p. 4397- 4402.
41. LEITÃO, Vicente de Paulo Miranda; MOTA, Suetônio; SILVA, Júlio César da Costa; LIMA, Cláudio Ricardo de; SILVA, Luis Antonio da. Análise da Temperatura na produção de composto orgânico de folhas de cajueiro e de mangueira. In XIII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2008, Belém. **Anais...** Belém: ABES, 2008.
42. LEITÃO, Vicente de Paulo Miranda; MOTA, Suetônio; SILVA, Júlio César da Costa; LIMA, Cláudio Ricardo de; SILVA, Luis Antonio da. A importância da relação carbono/nitrogenio na fase de degradação ativa em composto orgânico de folhas de cajueiro e de mangueira. In XIII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2008, Belém. **Anais...** Belém: ABES, 2008.
43. LEITE, Valderi Duarte; POVINELLI, Jurandyr; VASQUEZ, Virgínia Raquel C. Emprego do balanço de massa na avaliação do processo de digestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos. In 19º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES 1997.
44. LEITE, Valderi Duarte; LOPES, Salomão Anselmo; LOPES, Wilton Silva; SOUSA, José Tavares de; PRASAD, Shiva. Resíduos sólidos urbanos no estado da Paraíba: aspectos conjunturais. In I Simpósio Nordeste de Saneamento Ambienta. 2006, João Pessoa. **Anais...** Paraíba: ABES, 2006.
45. LEITE, Valderi D.; LOPES, Wilton S.; SOUSA, José T. de; PRASAD, Shiva; SILVA, Salomão A. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. 2009. v.13, n.2, p.190–196.
46. LOPES, Wilton Silva; LEITE, Valderi Duarte; PRASAD, Shiva; SOUSA, José Tavares de. Biological Treatment of Organic Solid Waste in Anaerobic Reactors. **Biotechnology Research**. Nova Science Publishers, 2006 p. 113-142.

47. MANCINI, S. D.; NOGUEIRA, A. R.; KAGOHARA, D. A.; SCHWARTZMAN, J. A. S.; MATTOS, T.; ROSA, A. H. Compostagem aeróbia: diferença de resultados na relação carbono/nitrogênio a partir de matéria-prima pré e pós-disposição final. In VIII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2006, Fortaleza. **Anais...** Ceará: ABES, 2006.
48. MANCINI, Sandro Donnini; NOGUEIRA, Alex Rodrigues; KAGOHARA, Dennis Akira; SCHWARTZMAN, Jonas Age Saide; MATTOS, Tânia de. Análises termogravimétricas de composto orgânico produzido com restos de comida e lixo de jardim. In 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Minas Gerais: ABES, 2007.
49. MARCONI, M. A.; LAKATOS, E. M. **Técnicas de Pesquisa**. 4. ed. São Paulo: Atlas S/A, 1999, 261p.
50. MATTEI, Greice; ESCOSTEGUY, Pedro Alexandre Varella. Composição gravimétrica de resíduos aterrados. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 2007. v. 12, n.3, p 247-251, jul/set.
51. MEDEIROS, A. C.; ALVENTINO, A. R. A.; GUIMARÃES, Flávio Romero; BARBOSA, J. R. C.; SILVA, Monica Maria Pereira da. Análise dos impactos positivos e negativos da gestão integrada de resíduos sólidos no âmbito escolar. In VIII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2006, Fortaleza. **Anais...** Ceará: ABES, 2006.
52. METCALF E EDDY. **Wastewater engineer treatment disposal, reuse**. 4. ed. New York: McGraw- Hill Book, 2003, 1729p.
53. MEYER, K. B.; MULLER K. D.; KANESHIRO, E. S. Recovery of Ascaris eggs from sludge. Journal of Parasitology, 64, 380-383,1978. In: SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná. **Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto**/Cleverson Vitório Andreoli (Coord), Bárbara Rocha Pinto Bonnet (Coord). 2 ed. Ver. E ampl. – Curitiba: Sanepar, 2000.
54. MUNIZ, Ana Cristina Silva. **Processo de tratamento aeróbio de resíduos sólidos urbanos e industriais**. 1999. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) Campina Grande: UFPB/UEPB, 1999. 128p.
55. NUNESMAIA, Maria de Fátima. A gestão de resíduos urbanos e suas limitações. **Revista Baiana de Tecnologia**. v.17, n. 01, 2002, Jan/Abr, p. 120-129.
56. OGUNWANDE, G.A; OSUNADE, J.A; ADEKALU, K.O; OGUNJIMI, L.A.O. Nitrogen loss in chicken litter composto as affected by carbon to nitrogen ratio and turning frequency. **Bioresource Technology**. 2008. v. 99, p. 7495 -7503, Nov.

57. OGUNWANDE, G.A.; OGUNJIMI, L.A.O.; FAFIYEBI, J.O.. Effects of turning frequency on composting of chicken litter in turned windrow piles. **International Agrophysics**. 2008. v. 22, p.159-165, Abr.
58. PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem: processo de baixo custo**. Belo Horizonte: UNICEF, 1996.
59. PILLOTO, Juliana Seixas; BUSATO, Rosilete; SANTOS, Daniel Costa dos. Avaliação do comportamento da constante cinética em função dos diferentes regimes hidráulicos. In 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2005, Campo Grande. **Anais...** Mato Grosso do Sul: ABES, 2005.
60. POLPRASERT, C. **Organic waste recycling**. New York: John Wiley & Sons Ltda, 1989, 357p.
61. REMÍGIO, Aline Flávia Nunes. **Estudo do processo de tratamento aeróbio conjugado de resíduos sólidos orgânicos**. 2001. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Campina Grande: UFPB, 2001. 91p.
62. SALUDES, Ronaldo B; IWABUC, Kazunori; MIYATAKE, Fumihito; ABE, Yoshiyuki; HONDA, Yoshifumi. Characterization of dairy cattle manure/wallboard paper compost mixture. **Bioresource Technology**. October, 2008.p. 7285-7290 (Elsevier Science).
63. SHIMAKURA, S. E. **Correlação; interpretação do coeficiente de correlação**. Disponível em: <<http://leg.ufpr.br/~silvia/CE003/node74.html>>.30/08/06> Acessado em 25 de julho de 2008.
64. SILVA, André Gustavo da; LEITE, Valderi Duarte; SILVA, Monica Maria Pereira da; PRASAD, Shiva; FEITOSA, Wanderson Barbosa da Silva. Compostagem aeróbia Conjugada de lodo de tanque séptico e resíduos sólidos vegetais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro: ABES, 2008. v.13, n. 04, p 371-379, out/dez.
65. SILVA, Fábio Cesar. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999.
66. SILVA, Monica Maria Pereira. Experiência da realização de educação ambiental como instrumento de gestão ambiental em uma escola pública do município de Campina Grande/PB. In **Anais do II Congresso Mundial de Educação Ambiental**. FioCruz. Rio de Janeiro, 2004
67. SILVA, Monica Maria Pereira; SILVA, André. Gustavo; SOUSA, José Tavares; CEBALLOS, Beatriz Susana Ovruski; LEITE, Valderi Duarte. Avaliação da remoção de ovos de helmintos em codisposição de lodo anaeróbio e resíduos sólidos orgânicos. In 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24. 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2007.
68. SILVA, Monica Maria Pereira; SOUSA, José Tavares; CEBALLOS, Beatriz Susana Ovruski; FEITOSA, Wanderson Barbosa da Silva; LEITE, Valderi

Duarte. Remoción de huevos de helmintos em lodos de tanques sépticos colectivos del semiárido paraibano. In XXXI Congreso Interamericano AIDIS. 2008, Santiago. **Anais...** Chile: AIDIS, 2008.

69. SILVA, Monica Maria Pereira. **Tratamento de lodos de tanques sépticos por co-compostagem para os municípios do semi-árido paraibano: alternativa para mitigação de impactos ambientais**. 2008. Tese (Doutorado em Recursos Naturais). Campina Grande-PB: UFPB, 2008.
70. SOARES, Sérgio R. A.; MATOS, Zanna M. R. de; BERNARDES, Ricardo S. Modelagem do processo de desidratação de lodo anaeróbio em leitos de secagem simulado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. 2001. v. 5. n.2. Campina Grande, mai/aug.
71. TEJADA, Manuel; GARCÍA-MARTÍNEZ, Ana Maria; PARRADO, Juan. Relationships between biological and chemical parameters on the composting of a municipal solid waste. **Bioresource Technology**. ScienceDirect. 2009, p. 4062 – 4065, April.
72. TOSUN, I; GÖNÜLLÜ , M.T.; ARSLANKAYA, E.; GÜNAY, A. Co-composting kinetics of rose processing waste with OFMSW. **Bioresource Technology**, China: ScienceDirect, 2008, jan, p. 6143 - 6149.
73. USEPA, United State Environmental Protection Agency. **40 CFR-Part 503; Use or disposal of sewage sludge; biosolids**. Washington-US: Environmental Protection Agency, february 19, 1993
74. VAN HAANDEL, A. C.; ALÉM SOBRINHO, P. **Produção, composição e constituição de lodo de esgoto**. ANDREOLI, C. V. (Coord). Alternativas de uso de resíduos do saneamento; Biosólidos. (Projeto PROSAB) Rio de Janeiro: ABES, 2006, 417p.
75. ZERBINI, A. M.; CHERNICHARO, C. A. L.; VIANA, E. M. Estudo da remoção de ovos de helmintos e indicadores bacteriano em um sistema de tratamento de esgotos domésticos por reator anaeróbio e aplicação superficial no solo. In 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999.
76. ZHU, Nengwu. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. **Bioresource Technology**. China: ScienceDirect, 2007, p 9 -13, dez/jan.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)