



Universidade Federal da Paraíba / Universidade Estadual da Paraíba
Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente

ANDRÉ GUSTAVO DA SILVA

CODISPOSIÇÃO DE LODO DE ESGOTO SANITÁRIO E RESÍDUOS SÓLIDOS VEGETAIS



2007

ANDRÉ GUSTAVO DA SILVA

**CODISPOSIÇÃO DE LODO DE ESGOTO SANITÁRIO E RESÍDUOS
SÓLIDOS VEGETAIS**

Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente - PRODEMA, Universidade Federal da Paraíba / Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Área: Saneamento Ambiental.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Valderí Duarte Leite

CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. Shiva Prasad

Campina Grande - PB

2007

ANDRÉ GUSTAVO DA SILVA

**CODISPOSIÇÃO DE LODO DE ESGOTO SANITÁRIO E RESÍDUOS
SÓLIDOS VEGETAIS**

Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente - PRODEMA, Universidade Federal da Paraíba / Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente.
Área: Saneamento Ambiental

Aprovada em: 15/02/07

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Valderí Duarte Leite - UEPB
Orientador

Prof. Dr. Shiva Prasad
Co-Orientador

Prof. Dr. José Pires Dantas - UEPB
Examinador Interno

Prof^ª. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro - UFCG
Examinador Externo

Dedicatória

À minha adorável Patrícia;

Aos meus pais, Severino e Conceição;

Ao professor Valderí;

À minha "mais nova velha amiga" Mônica;

Aos meus ex-orientadores Fátima Gonçalves (IPA) e João Batista (EMBRAPA Cerrados).

Agradecimentos

A minha adorável Patrícia pelo apoio, cumplicidade, compreensão, companheirismo e, acima de tudo, amor a mim presenteado.

Aos meus pais, Severino Antônio da Silva e Maria da Conceição Silva, pelo incondicional amor e infinita compreensão e apoio.

Ao meu orientador e agora, tenho certeza, amigo, Prof Valderí por sua boa vontade e solicitude desde a época da inscrição no processo seletivo para ingresso no PRODEMA e, sobretudo, por toda paciência e dedicação a mim concedida nos momentos de ensinamentos e críticas.

Aos meus amigos e companheiros de mestrado pela enriquecedora convivência na bela e infinita viagem do conhecimento, em especial aos amigos Abraão, Keliana e Rivero.

Aos Professores Auri, Berto, Damião, Ethan, Fideles, Gil, Idalina, Mourão, Sánchez, Sassi, Tavares e Valderí por toda carga de conhecimento a nós (mestrandos) presenteada ao longo das valorosas aulas, durante a fase de créditos do curso.

Aos Professores José Pires e Veruschka Monteiro pelas valorosas e necessárias correções e sugestões propostas e ao Professor Shiva Prasad pelo apoio prestado, sobretudo na feitura do abstract.

Aos Professores Beatriz Ceballos e José Tavares pelos indispensáveis esclarecimentos para o início e ao longo da fase prática do Mestrado.

Às secretárias do PRODEMA, Marilene e Hélia pela educação e solicitude no tratamento a mim dispensado.

À Professora Mônica Pereira, colega de trabalho e "*minha mais nova velha amiga*", pelo apoio, incentivos, ensinamentos, conselhos e todas aquelas valorosas conversas "informais".

Aos meus amigos, "*meio-familiares*" e companheiros de luta: Francisco, Márcio, Manuel, Douglas, "Boy" e "Didi", que fizeram da minha estada em Campina Grande algo mais leve e "extrovertido"... *Boa Sorte pessoal !!!*.

Aos colegas Bráulio, Danila, Danuza, Eva, Guilherme, Judite, Marcelo, Rita e, em especial a Wanderson pelo apoio nas análises físico-químicas e pela indispensável ajuda para coleta e montagem do experimento.

Às Universidades Federal e Estadual da Paraíba, caminhos pelos quais me fiz Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente e pela acolhida acadêmica indispensável ao meu crescimento profissional.

À UFCG, em nome da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES) pelo apoio, através da disponibilização das suas instalações físicas.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, pelo providencial suporte financeiro.

"...à infinita energia cósmica, pela oportunidade de estar aqui tentando evoluir..."

"Já que a ciência não pode encontrar sua legitimação ao lado do conhecimento, talvez ela pudesse fazer a experiência de tentar encontrar o seu sentido ao lado da bondade. Ela poderia, por um pouco, abandonar a obsessão com a verdade, e se perguntar sobre o seu impacto na vida das pessoas".

Rubem Alves (1981).

Resumo

O lodo de esgoto sanitário constitui o principal subproduto do processo de tratamento de esgoto. A codisposição de resíduos orgânicos se apresenta como interessante alternativa para correta destinação e uso deste resíduo. Objetivou-se no presente trabalho, avaliar a eficácia do processo de codisposição do lodo de esgoto sanitário (LES) e resíduos sólidos vegetais (RSV); produzir um composto maturado, com boas qualidades agrônômica e sanitária; realizar as caracterizações física, química e biológica do LES e dos RSV, e avaliar a importância da temperatura nos processos de bioestabilização e sanitização do substrato codisposto. O sistema experimental foi do tipo inteiramente casualizado com três tratamentos e três repetições, consistindo de nove reatores aeróbios. O substrato utilizado para codisposição foi formado por LES e RSV, nas seguintes proporções: Tratamento 1: 100% RSV; Tratamento 2: 5% de LES + 95% de RSV; Tratamento 3: 10% de LES + 90% de RSV. Os tratamentos 1, 2 e 3 receberam inicialmente 32,0 kg; 33,8 kg e 35,6 kg deste substrato, respectivamente. Os parâmetros monitorados semanalmente foram: pH, teor de umidade, sólidos totais voláteis, relação C/N e ovos viáveis de helmintos, além do monitoramento diário da temperatura. As temperaturas atingiram a faixa termófila já no primeiro dia, mantendo-se neste patamar até o 5º dia do processo, quando começaram a decair passando para a faixa mesófila, permanecendo por mais duas semanas até se aproximarem da temperatura ambiente até o final do processo. A diminuição da relação C/N foi bastante tênue, devido aos valores iniciais estarem abaixo dos níveis ideais. A redução média da massa de sólidos totais voláteis na massa codisposta ao longo dos 105 dias de codisposição foi de 31,10%; 46,41%; 44,76%, nos tratamentos 1, 2 e 3, respectivamente. A redução dos ovos de helminto atingiu uma eficiência de 100% em todos os tratamentos, sendo, provavelmente, o nível de pH, aumento de temperatura e as relações ecológicas presentes nos sistemas, os principais responsáveis pela sanitização e maturação do composto produzido, de modo que, a codisposição mostrou-se ser uma alternativa viável para desinfecção e estabilização conjunta de ambos os tipos de resíduos sólidos, favorecendo a produção de um composto com condições ambientais e sanitárias de ser utilizado na agricultura.

Palavra-Chave: Codisposição, Lodo de Esgoto Sanitário, Resíduos Sólidos Vegetais, Ovos de Helmintos.

Abstract

Sanitary sewage sludge constitutes the principal subproduct of the sludge treatment process. The codisposition of organic waste presents as interesting alternative for correct destination and use of this waste. The present work was aimed to evaluate the efficiency of the process of codisposition of sanitary sewage sludge (SSS) and vegetable solid waste (VSW); to produce a seasoned compost, with good agronomic and sanitary qualities; to realize physical, chemical and biological characterization of the SSS and VSW, and to evaluate importance of the temperature in the processes of biostabilization and sanitation of the codisposed substrate. The experimental system was of completely random type with three treatments and three repetitions, consisting of nine aerobic reactors. The substrate utilized for codisposition was formed by SSS and VSW, in the following proportions: Treatment 1: 100% VSW; Treatment 2: 5% SSS + 95% VSW; Treatment 3: 10% SSS + 95% VSW. The treatments 1, 2 and 3 initially received 32.0 kg; 33.8 kg and 35.6 kg of this substrate, respectively. The weekly monitored parameters were: pH, moisture content, total volatile solids, C/N ratio and feasible eggs of helminth, besides the daily monitoring of the temperature. The temperatures attained the hemophilic range since the first day, maintaining at this level until the 5th day of the process, when started to decrease passing for the mesophilic range, staying for two more weeks till it approached to the atmospheric temperature by the end of the process. A decrease in the C/N ratio was quite low, may be due to the initial values being lower than the ideal levels. The average reduction of the total volatile solid mass in the codisposed mass during the 105 days of codisposition was 31.10%, 46.41%, 44.76%, in the 1, 2 and 3 treatments, respectively. The reduction of the helminth eggs attained an efficiency of 100% in all the treatments. Probably, the pH level, the increase in temperature and the ecological relations presents in the systems were principally responsible for the sanitation and seasoning of the produced compost, so that, the codisposition showed to be a feasible alternative for disinfection and stabilization of both the types of the solid wastes, favoring the production of a compost with environmental and sanitary conditions for utilizing in agriculture.

Keywords: Codisposition, Sanitary sewage sludge, Vegetable solid waste, Helminth eggs.

Lista de Abreviaturas e Siglas

CAGEPA – Companhia de Água e Esgotos da Paraíba

CEPAL - Comissão Econômica para América Latina e o Caribe

Cl - Cloro

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente

COT - Carbono Orgânico Total

CTC - Capacidade de Troca Catiônica

Cu - Cobre

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

EMPASA - Empresa Paraibana de Alimentos e Serviços Agrícolas

ETE - Estação de Tratamento de Esgoto

EXTRABES - Estação de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários

Fe - Ferro

FNS - Fundação Nacional de Saúde

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

LES - Lodo de Esgoto Sanitário

Mo - Molibdênio

Mn - Manganês

MS - Matéria Seca

Ni - Níquel

NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl

ONU - Organização das Nações Unidas

pH - Potencial Hidrogeniônico

PNAD - Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios

RSV - Resíduos Sólidos Vegetais

STV - Sólidos Totais Voláteis

TDH - Tempo de Detenção Hidráulica

TU - Teor de Umidade

UNESCO - Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura

U. S. EPA - United States Environmental Protection Agency

Zn - Zinco

WHO - World Health Organization

Lista de Figuras

| | |
|---|----|
| Figura 1: <i>"Triunfo da Morte"</i> , de Brugel..... | 20 |
| Figura 2: Configuração de um Tanque Séptico de Câmara Única..... | 34 |
| Figura 3: Variação da temperatura e do pH nos quatro estágios do processo de compostagem..... | 41 |
| Figura 4: Visão geral do pátio de codisposição..... | 51 |
| Figura 5: Visão do substrato em codisposição..... | 51 |
| Figura 6: Evolução temporal das temperaturas no topo, centro e base do Reator T1R1 e da temperatura ambiente..... | 60 |
| Figura 7: Evolução temporal das temperaturas no topo, centro e base do Reator T1R2 e da temperatura ambiente..... | 61 |
| Figura 8: Evolução temporal das temperaturas no topo, centro e base do Reator T1R3 e da temperatura ambiente..... | 62 |
| Figura 9: Evolução temporal das temperaturas no topo, centro e base do Reator T2R1 e da temperatura ambiente..... | 63 |
| Figura 10: Evolução temporal das temperaturas no topo, centro e base do Reator T2R2 e da temperatura ambiente..... | 64 |
| Figura 11: Evolução temporal das temperaturas no topo, centro e base do Reator T2R3 e da temperatura ambiente..... | 65 |
| Figura 12: Evolução temporal das temperaturas no topo, centro e base do Reator T3R1 e da temperatura ambiente..... | 66 |
| Figura 13: Evolução temporal das temperaturas no topo, centro e base do Reator T3R2 e da temperatura ambiente..... | 67 |
| Figura 14: Evolução temporal das temperaturas no topo, centro e base do Reator T3R3 e da temperatura ambiente..... | 68 |
| Figura 15: Evolução temporal do teor de umidade (%) no tratamento 1..... | 70 |
| Figura 16: Evolução temporal do teor de umidade (%) no tratamento 2..... | 71 |

| | |
|---|----|
| Figura 17: Evolução temporal do teor de umidade (%) no tratamento 3..... | 72 |
| Figura 18: Evolução temporal do potencial hidrogeniônico (pH) no tratamento 1..... | 73 |
| Figura 19: Evolução temporal do potencial hidrogeniônico (pH) no tratamento 2..... | 74 |
| Figura 20: Evolução temporal do potencial hidrogeniônico (pH) no tratamento 3..... | 75 |
| Figura 21: Comportamentos das evoluções temporais na redução dos sólidos totais voláteis nos tratamentos 1, 2 e 3..... | 76 |
| Figura 22: Evolução temporal da redução do percentual de sólidos totais voláteis no tratamento 1..... | 77 |
| Figura 23: Evolução temporal da redução do percentual de sólidos totais voláteis no tratamento 2..... | 78 |
| Figura 24: Evolução temporal da redução do percentual de sólidos totais voláteis no tratamento3..... | 79 |
| Figura 25: Evolução temporal do percentual de COT no tratamento 1..... | 80 |
| Figura 26: Evolução temporal do percentual de COT no tratamento 2..... | 81 |
| Figura 27: Evolução temporal do percentual de COT no tratamento 3..... | 82 |
| Figura 28: Evolução temporal do percentual de NTK no tratamento 1..... | 83 |
| Figura 29: Evolução temporal do percentual de NTK no tratamento 2..... | 84 |
| Figura 30: Evolução temporal no percentual de NTK no tratamento 3..... | 84 |
| Figura 31: Evolução temporal da relação C/N no tratamento 1..... | 86 |
| Figura 32: Evolução temporal da relação C/N no tratamento 2..... | 86 |
| Figura 33: Evolução temporal da relação C/N no tratamento 3..... | 87 |

Lista de Tabela

| | |
|--|----|
| Tabela 1: Produção quantitativa de resíduos sólidos urbanos coletados na região Nordeste..... | 28 |
| Tabela 2: Composição gravimétrica dos resíduos sólidos de seis cidades brasileiras..... | 30 |
| Tabela 3: Classificação dos helmintos de especial interesse sanitário..... | 36 |
| Tabela 4: Diferenças entre o composto maduro e o composto cru..... | 46 |
| Tabela 5: Estimativa do intervalo ideal para os valores de teor e umidade (%), pH e relação C/N em composto orgânico..... | 47 |
| Tabela 6: Limites da concentração de microrganismos patogênicos, expressos em base seca, pela norma americana 40 CRF 503..... | 48 |
| Tabela 7: Estimativa do percentual em base seca de NPK para composto orgânico. | 49 |
| Tabela 8: Parâmetros e referências dos métodos físico-químicos e biológicos utilizados..... | 53 |
| Tabela 9: Resultados das caracterizações física, química e biológica do lodo de esgoto sanitário..... | 56 |
| Tabela 10: Comparação entre os resultados, obtidos a partir de diferentes estudos, da caracterização físico-química dos resíduos sólidos vegetais utilizados em processo de codisposição..... | 58 |
| Tabela 11: Dados referentes à evolução da ocorrência dos ovos viáveis de helminto/g MS ao longo do processo de codisposição..... | 90 |
| Tabela 12: Percentuais médios da redução dos sólidos totais voláteis nos tratamentos 1, 2 e 3..... | 92 |
| Tabela 13: Relação C/N média no composto orgânico produzido a partir dos tratamentos 1, 2 e 3..... | 93 |
| Tabela 14: Teores médios de nitrogênio, fósforo e potássio no composto produzido nos tratamentos 1, 2 e 3..... | 94 |
| Tabela 15: Resultados da caracterização físico-química do composto oriundo da codisposição de LES e RSV..... | 95 |

| | |
|---|----|
| 1 INTRODUÇÃO..... | 16 |
| 2 OBJETIVOS..... | 18 |
| 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA..... | 19 |
| 3.1 - Aspectos Históricos do Saneamento..... | 19 |
| 3.2 - Saneamento Ambiental: Aspectos Quantitativos..... | 22 |
| 3.3 - Saneamento Ambiental: Aspectos Sociais e Ambientais..... | 24 |
| 3.3.1 - Aspectos Sociais..... | 24 |
| 3.3.2 - Aspectos Ambientais..... | 26 |
| 3.4 - Resíduos Sólidos Urbanos..... | 28 |
| 3.4.1 - Aspectos Quantitativos..... | 28 |
| 3.5 - Resíduos Sólidos Orgânicos..... | 29 |
| 3.6 - Lodo De Esgoto Sanitário..... | 31 |
| 3.6.1 - Lodo De Esgoto De Tanque Séptico..... | 33 |
| 3.6.2 - Helmintos e Lodo de Esgoto Sanitário..... | 35 |
| 3.7 - Codisposição..... | 37 |
| 3.7.1 - Aspectos Conceituais..... | 37 |
| 3.7.2 - Codisposição de Lodo de Esgoto Sanitário e Resíduos Sólidos Vegetais..... | 37 |
| 3.8 - Compostagem..... | 39 |
| 3.9 - Composto Orgânico | 45 |
| 4 MATERIAL E MÉTODOS..... | 50 |
| 4.1 - Localização..... | 50 |
| 4.2 - Sistema Experimental..... | 50 |
| 4.3 - Lodo de Esgoto Sanitário..... | 52 |
| 4.4 - Resíduos Sólidos Vegetais..... | 52 |
| 4.5 - Material Estruturante..... | 53 |
| 4.6 - Monitoramento..... | 53 |
| 4.7 - Análise Estatística..... | 54 |

| | |
|--|-----|
| 5 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS | 55 |
| 5.1 - Caracterizações do lodo de esgoto sanitário e resíduos sólidos vegetais..... | 55 |
| 5.1.1 - Lodo de Esgoto Sanitário..... | 55 |
| 5.1.2 - Resíduos Sólidos Vegetais..... | 57 |
| 5.2 - Evolução temporal dos parâmetros analisados..... | 59 |
| 5.2.1 - Temperatura..... | 59 |
| 5.2.2 - Teor de Umidade..... | 70 |
| 5.2.3 - Potencial Hidrogeniônico (pH)..... | 73 |
| 5.2.4 - Sólidos Totais Voláteis..... | 76 |
| 5.2.5 - Carbono Orgânico Total..... | 80 |
| 5.2.6 - Nitrogênio Total Kjeldahl..... | 83 |
| 5.2.7 - Relação Carbono/Nitrogênio..... | 86 |
| 5.2.8 - Ovos viáveis de helminto..... | 88 |
| 5.3 - Análise de variância dos dados experimentais..... | 92 |
| 5.3.1 - Redução de STV(%)..... | 92 |
| 5.3.2 - Relação Carbono/Nitrogênio..... | 93 |
| 5.3.3 - Teores de Nitrogênio, Fósforo e Potássio (%)..... | 94 |
| 5.4 - Determinação da qualidade agronômica do composto..... | 95 |
| 5.4.1 - Relação Carbono/Nitrogênio..... | 96 |
| 5.4.2 - Teor de Umidade (%)..... | 96 |
| 5.4.3 - Potencial Hidrogeniônico (pH)..... | 96 |
| 5.4.3 - Teores de Nitrogênio, Fósforo e Potássio (%)..... | 96 |
| 6 CONCLUSÕES | 98 |
| 7 RECOMENDAÇÕES | 99 |
| REFERÊNCIAS | 100 |

1 INTRODUÇÃO

A espécie humana sempre se caracterizou por uma tendência gregária, isto é, pela formação de grupos, porém, os hábitos e costumes giravam em torno das grandes mudanças sazonais, nos métodos de subsistência e os padrões de organização social eram integrados a essas mudanças. Sem a menor dúvida, esse foi o meio de vida mais flexível já adotado pela humanidade (PONTING, 1995; BRANCO, 2003).

Com o advento da agricultura, houve a possibilidade da fixação dos grupos, antes nômades, à terra, sendo este o primeiro passo para a formação do que viriam a ser as primeiras cidades da história humana (PONTING, 1995).

E devido a esses primeiros aglomerados urbanos, via de regra, criou-se a situação ideal para que a produção de resíduos sólidos e geração de esgotos se tornassem perceptíveis, ao menos nas regiões que foram palco para o nascimento das primeiras grandes civilizações (SANTOS, 1999).

Nos dias de hoje, o setor de saneamento apresenta fundamental importância para elevação da qualidade de vida da população, nos indicadores de saúde, na conservação ambiental e para o desenvolvimento social (BRASIL, 2004). Em grandes metrópoles e em áreas onde a urbanização ocorre de forma desordenada, se avolumam os problemas sócio-ambientais, sendo precisamente nestes locais, a ocorrência das maiores condições de risco para a população (RAMALHO, 1999).

Na ausência ou ineficiência de saneamento, os resíduos das atividades humanas poluem solo, ar e água, sendo responsáveis por grande parte das doenças no país (VAN KAICK, 2002).

Atualmente, embora a evolução dos serviços de saneamento básico, sobretudo nos países em desenvolvimento, incluindo-se o Brasil, tenha passado por melhorias, a disposição equivocada dos resíduos sólidos urbanos, aliada à ausência de serviços de abastecimento de água e coleta de esgotos, produzem impactos negativos de ordem social, econômica e ambiental.

Segundo o IBGE (2000), o Brasil contava com uma população estimada em 179.799.170 habitantes, sendo coletados diariamente, à época, cerca de 228.413 mil toneladas de resíduos sólidos, predominantemente urbanos, das quais a maior parte já era destinada de forma inadequada.

Coelho et al. (2005), apontam o lodo de esgoto como um dos principais problemas ambientais urbanos da atualidade, tendo importância crescente, por se tornar comum o seu aproveitamento em culturas e sua disposição no solo, ambos de forma inadequada.

Tal problema ganhará ainda mais visibilidade levando em consideração que em todas as discussões atuais sobre saneamento se coloca como objetivo precípua e desafio principal a busca pela universalização da prestação de serviços na área de saneamento básico, como afirma Lobo (2003).

Baseado nisso, urge que sejam apresentadas soluções ou alternativas para um tratamento adequado do lodo de esgoto, que obedeça aos critérios de baixo custo aliado à facilidade de operação e manutenção, consistindo, assim, em uma alternativa simplificada.

A codisposição consiste no tratamento simultâneo, quase sempre por meio do processo de compostagem, de dois ou mais tipos de resíduos sólidos orgânicos com características físico-químicas que se complementam.

Nesse contexto, o aproveitamento integrado destes resíduos traria proteção da saúde pública, além da obtenção de adubo com qualidade agrônoma e livre de patógenos, para fins agrícolas.

Os ganhos em relação à adoção da codisposição envolvendo o lodo de esgoto vão além dos benefícios gerados à saúde humana e da sua utilização na agricultura. O meio ambiente é beneficiado na medida em que se evita o aporte de matéria orgânica nos sistemas aquáticos, mitigando, dessa forma, o processo de eutrofização antrópica. Do ponto de vista econômico, a tecnologia de codisposição se mostra viável dentre outros aspectos, por possibilitar o tratamento simultâneo de dois ou mais tipos de resíduos no mesmo sistema, economizando tempo e recursos.

2 OBJETIVOS

Gerais

- Avaliar a eficácia do processo de codisposição do lodo de esgoto sanitário com resíduos sólidos vegetais;
- Produzir composto maturado, com boas qualidades agronômica e sanitária, propiciando o desenvolvimento de uma tecnologia adequada de tratamento do lodo de esgoto sanitário.

Específicos

- Realizar as caracterizações física, química e biológica do lodo de esgoto sanitário e dos resíduos sólidos vegetais.
- Avaliar a importância da temperatura para os processos de bioestabilização e sanitização do substrato codisposto.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Aspectos Históricos do Saneamento

A espécie humana sempre se caracterizou por uma tendência gregária, isto é, pela formação de grupos, tribos, hordas, comunidades. O tamanho desses grupos variava conforme a disponibilidade dos recursos naturais (BRANCO, 2003).

Sem a menor dúvida, esse foi o meio de vida mais flexível já adotado pela humanidade, o que menos males causou aos ecossistemas naturais, ou seja, nosso modo de vida, apesar de gregário, girava em torno das grandes mudanças sazonais, nos métodos de subsistência e os padrões de organização social eram integrados a essas mudanças (PONTING, 1995).

Depois, os humanos emergiram para um modo de vida radicalmente diferente, baseado em importante alteração dos ecossistemas naturais, objetivando a produção de grãos e de pasto para os animais. Com o advento da agricultura, houve a possibilidade da fixação dos grupos, antes nômades, à terra, sendo este o primeiro passo para a formação do que viriam a ser as primeiras cidades da história humana (PONTING, 1995).

E devido a esses primeiros aglomerados urbanos, via de regra, próximos de corpos aquáticos e em regiões planas para plantio, criou-se a situação ideal para que a produção de resíduos sólidos e geração de esgotos se tornassem perceptíveis, ao menos nas regiões que foram palco para o nascimento das primeiras grandes civilizações (SANTOS, 1999).

Azevedo Neto (1984), citado por Malta (2001), esclarece que a coleta das águas servidas já era uma preocupação das civilizações antigas. Em 3.750 a.C., eram construídas galerias de esgoto na Índia e na Babilônia. Em 3.100 a.C. já se tem notícia do emprego de manilhas cerâmicas. Na Roma imperial eram feitas ligações diretas das casas até os canais. Por se tratar de uma iniciativa particular de cada morador, nem todas as casas apresentavam essas benfeitorias (METCALF e EDDY, 1991).

Na idade média as condições de higiene das cidades eram muito precárias, o lixo, os restos de alimentos, esgotos e até mesmo as fezes eram simplesmente atirados às ruas, onde se amontoavam continuamente, sem que ninguém os retirasse (BRANCO, 2003).

O acúmulo de lixo nas casas e nas ruas originou grandes epidemias de peste, uma delas ocorrida em 1347, retratada no quadro conhecido como "*Triunfo da Morte*" (Figura 1), de Brugel, vitimou de forma fatal em torno de 1/4 da população européia (BRANCO, 2003).



Figura 1: "*Triunfo da Morte*" de Brugel, (BRANCO, 2003).

Essa despreocupação com os efluentes e resíduos domiciliares, aliada ao desconhecimento da microbiologia até meados do séc. XIX, certamente foram às causas das grandes epidemias ocorridas na Europa no período entre os séculos XVI e XIX, coincidindo com o crescimento populacional e o início do aglomeramento urbano em algumas cidades européias (SAWYER & McCARTY, 1978; citados por MALTA, 2001).

Em relação à preocupação com o tratamento dos esgotos, Metcalf & Eddy (1991) colocam que esta surgiu primeiramente na Inglaterra, após vários episódios de epidemia ocorridos, sobretudo, no final do século XVIII e início do século XIX, culminado com as epidemias de cólera, ocorridas em 1831 e 1848, vitimando de forma fatal cerca de 50 mil e 21 mil pessoas, respectivamente.

A partir de então, outros países europeus, Japão, EUA e Canadá, a exemplo do caso inglês, começaram a tomar providências com relação ao tratamento dos seus esgotos (MALTA, 2001).

No caso específico do Brasil, a história de saneamento está atrelada ao desenvolvimento institucional do Estado e aos aspectos econômicos, produtivos, ao desenvolvimento tecnológico e à distribuição de renda (SANTOS, 1999).

No período colonial, a principal característica era a quase ausência do Estado em relação às ações de saneamento, ficando a maior parte dessas atividades limitada à ação individual, situação possível pela ausência de grandes aglomerações humanas, abundância de recursos hídricos, baixo potencial poluidor da produção de esgotos e boas condições de autodepuração dos cursos d'água. Entretanto, a necessidade de melhorar as condições sanitárias levou o poder público a intervir no setor de saneamento (BRASIL, 2004).

Apenas a partir da década de 1970 começaram a ocorrer em algumas poucas cidades brasileiras um avanço nessa área. No entanto, até o momento a maioria de nossas cidades nem coletam nem fazem o tratamento de seus esgotos, o que terão fatalmente que fazê-lo, sob pena de ficarem sem mananciais de água apropriada para o abastecimento público (MALTA, 2001).

O tratamento de esgotos no Brasil, somente atinge hoje em parte os objetivos dos países desenvolvidos anteriores à década de 1970, na medida em que esses países já há muito possuem preocupações avançadas com a proteção ambiental e os riscos à saúde pública que se refletem, por exemplo, nos cuidados com o manejo do lodo produzido em estações de tratamento de esgotos, como esclarecem Soares et al. (2002).

No que tange a problemática relacionada aos resíduos sólidos, Sissino (2000) coloca que com a consolidação da nova sociedade urbano-industrial, e com ela o consumismo como ideologia de vida, a problemática do lixo se tornava cada vez mais comum e presente e as comunidades resolviam o problema de destinação final dos resíduos lançando-os em cursos d'águas e terrenos distantes dos centros populacionais.

A abordagem dos temas relacionados com a problemática ambiental na esfera pública internacional é, relativamente, recente. Apenas no começo do século XX se iniciaram as discussões a respeito da urgência da proteção à natureza (BRANCO, 1991).

Entretanto, esses debates geralmente limitavam-se apenas a focar assuntos como a poluição da água e do ar, e as doenças e perturbações por elas provocadas, como coloca Branco

(1991). A questão dos resíduos sólidos até então, não alcançava lugar de destaque nessas discussões. Porém, em nenhuma fase do desenvolvimento da humanidade se produz tanto resíduo como na atualidade.

Sissino (2000), completa ainda afirmando que a composição dos resíduos sólidos dos nossos tempos, que inclui uma variedade de substâncias químicas e tóxicas, como também de microrganismos patogênicos, apresenta sérias conseqüências à saúde da população e ao meio ambiente.

3.2 Saneamento Ambiental: Aspectos Quantitativos

O setor de saneamento apresenta fundamental importância para elevação da qualidade de vida da população, nos indicadores de saúde, na conservação ambiental e para o desenvolvimento social (BRASIL, 2004).

Como ferramenta fundamental para a solução dos problemas sociais, econômicos e ambientais oriundos das atividades humanas, o saneamento ambiental não envolve apenas a infraestrutura física (obras e equipamentos) dos serviços básicos, mas deve ser compreendido como:

Conjunto de ações sócio-econômicas que têm por objetivo alcançar níveis de salubridade ambiental, por meio do abastecimento de água potável, coleta e disposição sanitária dos resíduos sólidos, líquidos e gasosos, promoção da disciplina de uso do solo, drenagem urbana, controle de doenças transmissíveis e demais serviços de obras especializadas, com a finalidade de proteger e melhorar as condições de vida urbana e rural (FNS, 1994).

Mesmo assim, um grande número de localidades urbanas e rurais, em todo mundo, vem sofrendo transformações sócio-ambientais danosas decorrentes do crescimento populacional e industrial (AZEVEDO, 2000).

De acordo com estudo realizado pela Organização das Nações Unidas para a educação, a ciência e a cultura - UNESCO (2006) e elaborado por 24 agências da Organização das Nações Unidas - ONU, governos e organizações não-governamentais, o relatório intitulado “Água: uma

responsabilidade compartilhada" revela que 1,1 bilhão de pessoas no mundo, o equivalente a um quinto da população, ainda não dispõem de água potável e cerca de 2,4 bilhões de pessoas - 40% da população mundial - não têm condições básicas de saneamento, o que multiplica o número de mortes por causas evitáveis, como diarreia. De modo que os prognósticos levantados por tal relatório afirmam que uma de suas metas - redução pela metade da proporção da população do planeta sem acesso a água potável até 2015 – provavelmente não será alcançada.

Os problemas precisam ser solucionados rapidamente porque a demanda por água e saneamento vai aumentar nos próximos anos. Em 2030, prevê o relatório, dois terços da população mundial estará vivendo em cidades, e perto de 2 bilhões residirão em favelas ou assentamentos irregulares (UNESCO, 2006).

Ao seu turno, a Comissão Econômica para América Latina e o Caribe - CEPAL (2004), indica que na América Latina, apenas 17% das pessoas têm acesso ao serviços de água potável e mais 20% não possuem serviços de esgotamento sanitário.

Embora a evolução dos serviços de saneamento básico no Brasil tenha passado por melhorias na cobertura com água potável, os serviços de esgotamento sanitário continuam deficientes. Dados oriundos da Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios - PNAD, realizada pelo IBGE em 2004, revelam que o esgotamento sanitário é o serviço de saneamento básico de menor cobertura nos municípios brasileiros, alcançando apenas 52,2% das sedes municipais.

Na região Nordeste, 42,9% dos municípios têm esgotamento sanitário, sendo que apenas 13,3% coletam e tratam seus esgotos (IBGE, 2004).

O Estado da Paraíba, segundo dados da CAGEPA – Companhia de Água e Esgotos da Paraíba, apresentava até o ano de 2004 apenas 24,87% de sua população atendida por redes coletoras de esgoto. Porém, no caso específico deste Estado, tal questão representa um problema emergente evidenciado pelas políticas de expansão das redes de coleta e implantação de novas estações de tratamento de esgoto, através do programa estadual de saneamento básico. Ao final do programa, estima-se que o índice de atendimento da população urbana da Paraíba com rede de esgotamento sanitário passará dos atuais 26% para aproximadamente 52%. Na cidade de Campina Grande, a rede de esgotamento sanitário poderá alcançar o percentual de 100%, levando-se em consideração ainda que, segundo informativos do governo do estado todo o esgoto coletado deverá ser tratado.

A situação se agrava no semi-árido paraibano onde se observa, a partir dos dados apresentados pelo censo do (IBGE, 2004), que os municípios localizados nessa região exemplificam de forma significativa a falta de cuidado com os recursos hídricos, uma vez que 40% dos domicílios nestes municípios não possuem banheiros e quando apresentam apenas 15% possuem esgotamento sanitário. Aproximadamente 24% dos esgotos no estado da Paraíba recebem tratamento por meio de fossas sépticas, e os lodos resultantes são dispostos em terrenos a céu aberto e/ou corpo d'água, sem nenhum tratamento prévio.

3.3 Saneamento Ambiental: Aspectos Sociais e Ambientais

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 negativos de ordem ambiental, sobretudo, pela contaminação do solo, do lençol freático e dos corpos hídricos superficiais. Do ponto de vista sanitário, com esta situação, fomenta-se a proliferação de vetores como ratos e insetos que ocasionam riscos à saúde pública. A degradação social se faz presente, por exemplo, pelo aumento significativo do número de catadores que sobrevivem do lixo.

3.3.1 Aspectos Sociais

Em grandes metrópoles e em áreas onde a urbanização ocorre de forma desordenada, se avolumam os problemas sócio-ambientais, sendo precisamente nestes locais, a ocorrência das maiores condições de risco para a população (RAMALHO, 1999).

Na ausência ou ineficiência de saneamento, os resíduos das atividades humanas poluem solo, ar e água, sendo responsável por grande parte das doenças no país (VAN KAICK, 2002).

Uma dimensão mais precisa dos efeitos negativos da carência de serviços de saneamento se revela quando se analisa a correlação entre esta carência nos serviços de saneamento e a incidência de doenças de veiculação hídrica (MOTTA, 1996).

Sabe-se que aproximadamente 50 tipos de infecções podem ser transmitidas por diferentes caminhos envolvendo as excretas humanas. Associadas à má nutrição, as doenças relacionadas com as excretas exercem uma terrível influência na morbidade e mortalidade nos países em

desenvolvimento, especialmente em crianças. Epidemias de febre tifóide, cólera, disenteria, hepatite infecciosa e inúmeros casos de verminose são transmitidas pela disposição inadequada dos esgotos (NASCIMENTO FILHO & CASTRO, 2005).

Segundo Geldreich, (1996); citado por Janebro, (2003), entre as principais doenças ligadas à ausência de saneamento, estão as enfermidades causadas por microrganismos parasitas.

Dentre os protozoários destacam-se: *Entamoeba histolytica* e *Giardia lamblia*. Dentre os helmintos, os mais freqüentes são os nematelmintos: *Ascaris lumbricoides*, *Trichuris trichiura* e os ancilostomídeos.

A Organização Mundial de Saúde estima que existam, em todo o mundo, cerca de 1 bilhão de indivíduos infectados por *A. lumbricoides*, sendo apenas pouco menor o contingente infestado por *T. trichiura* e pelos ancilostomídeos. Estima-se, também, que 200 e 500 milhões de indivíduos, respectivamente, alberguem *G. lamblia* e *E. histolytica* (WHO, 1989).

Estudo efetuado em uma população de escolares de Aracaju (TSUYUOKA et al., 1999) detectou que 26,7% das crianças eram anêmicas, com prevalência de 42,0% para parasitoses diversas, com associação estatisticamente significativa entre anemia e presença de parasitoses intestinais.

No Estado de Pernambuco, estudo conduzido com 1.096 gestantes também demonstrou forte associação entre anemia e enteroparasitoses (ARRUDA, 1990).

De acordo com Silva et al. (2005), a explicação para as elevadas prevalências de enteroparasitoses se baseiam nas condições de pobreza: dejetos domésticos de destino incerto; acúmulo de lixo; falta de higiene doméstica; galerias fluviais construídas de forma inadequada ou obstruídas; esgotos sanitários “a céu aberto” e a convivência contínua com insetos. As condições de miséria levam as crianças, muitas vezes descalças e até sem roupas, à co-existência com os elementos envolvidos nos ciclos biológicos das enteroparasitoses. De forma semelhante, aquelas mesmas condições também são poluidoras ambientais, ou mecanismos facilitadores, especialmente da água e do solo.

Ludwig et al. (1999), também alertam para as conseqüências da alta incidência de parasitoses intestinais, complementando as observações dos autores supracitados quando afirma que estas moléstias constituem-se num problema grave de saúde pública, sobretudo, nos países em vias de desenvolvimento, sendo uma das principais causas dos efeitos deletérios à saúde populacional, associando-se freqüentemente a casos de diarreia crônica e desnutrição,

comprometendo o desenvolvimento físico e intelectual, particularmente das faixas etárias mais jovens.

Analisando dados de Feachem e col. (1977), mencionados por Martins et al. (2001), observa-se que, quando as ações de saneamento, ao menos as consideradas básicas – abastecimento de água e coleta de esgoto, são realizadas de forma ampla e competente, observa-se um considerável aumento na qualidade de vida da população, traduzido na redução de diversas doenças nos seguintes patamares: shigeloses, amebíases e taeníases, 50%; ascaridíases, 40%; esquistossomoses, 60%.

Da mesma forma que se constitui o cenário oriundo da falta de políticas de saneamento básico – água e esgoto -, a falta de coleta, tratamento e disposição adequados dos resíduos sólidos produzidos na zona urbana têm provocado o aumento na incidência de doenças, principalmente nas regiões mais pobres, onde são evidentes os problemas ocasionados pela miséria, ausência de infra-estrutura e absoluta fragilidade dos serviços dessa área (DANTAS FILHO, 2003).

Numa perspectiva mais social, a ausência de políticas públicas eficazes para a questão dos resíduos sólidos aliada ao agravamento dos desequilíbrios sócio-econômicos e ambientais nos países em desenvolvimento, entre eles o Brasil, contribuem, de forma decisiva, para a exploração dos lixões por parcelas cada vez mais representativas da população, tornando-os, como bem destaca Luna (2003), “uma alternativa de renda, um meio de vida”.

Nos seus “locais de trabalho”, famílias residem e sobrevivem da catação de resíduos sólidos, recolhendo resto de comida e objetos dos mais variados. Tal realidade, os expõem constantemente a riscos de contaminação, através do contato direto com os resíduos e indiretamente através dos vetores que proliferam no local ou até mesmo pelo contato com o meio ambiente poluído (LUNA, 2003).

3.3.2 Aspectos Ambientais

Quanto aos aspectos ambientais, Lima (1995) ressalta que, o lixo disposto inadequadamente, sem qualquer tratamento, polui solo, águas e ar, alterando suas características físicas, químicas e biológicas, constituindo-se num problema de ordem estética e mais ainda numa séria ameaça aos ecossistemas.

Vários são os problemas ambientais observados nas áreas de despejo de resíduos; dentre eles, destacam-se:

- a) Contaminação do solo através de substâncias químicas que poderão ser acumuladas por vegetais cultivados em solos utilizados anteriormente como depósito final para resíduos;
- b) Contaminação das águas superficiais e subterrâneas por substâncias oriundas de depósitos de resíduos, através do chorume que se constitui em um dos problemas mais graves relativos a esta questão. Este líquido, gerado na decomposição anaeróbia da matéria orgânica provoca a elevação da DBO (demanda bioquímica de oxigênio), tornando assim o ambiente impróprio para a sobrevivência de toda a biota aeróbia, comprometendo o uso dessas fontes por longos períodos de tempo;
- c) Poluição do ar ocasionada pelos gases, CO₂ e CH₄, que emanam das massas orgânicas como produto da biodegradação desses resíduos e por partículas de poeira produzidas por operações precárias, de espalhamento, compactação e cobertura parcial do lixo.

Em 1992, Griffiths; citado por Van Kaick (2002), afirmou que apenas 10% do total mundial de águas residuárias estão sujeitas a algum tipo de tratamento. O residual de 90% permanece no meio suscetível a auto-purificação nos sistemas aquáticos.

É notório que, desde então, a poluição dos recursos hídricos tem constantemente aumentado juntamente com a sua demanda comprometendo os seus múltiplos usos.

Paulo (2005) atribui papel central à degradação dos recursos hídricos os despejos de águas residuárias em cursos d'água que podem causar impactos negativos significativos no meio ambiente, sendo a aceleração do fenômeno de eutrofização um dos principais responsáveis pelo comprometimento de nossos corpos aquáticos, o qual, esclarece Naval (2005), é um processo caracterizado pelo enriquecimento do corpo hídrico com concentrações elevadas de nutrientes, principalmente, fósforo e nitrogênio, oriundos de fontes de poluição e de decomposição de massa vegetal afogada causando a degradação da qualidade da água, favorecendo o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas e, por isso, o aumento da DBO e, por conseguinte, a morte de peixes e de todos os outros organismos sensíveis à redução na concentração de oxigênio, como explicitam Braga et al (2002).

3.4 Resíduos Sólidos Urbanos

3.4.1 Aspectos Quantitativos

Segundo o IBGE (2000), o Brasil contava com uma população estimada em 179.799.170 habitantes, sendo coletados diariamente, já àquela época, cerca de 228.413 mil toneladas de resíduos sólidos, predominantemente urbanos. Desses resíduos coletados, cerca de 48.321(21,15 %) toneladas eram destinadas em vazadouros à céu aberto (lixões); 84.575 (37,03%) toneladas eram lançadas em aterros controlados; 82.640 (36,18%) toneladas eram destinadas em aterros sanitários; 242 (0,11%) toneladas eram lançadas em áreas alagadas e apenas 6.549 (2,87%) toneladas eram tratadas em usinas de compostagem. As 6.093 (2,67%) toneladas restantes eram tratadas e/ou destinadas em estações de triagem, incineração e em outros locais. Esses dados indicaram que aproximadamente 58% dos resíduos sólidos urbanos coletados em todo Brasil eram destinados a lixões e aterros controlados, causando sérios impactos ambientais.

Na Tabela 1, são apresentados os dados da produção quantitativa de resíduos sólidos urbanos coletados na região Nordeste com suas respectivas populações domiciliares.

Tabela 1: Produção quantitativa de resíduos sólidos urbanos coletados na região Nordeste.

| Estado | Resíduos Sólidos Urbanos Coletados (kg) | População (habitantes) | Produção per capita (kg. Hab⁻¹. dia⁻¹) |
|-----------------------|--|-------------------------------|---|
| Alagoas | 2.999.300,0 | 2.822.621,0 | 1,0 |
| Bahia | 10.398.300,0 | 13.070.250,0 | 0,7 |
| Ceará | 10.150.500,0 | 7.430.661,0 | 1,3 |
| Maranhão | 2.652.600,0 | 5.651.475,0 | 0,4 |
| Paraíba | 2.894.000,0 | 3.443.825,0 | 0,8 |
| Pernambuco | 6.281.200,0 | 7.918.344,0 | 0,7 |
| Piauí | 2.431.300,0 | 2.843.287,0 | 0,8 |
| R. G. do Norte | 2.373.500,0 | 2.776.782,0 | 0,8 |
| Sergipe | 1.377.100,0 | 1.784.475,0 | 0,7 |
| Total | 41.557.800,0 | 47.741.711,0 | 0,8 |

Fonte: Adaptado do IBGE (2000).

Do quantitativo de resíduos sólidos urbanos produzidos no Brasil, a região Nordeste era responsável por 18%, ou seja, das 228.413 toneladas de resíduos sólidos urbanos coletados por dia no ano 2000, na região nordeste eram coletados 41.557 toneladas por dia. Trabalhando-se em termos de taxa de produção *per capita* em relação aos resíduos sólidos urbanos coletados, o Nordeste com uma população estimada de 47.741.711 habitantes, apresentava um produção *per capita* de aproximadamente 0,8 kg. Hab⁻¹. dia⁻¹.

Nos estados que compõem a região Nordeste, a produção per capita de resíduos sólidos urbanos variava de 0,4 kg. Hab⁻¹. dia⁻¹ no estado do Maranhão a 1,3 kg. Hab⁻¹. dia⁻¹ no estado do Ceará. Os estados do Ceará e Bahia totalizam aproximadamente 50% de todos os resíduos produzidos nos estados nordestinos.

No estado da Paraíba são coletadas diariamente 2.894 toneladas de resíduos sólidos urbanos. Desse total, 56% em média corresponde à matéria orgânica putrescível, o equivalente a 1.620 toneladas por dia, que através do processo aeróbio ou anaeróbio, pode ser aproveitada, evitando a disseminação de macro e microvetores além dos lançamentos de efluentes líquidos e gasosos no meio ambiente.

Ainda com relação ao Estado da Paraíba, aproximadamente 93% dos resíduos sólidos coletados são lançados em lixões. Nota-se a magnitude dos impactos ambientais causados, principalmente nas cidades de João Pessoa e Campina Grande, onde estão concentrados 30% da população paraibana.

Segundo Leite et. al. (2002), João Pessoa e Campina Grande produzem 700 toneladas por dia de resíduos sólidos urbanos, dos quais aproximadamente 400 toneladas correspondente à matéria orgânica putrescível.

3.5 Resíduos Sólidos Orgânicos

No Brasil, o percentual de matéria orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos situa-se em torno de 50%. Esta fração orgânica quando decomposta no meio ambiente contamina os corpos d'água e o solo através da ação do percolado com elevada concentração de DQO, assim como o ar, através do biogás, proveniente da decomposição da matéria orgânica sob condições anaeróbias, que é constituído basicamente por dióxido de carbono e metano (LUNA, 2003).

Na Tabela 2, são apresentados os dados percentuais relativos à composição gravimétrica de resíduos sólidos urbanos de seis cidades brasileiras.

Tabela 2: Composição gravimétrica dos resíduos sólidos de seis cidades brasileiras.

| Cidades → | Campina Grande (PB) | Caxias do Sul (RG) | Porto Alegre (RG) | Ouro Preto (MG) | Vitória (ES) | Criciúma (SC) |
|-------------------------|----------------------------|---------------------------|--------------------------|------------------------|---------------------|----------------------|
| Componentes (%)↓ | | | | | | |
| M.O. Putrescível | 56,8 | 58,8 | 41,9 | 53,7 | 53,1 | 45,2 |
| Papel/Papelão | 13,6 | 17,3 | 20,8 | 19,3 | 19,1 | 21,1 |
| Plásticos | 15,5 | 6,6 | 22,5 | 9,2 | 11,8 | 17,1 |
| Metais | 1,5 | 2,9 | 4,1 | 4,2 | 2,7 | 2,1 |
| Vidros | 1,1 | 1,3 | 2,1 | 4,2 | 2,7 | 2,1 |
| Outros | 11,5 | 13,7 | 8,6 | 9,4 | 10,0 | 11,2 |

MO : Matéria Orgânica.

Outros: couro + borracha + ossos + trapos + cerâmica + isopor.

Fonte: Leite et al. (2002).

De acordo com os dados apresentados na Tabela 2, observa-se que o percentual de matéria orgânica putrescível presente nos resíduos sólidos urbanos, varia de 41,9% na cidade de Porto Alegre a 58,8% na cidade de Caxias do Sul, ambas localizadas no estado do Rio Grande do Sul. Esses dados devem ser levados em consideração apenas como elemento indicador, uma vez que o resultado da caracterização de resíduos sólidos urbanos envolve uma série de fatores. Dentre eles, destacam-se a composição de resíduo que varia de acordo com a localidade, época do ano e nível econômico da população. Qualquer que seja essa composição é possível separar os componentes em fração orgânica composta de materiais biodegradáveis e fração inorgânica com materiais mais resistentes, podendo ambas serem recicladas (GORGATI & LUCAS JÚNIOR, 1999).

Trabalhando-se com a média da matéria orgânica putrescível das cidades apresentadas na Tabela 2, nota-se que esse percentual é de 51,3%. Em se tratando de Brasil, são produzidas diariamente cerca de 114.206 toneladas (base úmida) de matéria orgânica putrescível advinda de resíduos sólidos urbanos. O lodo de esgoto sanitário, os resíduos agroindustriais e demais outras fontes de resíduos adicionados a esta fração orgânica totalizam uma massa bastante

representativa de resíduos sólidos orgânicos que pode ser tratada aerobiamente, diminuindo o percentual de resíduos lançados no meio ambiente.

3.6 Lodo de Esgoto Sanitário

O lodo de esgoto constitui o principal subproduto do tratamento dos esgotos sanitários (CHAGAS, 2000); suas características, composição e propriedades podem variar bastante, dependendo da origem do esgoto e do processo de tratamento empregado, porém são constituídos basicamente de materiais orgânicos (sólidos voláteis) e minerais (sólidos fixos), além de água (DAVID, 2002) e da presença de microrganismos patogênicos e elementos tóxicos de origem orgânica e mineral (PEDROZA et al., 2005).

Coelho et al. (2005), apontam o lodo de esgoto como um dos principais problemas ambientais urbanos da atualidade, tendo importância crescente, por se tornar comum o seu aproveitamento em culturas e sua disposição no solo, ambos de forma inadequada.

Tal problema ganhará ainda mais visibilidade levando em consideração que em todas as discussões atuais sobre saneamento se coloca como objetivo precípua e desafio principal a busca pela universalização da prestação de serviços na área de saneamento básico, como afirma Lobo (2003).

Nos Estados Unidos, a produção de lodos no ano 2000 foi estimada em 7,1 milhões de toneladas, devendo chegar a 8,2 milhões em 2010 (USEPA, 1999).

Na Europa, ao longo de todo o ano de 2001, foram geradas 8,9 milhões de toneladas de lodo, com largas estimativas de crescimento decorrente dos grandes investimentos na expansão desses serviços (Davis & Hall, 1997; citados por (ANDREOLI & PINTO, 2001).

Atualmente, a produção de lodo no Brasil está estimada entre 150 mil e 220 mil toneladas de matéria seca por ano. Devido aos baixos índices de coleta e tratamento de esgoto ainda existentes no país e à pressão da sociedade por melhores condições ambientais, há uma potencial tendência de ocorrer um incremento substancial na quantidade de lodo a ser disposto na próxima década. A população urbana brasileira está estimada em 116 milhões de habitantes, porém apenas 32 milhões têm seu esgoto coletado, o qual, se fosse integralmente tratado, acarretaria uma produção de 325 mil a 473 mil toneladas por ano de lodo (ANDREOLI et al., 2001).

O lodo de esgoto apresenta composição e propriedades bem diferentes que dependem de diversos fatores como: dieta da população contribuinte, o tipo (presença de algum despejo não doméstico), os processos e o tratamento de esgoto, entre outros (LIMA, 1996).

Aisse et al. (1991); citado por Matos (2001), afirma que o lodo de esgoto possui várias características indesejáveis, se destacando, entre elas, a instabilidade química e sua péssima qualidade higiênica.

Mesmo após sofrer tratamento, o lodo de esgoto ainda apresenta um grande potencial poluidor e de contaminação por organismos patogênicos, podendo se tornar, sem os devidos cuidados, em uma importante fonte de poluição dos rios e mananciais, alterando e dificultando o curso normal de vida da fauna e flora da região afetada (FILHO, 1999) Este fato se constitui também, em grave problema sanitário, pela possibilidade de contaminação do homem por via direta (quando em contato com esses resíduos ou com o composto), ou indiretamente, através de vetores biológicos (moscas, mosquitos, etc.) e alimentos contaminados (PEREIRA NETO & LELIS, 2001).

Embora o lodo represente geralmente entre 1% e 2% do volume do esgoto tratado (ANDREOLI & PINTO, 2001), a gestão de lodos das ETE's apresenta um alto grau de complexidade, uma vez que extrapola os limites da estação e um custo elevado que pode variar de 20 a 60% dos gastos totais de operação. Não obstante, uma má gestão do lodo pode comprometer os benefícios sanitários e ambientais que são esperados do tratamento de esgoto. O destino final adequado do lodo é a garantia da conclusão bem sucedida da adoção do sistema de saneamento, logo que não apenas a coleta e o afastamento dos esgotos sanitários responsáveis pelos benefícios esperados (ANDREOLLI et al., 1994).

A relevância desse ato foi destacada pela Agenda 21 (BRASIL, 2002), principal documento aprovado na Conferência Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, também conhecida como Rio 92, onde constam importantes referências às alternativas de minimização da geração, bem como da disposição segura e ambientalmente aceitável dos resíduos de saneamento.

Uma opção de destino bastante difundida é a digestão anaeróbia seguida de desidratação e destinação final em aterros sanitários municipais para codisposição com os resíduos sólidos urbanos. Porém, novas metodologias estão surgindo, sendo duas de bastante destaque atualmente: a utilização como fertilizante orgânico na agricultura e reflorestamento, e a utilização como agregado leve na construção civil.

A reciclagem agrícola do lodo de esgoto é uma prática que tem sido incentivada. Quando se pretende fazer esse tipo de reciclagem devem-se considerar os riscos ambientais associados a estes resíduos, representados, entre outros, pelo seu conteúdo de metais pesados os quais são provenientes principalmente dos efluentes industriais que são lançados nas redes coletoras públicas; o lodo proveniente apenas de efluentes domésticos contém poucas quantidades de metais pesados (FERREIRA et al., 1999).

Baseado nisso, urge que sejam apresentadas soluções ou alternativas para um tratamento adequado dos biossólidos, que obedeça aos critérios de baixo custo aliado à facilidade de operação e manutenção, consistindo, assim, em uma alternativa simplificada.

Nesse sentido, Matos (2001), sugere a compostagem, como alternativa simplificada de tratamento do lodo de esgoto sanitário, assegurando os benefícios do saneamento e tornando-se viável a sua utilização na agricultura de forma segura, apresentando inúmeras vantagens sob o ponto de vista ambiental e econômico.

3.6.1 Lodo de Esgoto de Tanque Séptico

Com relação à disposição dos esgotos domésticos, ou águas residuárias domésticas, são conhecidos dois sistemas: o público e o individual. O primeiro caracteriza-se pelo esgotamento das águas residuárias por tubulações da rede pública até uma estação de tratamento e/ou disposição sanitária segura; e o segundo é representado pelo tanque séptico, que constitui o primeiro componente para disposição de águas residuárias domésticas, muito utilizado em locais onde não se dispõe de rede de esgotos (CHERNICHARO, 1997)..

Tanques sépticos são câmaras construídas para reter despejos domésticos e/ou industriais, por um período de tempo especificamente estabelecido, de modo a permitir a sedimentação dos sólidos e retenção do material graxo contido nos esgotos (Figura 2), transformando-os, bioquimicamente, em substâncias e compostos mais simples e estáveis. O tratamento compõe-se na separação dos sólidos, através de separação gravitacional, que vêm a se digerir anaerobiamente por ação de microrganismos constituindo o lodo (CHERNICHARO, 1997).

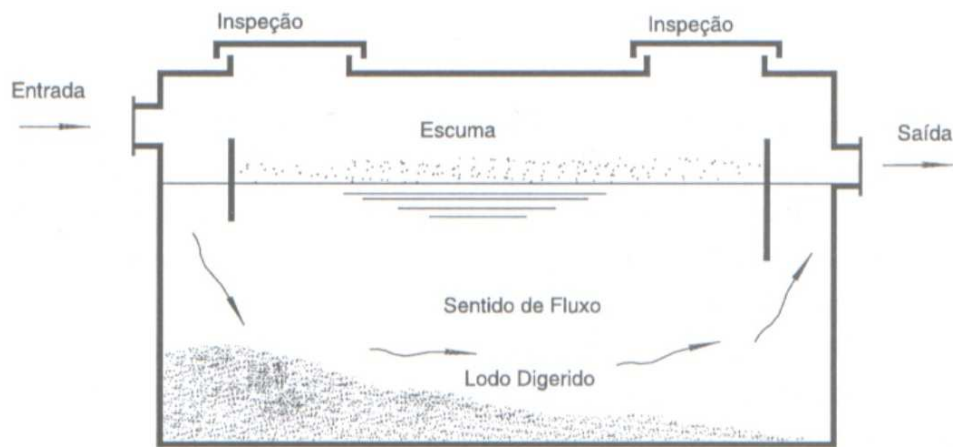


Figura 2: Configuração de um Tanque Séptico de Câmara Única (Chernicharo, 1997).

O tanque séptico apresenta todas as características de um sistema de tratamento anaeróbio, por apresentar baixa produção de lodo, baixa demanda de área, baixos custos de implantação e aplicabilidade em pequena e grande escala. Isso fez com que este sistema se tornasse bastante utilizado em regiões que não são servidas por coleta e tratamento de esgotos sanitários (CHERNICHARO, 1997).

Segundo Jordão & Pessoa (1995) e Andreoli et al. (2001), os resíduos sólidos provenientes de tanques sépticos são considerados lodo primário, por serem produtos de decantação primária, permanecendo no sistema por tempo suficiente para favorecer sua digestão anaeróbia em condições controladas. Por sua vez, o lodo digerido é aquele que sofreu estabilização biológica, que pode ser aeróbia e anaeróbia, sendo esta última a mais comum em ETE's convencionais (NOGUEIRA, 2003).

Andreoli et al.(2001), coloca que em digestores anaeróbios bem operados, é observada grande redução de coliformes fecais, acompanhada da eliminação de cistos de protozoários, enquanto os ovos de helmintos são mais resistentes. O lançamento indiscriminado de lodo, sem o devido tratamento, associado à resistência dos ovos de helmintos, causa aumento na proliferação de doenças entre a população.

O lodo de tanque séptico possui satisfatórias quantidades de macronutrientes (CHERNICHARO, 1997), possibilitando a utilização do processo de compostagem.

3.6.2 Helmintos e Lodo de Esgoto Sanitário

Os cinco grupos de microrganismos patogênicos que podem estar presentes no lodo são: helmintos, protozoários, fungos, vírus e bactérias (SANTOS, 2003).

Por apresentarem reconhecida capacidade de sobrevivência no meio ambiente, proporcionada pela sua alta resistência às intempéries do meio como textura e pH do solo, incidência de luz solar, temperatura, relações ecológicas com a geo-fauna etc, os ovos de helmintos ganham destaque como os organismos mais importantes durante o processo de sanitização de lodos (CUTOLO & ROCHA 2001, citados por JANEIRO, 2003; ANDREOLI, 2001).

Aliado ao caráter de resistência, seu risco à saúde humana se dá devido à alta frequência de parasitismo na população e à baixíssima dose infectante. A dose infectante é de apenas um ovo para contaminar o hospedeiro. (SANTOS, 2003).

Nos países tropicais, os helmintos são os patógenos mais comuns encontrados nas fezes humanas. Sua presença em esgotos não pode ser indiretamente inferida através de bactérias indicadoras de contaminação fecal, sendo sugerido pela WHO (1989) a utilização de *A. lumbricoides* como indicador deste grupo de patógenos, visto que seus ovos possuem sobrevivência ambiental prolongada, podendo perdurar no meio ambiente por até 14 anos (CUTOLO & ROCHA 2001 citados por JANEIRO, 2003; CESÁRIO SILVA et al., 2001). O termo helminto faz alusão há quatro grupos, sendo que os helmintos de especial interesse sanitário pertencem aos Platelmintos, ou vermes achatados, e os Nematelmintos, ou vermes cilíndricos. Os primeiros são desprovidos de uma cavidade geral, não possuem tubo digestivo, ou quando existe, é incompleto, consistindo apenas de uma bolsa que termina via de regra, em um fundo de saco. São, geralmente, hermafroditas com exceção da família Schistosomatidae que apresenta sexo separados. Os vermes cilíndricos possuem cavidade geral e um tubo digestivo completo, com aberturas oral e anal e sexo separado com nítido dimorfismo sexual (NEVES et al., 2005; PESSOA & MARTINS, 1988).

Os platelmintos dividem-se em três classes. Duas delas, os tremátodos e os cestódeos, são exclusivamente parasitas, enquanto a terceira reúne grande número de espécies no agrupamento geral dos tubeláreos, compreendendo quase que exclusivamente organismos de vida livre. Quanto aos nematelmintos, existem milhares de espécies parasitas, e grande número é de vida livre.

Neste filo encontra-se a Classe Nematoda onde estão incluídos os helmintos, parasitas do homem e de outros animais (PESSOA & MARTINS, 1988).

Na Tabela 3, é apresentada a classificação dos helmintos interesse sanitário.

Tabela 3: Classificação dos helmintos de especial interesse sanitário.

| FILO | PLATELMINTOS | | NEMATELMINTOS |
|----------------|--|--|--|
| Classe | Cestoda | Trematoda | Nematoda |
| Espécie | <i>Hymenolepis nana</i> <i>Hymenolepis diminuta</i> <i>Taenia saginata</i> <i>Taenia solium</i> | <i>Clonorchis sinensis</i> <i>Fasciola hepática</i> <i>Schistosoma spp</i> | <i>Ascaris lumbricoides</i> <i>Ancylostoma spp.</i> <i>Enterobius</i> <i>vermiculares</i> <i>Trichuris trichiura</i> <i>Capillaria spp.</i> |

Fonte: Adaptado de Jimenez (2005).

Os helmintos mesmo que se acasalem ou se auto-fecundem dentro do organismo do hospedeiro, seus ovos ou larvas devem ser eliminados no meio ambiente para que possam se tornar viáveis, ou seja, com capacidade de infectar um outro hospedeiro e assim perpetuar a espécie. Isso ocorre na maioria das espécies monoxenicas (não necessita de hospedeiros intermediários) como o *Ascaris lumbricoides*, *Ancilostotma sp.*, *Trichuris trichiura*, denominadas por vários autores de geo-helminoses, visto que a maturação dos ovos ou em alguns casos também das larvas se faz no solo (COSTA-CRUZ, 2005).

É exatamente durante a fase de permanência no solo que pode haver a infecção de homens e animais, pelos agentes patogênicos neles presentes, transformando o contato direto e/ou indireto com lodo não tratado em importante fonte de exposição dos trabalhadores de ETE's, distribuidores de lodo, agricultores e todos que manipulem produtos advindo de lodo de esgoto sanitário sem o tratamento adequado (CESÁRIO SILVA et al, 2001).

O potencial patogênico do lodo pode ser substancialmente reduzido para a adequada redução dos riscos à saúde da população e do meio, de acordo com exigências de cada tipo de utilização. Esta etapa é denominada higienização ou sanitização (TEIXEIRA PINTO, 2001).

A transformação do lodo de esgoto em composto orgânico uniforme, para ser utilizado na produção de alimentos, em ações de reflorestamento e recuperação de áreas degradadas, constitui uma alternativa viável. O desenvolvimento de técnicas apropriadas para a codisposição do lodo de esgoto conjuntamente com outro tipo de resíduo orgânico, ajuda a solucionar problemas econômicos, sociais, ecológicos e de saúde causados pelo tratamento e destino inadequado do lodo.

3.7 Codisposição

3.7.1 Aspectos Conceituais

A codisposição consiste no tratamento simultâneo, quase sempre por meio do processo de compostagem, de dois ou mais tipos de resíduos sólidos orgânicos com características físico-químicas que se complementam.

Metcalf & Eddy (1991), trazem o termo “co-compostagem” para denominar o processo acima citado, outros autores, ainda utilizam a expressão “Co-digestão”. No Brasil o termo "codisposição" é o mais difundido.

Polprasert (1989), que utiliza o termo "tratamento aeróbio conjugado", entende tal processo como sendo uma modalidade de compostagem, quando esta tem como substrato, a mistura de resíduos de diferentes origens e composição.

3.7.2 Codisposição de Lodo de Esgoto Sanitário e Resíduos Sólidos Vegetais

A ausência de saneamento ambiental amplo e eficaz tem sido um dos principais fatores de redução da qualidade de vida e do equilíbrio ambiental, sobretudo nos países em vias de desenvolvimento. A criação e o aprimoramento de tecnologias para superar esses problemas é um dos grandes desafios para o desenvolvimento sustentável. A tecnologia apropriada, como ferramenta para o desenvolvimento em bases duráveis, tem neste tema tanto um desafio e um peso considerável de caráter sócio-ambiental e de desenvolvimento quanto na sua busca de soluções para o saneamento ambiental (VAN KAICK, 2002).

Para que o esgoto não cause problemas ambientais e de saúde pública, é necessário que seja tratado antes do lançamento nos corpos receptores (rios, lagos, oceanos e solo). Esses tratamentos atuam de duas formas: na redução do conteúdo da matéria orgânica, através de sua oxidação e no estímulo a formação de flocos, de forma a possibilitar a sedimentação e a remoção de um subproduto (resíduo) denominado lodo de esgoto que possui algumas características indesejáveis como odores desagradáveis e presença de microrganismos patogênicos (PEDROZA et al, 2005).

De acordo com Rodrigues et al (1993), dispor resíduos sólidos, como o lodo, inadequadamente no solo, é incorrer em risco ambiental. Nesse sentido, se faz necessário pesquisar alternativas de tratamento para a posterior disposição do lodo no solo.

As principais alternativas, para o problema do lodo até poucos anos atrás em grande parte se resumiam na busca por uma maneira de “se ver livre” do lodo dispondo-o em aterros sanitários, descartando-o em alto mar ou fazendo uso da incineração (ANDREOLI et al., 2001).

Porém, de acordo com Andreoli et al. (1999), os aterros sanitários, além de possuírem o inconveniente de concorrer com as múltiplas possibilidades de utilização dos resíduos sólidos urbanos, apresentam altos custos de manutenção. A disposição oceânica foi proibida nos Estados Unidos, desde 1992, pelo Ocean Dumping Act e na Comunidade Européia desde 1998. Por último, a incineração se apresenta demasiadamente sofisticada com custos elevados devido, principalmente, ao pós-tratamento das emissões atmosféricas.

A reciclagem agrícola, que, segundo Andreoli et al. (1994), é a forma de disposição final que pode ser considerada como a mais adequada em termos técnicos, econômicos e ambientais, desde que o lodo seja convenientemente tratado.

Pelo fato do bio-sólido possuir uma granulometria muito fina, há necessidade de misturá-lo com outro tipo de resíduo que proporcione características complementares, tais como: funções estruturais, aumento dos espaços vazios, absorção do excesso de umidade do bio-sólido, balanceamento da relação C/N e fornecimento de energia aos microrganismos. Esses resíduos são denominados resíduos estruturantes e podem ser utilizados resíduos sólidos e resíduos vegetais de forma geral. A boa escolha desse resíduo é fundamental para o sucesso da compostagem, pois refletem nos custos e qualidade do produto final (MATOS, 2001).

A inoculação do lodo de esgoto com uma massa microbiológica rica e diversa já estabelecida, produz uma aceleração ao processo de biodegradação da matéria orgânica (SILVA et al., 2004; SANTOS, 2003).

Nesse contexto, o aproveitamento integrado destes resíduos traria proteção da saúde pública, além de obtenção de adubo com qualidade agrônômica e livre de patógenos, para fins agrícolas.

3.8 Compostagem

A compostagem é definida como um processo de decomposição controlada, exotérmica (libera calor) e bio-oxidativa de materiais de origem orgânica realizada por microrganismos, em um ambiente úmido, aquecido e aeróbio, com produção de dióxido de carbono e água, na forma de vapor, e matéria orgânica estabilizada denominada composto, que pode ser utilizado como fertilizante (FIALHO et al., 2005).

Na visão de Pereira Neto (1996), a compostagem é um processo biológico aeróbio e controlado de tratamento e estabilização de resíduos orgânicos para a produção de composto.

Com uma conceituação mais técnica, Silva et al. (2004) caracteriza a compostagem como uma biooxidação aeróbia exotérmica de um substrato orgânico heterogêneo, no estado sólido, caracterizado pela produção de CO₂, água, liberação de substâncias minerais e formação de matéria orgânica estável. Os componentes orgânicos biodegradáveis passam por etapas sucessivas de transformação, sob a ação de diversos grupos de microrganismos, resultando num processo bioquímico altamente complexo.

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

Mecatcalf & Eddy (1991) afirmam que o processo de compostagem envolve uma complexa destruição da matéria orgânica com a produção de húmus e os principais microrganismos envolvidos são: bactérias, actinomicetos e fungos, muito embora outros grupos de organismos também façam parte do processo e para que se alcance a eficiência plena do

processo, é indispensável a participação de vários outros grupos de para a estabilização e sanitização do substrato à compostar.

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.

Sendo um processo biológico, os fatores mais importantes, que influem na degradação da matéria orgânica são a aeração, os nutrientes e a umidade.

A observação destes fatores leva ao resultado perseguido, que é a ausência de patógenos no adubo resultante, além da degradação da matéria orgânica.

A temperatura é o parâmetro mais útil para seguir a evolução do processo de compostagem já que se obtém de forma direta e instantânea e se pode medir de forma contínua. A temperatura da pilha é o resultado da atividade microbiana e permite detectar alterações ocorridas durante o processo. É sabido que uma diminuição da temperatura é indicadora de um abrandamento na biodegradação o que pode significar que há falta de arejamento, de água ou de elementos nutritivos (HAUG, 1993; PEREIRA NETO, 1996; POLPRASERT, 1988), pois, de acordo com Pereira Neto (1996), os principais fatores que afetam o bom desenvolvimento da temperatura no sistema são: características da matéria-prima, a relação C/N, tipo de sistema utilizado, o teor de umidade pH e a configuração geométrica, dentre outros.

Na Figura 3 observa-se a variação da temperatura e do pH nos quatro estágios do processo de compostagem.

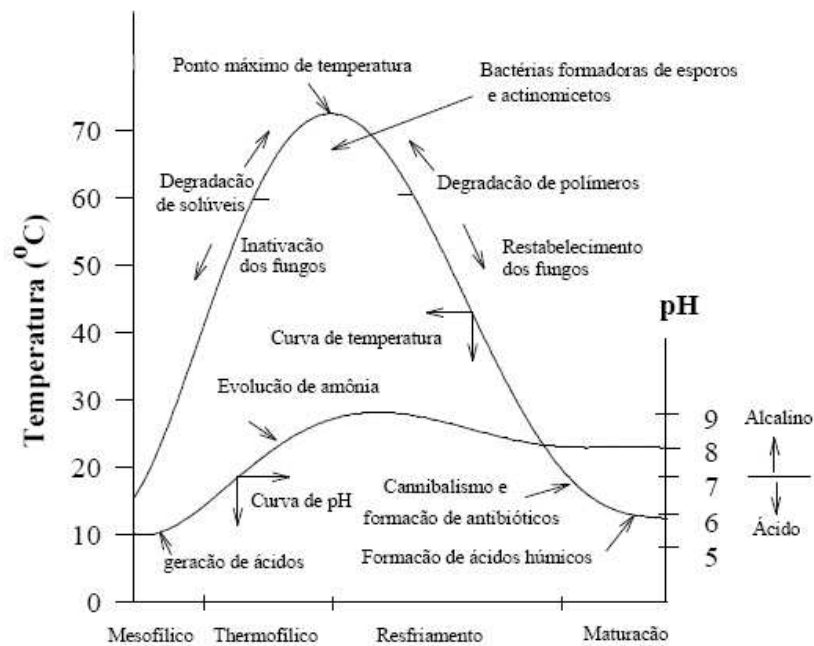


Figura 3: Variação da temperatura e do pH nos quatro estágios do processo de compostagem. Gray & Biddlestone, citados Soares & Switzenbaum (s.d.).

Fialho et al (2005), afirmam que em condições ideais, a compostagem se desenvolve em três fases distintas: Fase mesofílica - é a fase em que predominam temperaturas moderadas, até cerca de 40 °C. Tem duração média de dois a cinco dias. Na Fase termofílica predominam as altas temperaturas (45 a 65°C) e pode ter a duração de poucos dias a vários meses, de acordo com as características químicas do material a ser compostado, por último, observa-se a Fase de resfriamento e maturação: com duração de semanas a meses. É nessa fase que ocorre a humificação da matéria orgânica decomposta.

Na compostagem aeróbia, a aeração é fundamental para o bom desenvolvimento do processo, tornando-o mais rápido e eficiente. A aeração pode ocorrer por revolvimento manual ou mecânico com o insuflamento de ar. (BIDONE, 2001; REMÍGIO, 2001). No caso do revolvimento, à medida que o substrato é revirado, há o fornecimento de oxigênio ao sistema e o favorecimento do desempenho das atividades dos organismos. Na ausência de oxigênio ou em quantidade insuficiente, o desempenho do sistema é prejudicado.

Sem água, não há vida. Segundo Bidone (2001) esta circunstância, por si só, já demonstra a importância da umidade para a compostagem. Para que o processo ocorra idealmente, o

importante é buscar o equilíbrio entre água-ar, o qual é obtido mantendo-se o material com um teor de umidade da ordem de 55 a 60%, de acordo com Kiehl (1998) e Pereira Neto (1996).

Segundo Jardim et. al (1995), em substratos com umidade bem acima do recomendado se instala um processo de anaerobiose com conseqüente geração de percolado.

Ao final do processo, o adubo deve apresentar um teor de umidade entre 30 a 40%, considerado ideal para Lelis (1998), citado por Souza (2002). Muito embora, níveis de umidade entre 25 - 35% sejam considerados bons para compostos, como sugere Kiehl (1985).

A reação da matéria orgânica quer vegetal ou animal, é geralmente ácida. O suco celular dos vegetais, o sangue, as fezes e urina dos animais, são de natureza ácida. Assim sendo, uma leira de matéria orgânica posta para ser decomposta tem inicialmente reação ácida (SILVA, 2004). Iniciando-se a decomposição ocorre a formação de ácidos orgânicos que tornam o meio mais ácido do que o da própria matéria-prima original. Entretanto, esses ácidos orgânicos e os traços de ácidos minerais que se formam, reagem com bases liberadas da matéria orgânica, gerando compostos de reação alcalina (SILVA, 2004; BIDONE, 2001).

Com a compostagem há formação de ácidos húmicos que também reagem com os elementos químicos básicos, formando humatos alcalinos. Como conseqüência, o pH do composto se eleva à medida que o processo se desenvolve, passando pelo neutro e alcançando o básico, quando se tem o composto humificado (KIEHL, 1998).

A faixa de pH entre 5,5 e 8,5 é considerada ótima para os microrganismos responsáveis pela compostagem. Valores extremos de pH no início do processo podem diminuir sua eficiência (ANDREOLI, 2001; FIALHO et al., 2005).

Ao final do processo há uma tendência à estabilização na faixa moderadamente alcalina, situação considerada normal para Pereira Neto (1989) citado por Souza (2002). Em sintonia com Pereira Neto (1989), citado por Souza (2002); Fialho et al.(2005), afirmam que a compostagem conduz à formação de matéria húmica com reação alcalina, muito embora ao final do processo, esse parâmetro deva situar-se sempre na faixa de 7,0 a 8,5.

A relação C/N é mais um dos parâmetros considerados fundamentais, do início ao final do processo, por ser o fator que melhor caracteriza o equilíbrio dos substratos e o grau de maturação do composto produzido.

Os nutrientes, principalmente carbono e nitrogênio, são fundamentais ao crescimento bacteriano. O carbono é a principal fonte de energia e o nitrogênio é necessário para a síntese

celular. Fósforo e enxofre também são importantes, porém seu papel no processo é menos conhecido. Os microrganismos têm necessidade dos mesmos micronutrientes requeridos pelas plantas: Cu, Ni, B, Mo, Fe, Mn, Zn e Cl são utilizados nas reações enzimáticas, porém os detalhes deste processo são pouco conhecidos (BETTIOL e CAMARGO, 2000, citados por SILVA, 2004).

A relação C/N considerada ideal ao início do processo de compostagem, de acordo com os autores Haug (1993), Pereira Neto (1996), Kiehl (1998) é 25 a 30:1.

Ao longo do processo de compostagem a diminuição da relação C/N é de fundamental importância para a qualidade do composto formado. Segundo Bidone (2001), 2/3 do carbono presente no substrato a ser compostado, quando este parte de uma relação ótima em torno de 30/1, é eliminada como CO₂. Ou seja, com a diminuição da massa orgânica, como resultado da degradação, há uma conseqüente redução no percentual deste elemento.

Com relação ao comportamento do nitrogênio durante a compostagem, Silva (2004), afirma que a compostagem aeróbia leva a perdas de nitrogênio, muito embora, vários autores - Kiehl (1985), Pereira Neto (1996) e Fialho et al. (2005) coloquem que há um aumento relativo no teor de nitrogênio em decorrência da liberação de gases e vapor d'água com a decomposição do material orgânico.

Ainda com relação ao comportamento de queda no teor de nitrogênio ao longo do processo, Bidone (2001), afirma que em caso de relação C/N baixa, menor que 17/1, há perda de nitrogênio na forma amoniacal.

Ao final do processo a relação entre os elementos carbono e nitrogênio se situa entre 10 e 18 (KIEHL, 1998).

O tamanho das partículas da massa a ser biodegradada também se configura como parâmetro importante para aquisição da eficiência do processo de compostagem. Portanto, esse deve ser um fator bem avaliado ao montar uma leira de compostagem.

As dimensões ideais de resíduos sólidos orgânicos devem estar compreendidas entre 1 e 5 cm. Se as partículas forem muito pequenas, pode ocorrer a compactação excessiva do material, inibindo a circulação de ar na leira, diminuindo a disponibilidade de oxigênio para os microrganismos e, conseqüentemente, diminuindo a atividade microbiana. (FIALHO, et al., 2005), para evitar tal ocorrência, deve-se agregar material sólido à massa, melhorando a sustentação e a porosidade e por conseqüência a aeração. Em casos de pedaços excessivamente

grandes, deve-se proceder à trituração antes da montagem das leiras (BIDONE, 2001; KIEHL, 1998). Teixeira (2002), esclarece quando ocorre a compactação da massa em biodecomposição, adiciona-se material rico em carbono, como folhas secas, capim seco, etc

A grande maioria dos resíduos orgânicos são, na verdade, contaminados, direta ou indiretamente, por patógenos, ovos de helmintos, ovos e/ou larvas de insetos, etc. Este fato se constitui em grave problema sanitário, pela possibilidade de contaminação do homem por via direta (quando em contato com esses resíduos ou com o composto), ou indiretamente, através de vetores biológicos (moscas, mosquitos, etc.) e alimentos contaminados (PEREIRA NETO & LELIS, 2001).

A presença de animais “estanhos” ao sistema - aves e ratos – pode favorecer a recontaminação do substrato ao longo da compostagem, com afirma Ilhnfeld et al. (1999).

Entre as soluções preconizadas para a utilização segura do ponto de vista ambiental e sanitário do adubo oriundo de resíduos orgânicos, a compostagem posiciona-se como uma alternativa interessante, dado o seu baixo custo e a sua simplicidade em termos tecnológicos.

O principal mecanismo de eliminação de patógenos do processo de compostagem tem por base a relação dos parâmetros temperatura/tempo de exposição. A própria atividade microbiológica durante a compostagem determina uma elevação natural da temperatura do meio, que, de acordo com a tecnologia empregada, pode atingir 50-60°C em poucos dias. (ANDREOLI et al., 2001).

Muitos dos solos brasileiros possuem baixa CTC (capacidade de troca catiônica) sendo que geralmente, a matéria orgânica presente nestes é a grande responsável pelas propriedades de troca do solo. Corrigir o solo com a adição de matéria orgânica estabilizada (como a gerada pela compostagem de resíduos orgânicos), apresenta-se como um método eficiente de melhorar suas propriedades físico-químicas e microbiológicas, gerando um ambiente mais benéfico para as plantas e conseqüentemente mais produtivo. A reciclagem de resíduos orgânicos urbanos através de processos de compostagem, visando a geração de fertilizantes orgânicos de qualidade é, portanto, uma via muito interessante tanto do ponto de vista de aproveitamento do material quanto de melhoria da fertilidade dos nossos solos. (SILVA, 2004).

3.9 Composto Orgânico

O aproveitamento de excrementos humanos é uma prática antiga desenvolvida em vários países, particularmente na China. No apogeu desta prática, séculos atrás, cidades como Edo e Shanghai vendiam os direitos para coletar os excrementos humanos da cidade, que eram vendidos na zona rural. Esta concessão rendeu em 1908 cerca de US\$ 31.000,00 apenas para Shanghai (RODRIGUES & AQUINO, 2005).

Embora menos comum nos países ocidentais, no século XIX, quando algumas cidades européias atingiram 1.000.000 de habitantes, o lodo de esgoto passou a ser coletado e entregue em fazendas próximas como fertilizante. Esta prática se espalhou por vários países, incluindo os Estados Unidos, a Austrália e o México, sendo o único método de disposição de resíduos disponível na época. Até hoje, muitos países subdesenvolvidos utilizam esta técnica, com as pessoas arriscando sua saúde, ao utilizarem um material rico em bactérias, vírus, parasitas e toxinas diversas, que podem infectá-las pela comida, pela água, ou mesmo pelo contato direto (RODRIGUES & AQUINO, 2005).

Mais recentemente, com o aumento populacional, a diversificação de indústrias e, portanto, a geração constante de resíduos, tem-se empregado como matéria-prima para a produção do composto, outros resíduos como por exemplo, os provenientes de resíduos sólidos urbanos, lodos de esgotos, restos de indústrias alimentícias, resíduos de fabricação de papel e de agroindústrias (KIEHL, 1998).

Pereira Neto (1996) relata que os compostos orgânicos de resíduos sólidos urbanos em nosso país vêm sendo empregados, mesmo que de forma ainda bastante incipiente, na fruticultura, horticultura, parques e jardins, projetos paisagísticos, reflorestamento, hortos e produção de mudas, controle da erosão, proteção de encostas e taludes, recuperação de solos esgotados e coberturas de aterros.

O mercado de produtos orgânicos vem crescendo no Brasil e no mundo a uma taxa de até 50% ao ano. Neste contexto, o cultivo de gêneros agrícolas com adubos orgânicos tem aumentado nos últimos anos, graças principalmente aos elevados custos dos adubos minerais e aos efeitos benéficos da matéria orgânica em solos intensamente cultivados com métodos convencionais (SANTOS et al., 2001).

As altas produtividades obtidas com o uso intensivo de capital, de fertilizantes inorgânicos e de agrotóxicos têm sido questionadas não só por suas contradições econômicas e ecológicas, mas também por desprezar aspectos qualitativos importantes da produção vegetal (SANTOS et al., 2001).

O composto de resíduos sólidos orgânicos pode ser utilizado de maneira segura, quando corretamente sanitizado e estabilizado. Isto significa que a matéria orgânica original deve ser convertida para uma forma que seja mais resistente à degradação, contenha quantidades mínimas de componentes fitotóxicos e contaminantes e seja livre de patógenos de plantas e de animais (BARREIRA, 2005).

Na Tabela 4, observa-se as principais diferenças entre o composto em bom nível de maturação e o composto ainda em processo de maturação:

Tabela 4: Diferenças entre o composto maduro e o composto cru.

| Composto Maduro | Composto Cru |
|-------------------------------------|--|
| Nitrogênio como íon nitrato | Nitrogênio como íon amônio |
| Enxofre como íon sulfato | Enxofre em partes como íon sulfídrico |
| Baixa demanda de oxigênio | Alta demanda de oxigênio |
| Sem perigo de putrefação | Perigo de putrefação |
| Mineralização é cerca de 50% | Altas concentrações de substâncias orgânicas não mineralizadas |
| Alta capacidade de retenção de água | Baixa capacidade de retenção de água |

Fonte: Obeng & Wright (1987).

O composto desempenha um papel fornecedor de nutrientes para as plantas, pois possui macronutrientes (absorvidos em maiores quantidades), tais como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, e micronutrientes como ferro, zinco, cobre, manganês e boro (BARREIRA, 2005).

Esses nutrientes ao contrario do que ocorre com os adubos minerais, são liberados lentamente pelo composto exercendo a adubação controlada, ou seja, liberando os nutrientes de

acordo com as necessidades das plantas. Além de neutralizar várias toxinas e imobilizar metais pesados. O composto funciona também como uma solução tampão, impedindo que o solo sofra mudanças bruscas de acidez ou alcalinidade (CEMPRE, 1997).

Uma vez que se obtenham condições favoráveis para a produção de um composto de qualidade, devem-se estabelecer indicadores que assegurem a maturidade e a sanitização do produto final e sua disponibilidade para o mercado de adubo orgânico.

A avaliação do grau de estabilização ou humificação de um composto pode ser considerada um dos fatores mais importantes relacionados ao processo, bem como da aplicação do material no solo (FIALHO et al., 2005). Alguns dos principais parâmetros utilizados para a certificação do grau de estabilização do composto são: relação C/N, teor de umidade, potencial hidrogeniônico.

Na Tabela 5, são dados os níveis do teor de umidade, pH e relação C/N, citados por Kiehl (1985) e D'almeida & Vilhena (2000).

Tabela 5: Estimativa do intervalo ideal para os valores de teor de umidade (%), pH e relação C/N em composto orgânico.

| Parâmetro | Nível | Qualidade |
|--------------------|--------------|------------------|
| Umidade (%) | 15 - 25% | Ótimo |
| | 25 - 35% | Bom |
| | >35% | Indesejável |
| pH | < 6,0 | Indesejável |
| | 6,0 - 7,5 | Bom |
| | > 7,5 | Ótimo |
| Relação C/N | 8 - 12/1 | Ótimo |
| | 12-18/1 | Bom |
| | > 18/1 | Indesejável |

Fonte: Modificado de Kiehl, (1985) e D'almeida & Vilhena (2000).

De forma geral, os patógenos constituem um dos principais elementos de limitação à utilização de resíduos orgânicos como fertilizantes. Enquanto alguns desses patógenos suportam o ambiente no solo por apenas algumas horas, outros como os ovos de helminto, podem permanecer viáveis por anos.

No Brasil, atualmente, não existe, legislação que trate do tema de qualidade sanitária dos adubos orgânicos, sendo adaptadas para tal, as legislações que tratam especificamente da utilização agrícola do lodo de esgoto e seus derivados (produto destinado a uso agrícola que

contenha lodo de esgoto em sua composição). Apenas os Estados de São Paulo, Paraná e Rio Grande do Sul apresentam normatizações que estabelecem restrições ao uso do lodo e seus produtos derivados na agricultura. Recentemente, foi aprovada a resolução CONAMA Nº 375 de 2006, a qual define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.

Mesmo assim, todas as nossas atuais legislações que tratam do tema, se baseiam no estabelecido pela U.S.EPA - United States Environmental Protection Agency, norma 40 CFR Part 503, de 19 de fevereiro de 1999, regulamenta, com base em longo e fundamentado processo de pesquisa científica, que limita a presença de patógenos nos adubos orgânicos para uso irrestrito, às seguintes concentrações.

Na tabela 6, observa-se os Limites da concentração de microrganismos patogênicos, expressos em base seca, pela norma americana 40 CRF 503.

Tabela 6: Limites da concentração de microrganismos patogênicos, expressos em base seca, pela norma americana 40 CRF 503.

| Microrganismo | EUA (40 CRF 503) |
|----------------------------|-------------------------|
| Coliformes termotolerantes | < 1000 UFC / g ST |
| Salmonellas | < 3 NMP / g ST |
| Enterovírus | < 1 NMP / g ST |
| Ovos viáveis de helmintos | < 0,25 / g ST |

UFC - unidade formadora de colônia;
NMP - número mais provável;
ST - sólidos totais

De maneira geral, os fertilizantes são avaliados também pelo teor e pela forma química dos nutrientes presentes, através dos quais serão supridas as exigências nutricionais das plantas.

A concentração de NPK e de matéria orgânica, é extremamente importante para o valor do composto, representando também uma forma de se avaliar sua qualidade e calcular seu valor de mercado comparando-se aos adubos químicos (Kiehl, 1998).

Kiehl (1985) e D'almeida & Vilhena (2000) citados por Barreira (2005), estabelecem os níveis de cada um desses parâmetros, de acordo com os dados demonstrados na tabela abaixo.

Na Tabela 7, são apresentados os números estimados do percentual em base seca dos elementos N, P e K para composto orgânico.

Tabela 7: Estimativa do percentual em base seca de NPK para composto orgânico.

| Parâmetro (%) | Nível | Qualidade |
|-------------------------|--------------|------------------|
| Fósforo (P) | < 0,5 | Baixo |
| | 0,5 - 1,5 | Médio |
| | > 1,5 | Alto |
| Potássio (K) | < 0,5 | Baixo |
| | 0,5 - 1,5 | Médio |
| | > 1,5 | Alto |
| Nitrogênio Total | 1,0 | Mínimo aceitável |
| | 0,9 | Limite tolerável |

Fonte: Modificado de Kiehl, (1985) e D'almeida & Vilhena (2000).

Outras qualidades do composto também são examinadas como a inexistência de odor, a coloração preta e o tamanho das partículas - finas ou médias são mais atrativas (BARREIRA, 2005).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização

O trabalho experimental foi realizado nas dependências da Estação de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), localizada no bairro do Tambor na cidade de Campina Grande-PB (7° 13' 11"S; 35° 52'31"O, 550 m acima do nível do mar), nordeste do Brasil. O período de realização do trabalho experimental foi de 05/05/06 a 22/08/06.

4.2 Sistema Experimental

O sistema experimental foi do tipo inteiramente casualizado com três tratamentos e três repetições, consistindo de nove reatores aeróbios com capacidade volumétrica unitária de 100 litros, construídos de polietileno, formato cilíndrico, previamente identificados como:

- T1R1: tratamento 1 e repetição 1;
- T1R2: tratamento 1 e repetição 2;
- T1R3: tratamento 1 e repetição 3;
- T2R1: tratamento 2 e repetição 1;
- T2R2: tratamento 2 e repetição 2;
- T2R3: tratamento 2 e repetição 3;
- T3R1: tratamento 3 e repetição 1;
- T3R2: tratamento 3 e repetição 2;
- T3R3: tratamento 3 e repetição 3.

O substrato utilizado para codisposição foi formado por lodo de esgoto sanitário (LES) e resíduos sólidos vegetais (RSV), nas seguintes proporções:

- Tratamento 1: 100% RSV;
- Tratamento 2: 5% de LES + 95% de RSV;
- Tratamento 3: 10% de LES + 90% de RSV.

Os reatores dos tratamentos 1, 2 e 3 receberam inicialmente 32,0 kg; 33,8 kg e 35,6 kg deste substrato, respectivamente.

Na Figura 4, apresenta-se a distribuição espacial dos reatores no pátio de codisposição.



Figura 4: Visão geral do pátio de codisposição.

Na Figura 5, apresenta-se a visão do substrato em codisposição do reator T2R1.



Figura 5: Visão do substrato em codisposição.

4.3 Lodo de Esgoto Sanitário

O lodo de esgoto sanitário foi proveniente de tanque séptico individual localizado em Campina Grande-PB. Após a coleta, o lodo foi caracterizado física, química e biologicamente; por meio das análises de pH, teor de umidade, sólidos totais voláteis (STV), carbono orgânico total (COT), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), relação C/N e ovos viáveis de helmintos. Seguindo-se o ajustamento do teor de umidade por meio da secagem natural (ao sol).

O tanque séptico apresenta característica unitária, pois recebe esgotos de uma residência, há aproximadamente 10 anos. A família é constituída de sete pessoas, das quais três são crianças, dois adultos e dois idosos. A residência está localizada a aproximadamente 13 km do centro da cidade de Campina Grande/PB, numa região composta por pequenas propriedades situadas às margens da Alça Sudoeste, via de acesso a BR-230, localizada próximo ao Presídio Regional do Serrotão, desta mesma cidade

A residência possui água encanada, fornecida pela CAGEPA, Companhia de Água e Esgotos da Paraíba. O consumo mensal chega a 10m³. A vazão diária chega a 0,33m³/dia e o tempo de detenção hidráulica (TDH) calculado nesse sistema foi de 4,36 dias ou 104,72 horas.

4.4 Resíduos Sólidos Vegetais

Os resíduos orgânicos de origem vegetal foram provenientes da Empresa Paraibana de Alimentos e Serviços Agrícolas (EMPASA) e da Feira Livre Central, ambos localizados na cidade de Campina Grande – PB.

Devido a limitações de ordem operacional para a montagem do experimento em sua totalidade, foram montados os tratamentos 2 e 3 e em seguida, após sete dias decorridos, o tratamento 1, sendo, dessa maneira, distintos os resíduos sólidos vegetais entre o tratamento 1 e os demais, muito embora a fonte e o procedimento adotado para ambos tenham sido absolutamente os mesmos.

Esses resíduos foram coletados, acondicionados em sacos de nylon de 60 kg e transportados para o pátio de compostagem localizado nas dependências da EXTRABES, onde foram submetidos às seguintes operações: trituração, com o objetivo de se obter a diminuição do tamanho das partículas da massa “*in natura*”; caracterizações física, química e biológica; através

das análises de pH, teor de umidade, sólidos totais voláteis (STV), carbono orgânico total (COT), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), relação C/N e ovos viáveis de helmintos, controle (ajustamento) do teor de umidade.

4.5 Material Estruturante

Aos trinta dias de codisposição foi inoculado nos reatores 2 kg de resíduos de podas como material estruturante com o intuito de diminuir a umidade e facilitar a oxigenação dos sistemas. O material foi caracterizado física, química e biologicamente, por meio das análises de pH, teor de umidade, sólidos totais voláteis (STV), carbono orgânico total (COT), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), relação C/N e ovos viáveis de helmintos.

4.6 Monitoramento

As leituras diárias da temperatura foram feitas em cada um dos reatores em três pontos diferentes: topo, centro e base; fazendo-se uso de termômetro de haste de mercúrio (Incontel: 0-80°C) sempre às 14:00 h.

Os parâmetros monitorados semanalmente foram: pH, teor de umidade, carbono orgânico total, nitrogênio total Kjeldahl, relação C/N, ovos viáveis de helmintos.

Os parâmetros físico-químicos e biológicos, e suas respectivas referências estão descritos na Tabela 8.

Tabela 8: Parâmetros e referências dos métodos físico-químicos e biológicos utilizados.

| PARÂMETROS MONITORADOS | REFERÊNCIA |
|----------------------------------|--------------------------------|
| Potencial Hidrogeniônico (pH) | APHA (1998) |
| Teor de Umidade | APHA (1998) |
| Sólidos Totais Voláteis | APHA (1998) |
| Carbono Orgânico Total (COT) | APHA (1998) |
| Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) | APHA (1998) |
| Relação Carbono/Nitrogênio (C/N) | APHA (1998) |
| Ovos Viáveis de Helmintos | Meyer et al.(1978), modificado |

4.7 Análise Estatística

A análise estatística dos resultados obtidos para os parâmetros que medem os níveis de maturação do composto (redução do percentual de STV e relação C/N), e o percentual dos macronutrientes do composto foram realizadas utilizando o delineamento inteiramente casualizado com três tratamentos e três repetições.

Os dados foram submetidos à Análise de Variância e as médias dos tratamentos para os parâmetros acima relacionados comparados pelo teste de Tukey à 5% de significância.

Para isto, utilizou-se o software ESTAT 2.0, desenvolvido pelo Departamento de Ciências Exatas da UNESP, campus Jaboticabal.

5 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Neste Capítulo, serão apresentados e discutidos os resultados da investigação referente ao processo de codisposição do lodo de esgoto sanitário (LES) e resíduos sólidos vegetais (RSV), obedecendo a seguinte seqüência:

- ❖ Caracterizações física, química e biológica do LES e RSV;
- ❖ A evolução temporal dos parâmetros monitorados ao longo do processo de codisposição;
- ❖ Análise estatística dos dados experimentais;
- ❖ Avaliação da qualidade agrônômica do composto produzido a partir da massa dos resíduos sólidos orgânicos codispostos.

5.1 Caracterizações do Lodo de Esgoto Sanitário e Resíduos Sólidos Vegetais

5.1.1 Lodo de Esgoto Sanitário

A caracterização do lodo de esgoto sanitário se configura em importante procedimento para que este seja utilizado no processo de codisposição com resíduos sólidos vegetais.

Segundo Rocha & Sant'anna (2005); Andreoli et al. (2001) e Chernicharo (1997) o resíduo orgânico proveniente de tanques sépticos é considerado lodo digerido, por permanecer no sistema tempo suficiente para favorecer sua digestão anaeróbia, fruto dos altos teores de umidade que asseguram a anaerobiose no sistema.

Logo, o lodo de esgoto utilizado oriundo do tanque séptico apresentou-se como tal (digerido), reafirmando-se que o tempo que ficou detido, potencializado pela evidente ausência de manutenção do tanque séptico, foram fatores decisivos para sua classificação como "lodo digerido".

Os resultados da caracterização dos parâmetros físicos, químicos, e biológicos do lodo de esgoto, após um período de secagem natural (ao sol), são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9: Resultados das caracterizações física, química e biológica do lodo de esgoto sanitário.

| PARÂMETRO | MAGNITUDE |
|---------------------------------|-----------|
| COT (%) | 15,58 |
| NTK (%) | 2,10 |
| Relação C/N | 7,42 |
| Sólidos Totais Voláteis (%) | 28,05 |
| Teor de Umidade (%) | 77,98 |
| pH | 7,03 |
| Ovos de Helminto (unidade/g MS) | 102,44 |

De acordo com os dados mostrados na Tabela 9, os percentuais de COT e NTK foram de 15,58% e 2,10%, respectivamente; resultando numa relação C/N de 7,42; a qual se encontra próxima do valor médio relatado por Ferreira et al. (1999b) que é de 9,00.

O resultado do pH do lodo, no momento da mistura dos resíduos, foi de 7,03, considerado normal por estar dentro dos valores para lodo - 6,5 a 7,5, de acordo com Ferreira et al. (1999b). Andreoli et al. (2001), afirma que o lodo de esgoto sanitário com pH em torno de 7,0, não interfere no processo de compostagem que normalmente se desenvolve muito bem com misturas de resíduos contendo o lodo de esgoto.

Quanto ao teor de umidade, identificou-se o percentual de 77,98%, relativamente baixo quando comparado aos percentuais típicos para lodos digeridos anaerobiamente, expostos em Andreoli et al. (2001), que normalmente se apresentam com umidade entre 88% e 94%. Este resultado é devido ao período de secagem natural (ao sol) que o lodo utilizado no estudo passou.

Analisando-se o dado referente aos STV, constatou-se que o percentual presente no lodo, em base seca, foi de 28,05% - em outras palavras, a cada kg de lodo colocado no processo de codisposição, aproximadamente 280g correspondia à massa com real potencial de biodegradação. Ferreira et al. (1999b), apresenta o intervalo de 30 a 60% de STV considerado como o normal para lodos digeridos, muito embora, o longo tempo de retenção do lodo utilizado, passando por processos naturais de degradação, tenha sido muito provavelmente o principal responsável pela relativa baixa carga de STV observada para o resíduo em questão; apresentando, no entanto, um teor de matéria orgânica que permite ainda sua utilização em processo de codisposição.

Os dados da Tabela 9, mostram números significativos de ovos de helmintos, predominando na contagem *Ascaris lumbricoides*, *Enterobius vermiculares* e *Fascíola hepática*. O grau de contaminação do lodo de esgoto reflete de maneira direta o estado de saúde da população contribuinte (CHAGAS, 2000), indicando provável contaminação dos integrantes da residência.

Dados sobre a prevalência de helmintos em tanques sépticos são raros, contudo, Andreoli et al. (2001) colocam que em digestores anaeróbios bem operados, é observada redução satisfatória de coliformes termotolerantes e eliminação de cistos de protozoários, enquanto os ovos de helmintos se apresentam como os mais resistentes, por isso, especificamente no que se refere a eficiência de sanitização, ovos de helmintos têm sido recorrentemente empregados como principais indicadores da eficiência de tal processo (CHERNICHARO et al., 2003).

5.1.2 Resíduos Sólidos Vegetais

Resumidamente, esses resíduos foram compostos de restos de frutas e verduras, talos, cascas e, em menor quantidade, palhas verdes e secas.

A composição dos resíduos sólidos vegetais varia bastante devido a fatores como diversidade de constituintes e diferentes proporções destes, aspectos de sazonalidade e vocações agrícolas regionais etc, de modo que a padronização de valores para a caracterização dos resíduos sólidos orgânicos se torna bastante dificultada e, provavelmente, por isso seja escassa na literatura que trata dos temas relacionados aos resíduos sólidos orgânicos.

De forma geral, o que se tem são inferências mais abrangentes como a que classifica a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos como "detentor de quantidades satisfatórias de aminoácidos, vitaminas, proteínas, sais minerais, macro e micro nutrientes essenciais à boa atividade de oxidação do processo de compostagem" (PEREIRA NETO, 1989 e RICHARD, 1992, citados por MUNIZ et al., 2001). Muito embora, autores como Sedyama et al. (2000) colocam que o teor de nitrogênio total dos resíduos de culturas agrícolas é baixo, situando-se na faixa de 10 a 15 g kg⁻¹(1-1,5%).

Diante do exposto, optou-se por comparar na forma de tabela, os resultados desta pesquisa com os dados disponíveis em literatura, exceto para o parâmetro ovos viáveis de helminto/g MS, por ser este ainda mais escasso na forma de análises diretas a partir de resíduos *in natura*.

Na Tabela 10, observa-se a comparação entre os resultados, obtidos a partir de diferentes estudos, da caracterização físico-química dos resíduos sólidos vegetais utilizados em processo de codisposição.

Tabela 10: Comparação entre os resultados, obtidos a partir de diferentes estudos, da caracterização físico-química dos resíduos sólidos vegetais utilizados em processo de codisposição.

| Parâmetro | Magnitude | | | | | |
|-----------|--------------|-------------|------------------|-------------------|---------------------------|------------------------------------|
| | Codisposição | | BIDONE (2001) | REMÍGIO (2001) | Valor inicial ideal | Valor final ideal (composto) |
| | Trat. 1 | Trat. 2 e 3 | | | | |
| COT (%) | 34,48 | 36,06 | 37,00 | 43,85 | - | - |
| NTK (%) | 2,18 | 2,10 | 2,70 | 3,65 | > 1 | > 1 |
| Rel. C/N | 15,82/1 | 17,17/1 | 13,70/1 | 12,04/1 | 25-30/1 | 8-12/1 |
| STV (%) | 62,07 | 64,91 | - | 78,94 | - | - |
| TU (%) | 69,77 | 71,92 | 88,49 | 67,33 | 60 | 25-35 |
| pH | 7,91 | 6,93 | - | 6,72 | 6-8 | > 7 |

Quanto a caracterização biológica (ovos viáveis de helminto por grama de matéria seca), identificou-se a concentração de 3,06 ovos/g MS para os RSV utilizados no tratamento 1, com a incidência apenas de *Ascaris lumbricoides* na concentração de 1,75 ovos/g MS e *Fasciola hepática* com 1,31 ovos/g MS.

Foram identificados 6,32 ovos/g MS nos RSV utilizados para montagem dos tratamentos 2 e 3, com a incidência de *A. lumbricoides*, *F. Hepática* e *Trichuris trichiura* nos quantitativos de 3,13; 1,57 e 1,57 ovos/g MS, respectivamente.

Os trabalhos que se debruçam sobre o estudo da ocorrência de ovos de helminto em alimentos são feitos quase que exclusivamente em hortaliças, se restringindo a analisar o percentual de amostras que apresentaram resultado positivo para a presença de helmintos e protozoários enteroparasitas, ou, quando muito, demonstrando os resultados em quantidade de ovos de enteroparasitas por 100g, não diferenciando, portanto, os ovos de helmintos dos cistos de protozoários. Dificultando, desse modo, uma comparação com os resultados obtidos nessa pesquisa.

No entanto, sabe-se que é bastante comum, tanto nas áreas rurais quanto urbanas dos países em desenvolvimento devido às más condições sanitárias, a ampla disseminação de parasitoses intestinais, sendo as hortaliças citadas como importante veículos de suas estruturas infectantes (SLIFKOET et al., 2000; citado por SILVA et al., 2005).

A compreensão desses resultados se revela em Pereira Neto & Lelis (2001), quando estes afirmam que a grande maioria dos resíduos orgânicos são, na verdade, contaminados, direta ou indiretamente, por patógenos como bactérias, ovos de helmintos, ovos e/ou larvas de insetos, etc.

Estudo realizado por Freitas et al. (2004), apontou um índice de 54% de contaminação por *Ascaris* spp em amostras de hortaliças coletadas em supermercados do município de Campo Mourão - PR.

A situação se agrava em algumas regiões como no Nordeste onde a escassez de água faz com que os agricultores, especialmente os horticultores, utilizem aquelas de mais fácil acesso, sem nenhum critério de qualidade, acabando por utilizar águas contaminadas na irrigação (BARROS, 1997; citado por LIMA, 2004). Os efeitos dessas práticas não tardam em aparecer como no caso revelado por Lima et al. (2002), que aponta a presença de ovos de helminto em alfaces comercializadas na Feira Livre Central do Município de Campina Grande.

5.2 Evolução Temporal dos Parâmetros Analisados

5.2.1 Temperatura

Durante a codisposição, o monitoramento diário da temperatura, nas três fases (termófila, mesófila e de maturação) do processo é indispensável para o funcionamento adequado do sistema. Quando este monitoramento ocorre nos três estratos dos reatores - base, centro e topo - há melhor conhecimento do sistema, podendo-se combater melhor áreas de anaerobiose que, por ventura, venham a aparecer.

Na Figura 6, observa-se a tendência nas evoluções temporais da temperatura no topo, centro e base do reator T1R1, além da temperatura ambiente.

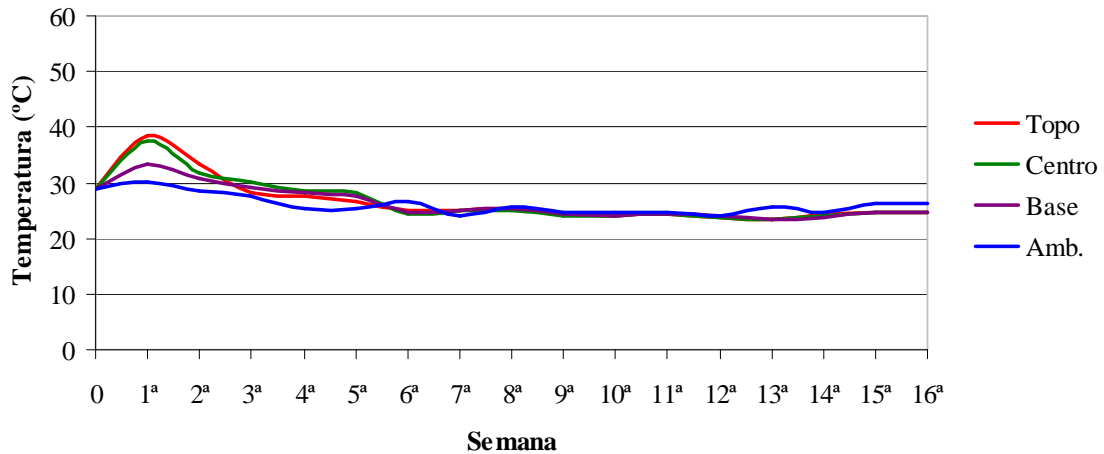


Figura 6: Evolução temporal das temperaturas no topo, centro e base do Reator T1R1 e da temperatura ambiente.

O reator T1R1 apresentou as temperaturas médias mais baixas ao longo da primeira semana de 38,6°C no topo; 36,7°C no centro e 33,3°C na base do reator. Da segunda a quinta semana, as temperaturas do reator estiveram entre 2,0°C e 4,0°C acima da temperatura ambiente. Daí até o final da codisposição as temperaturas dentro do reator estiveram oscilando em torno da temperatura registrada no ambiente.

Na Figura 7, observa-se a tendência nas evoluções temporais da temperatura no topo, centro e base do reator T1R2, além da temperatura ambiente.

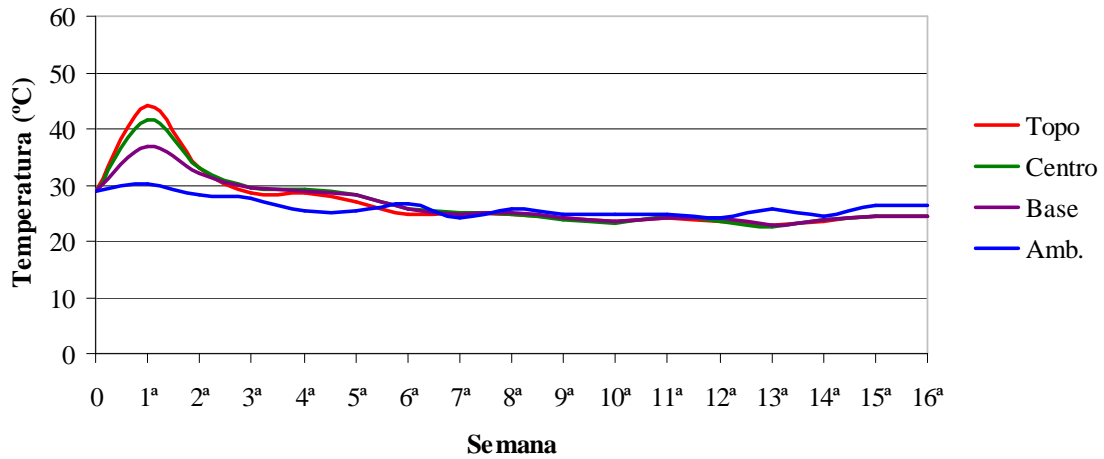


Figura 7: Evolução temporal das temperaturas no topo, centro e base do Reator T1R2 e da temperatura ambiente.

Observa-se na Figura 7 que foram registradas temperaturas médias acima de 40,0°C apenas no topo e centro do reator T1R2, ao longo da primeira semana de codisposição. Nas três semanas seguintes, as temperaturas dentro dos reatores estiveram em torno de 2,0°C a 3,0°C acima das registradas no ambiente; da sexta semana em diante as temperaturas dentro do reator oscilaram, até o término da codisposição, em torno da temperatura no ambiente. Porém as temperaturas máximas registradas foram de 55,5°C e 58,0°C no topo e centro do reator, respectivamente.

Na Figura 8, observa-se a tendência nas evoluções temporais da temperatura no topo, centro e base do reator T1R3, além da temperatura ambiente.

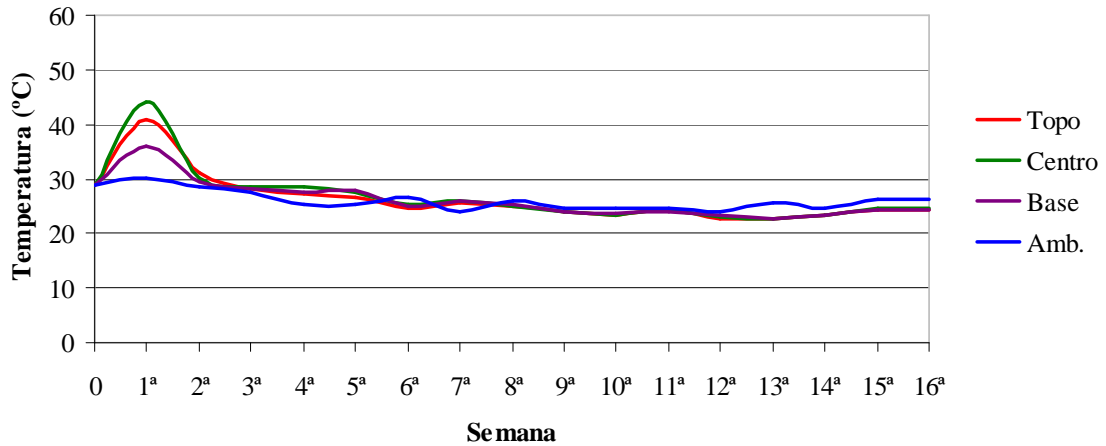


Figura 8: Evolução temporal das temperaturas no topo, centro e base do Reator T1R3 e da temperatura ambiente.

A exemplo do que ocorreu no T1R2, o reator T1R3 apresentou temperaturas médias acima de 40,0°C apenas no topo e centro do reator T1R2, ao longo da primeira semana de codisposição, com médias de 44,1°C; 41,6°C, respectivamente. Na segunda, as temperaturas se mantiveram de 4,0°C a 5,0°C acima da temperatura ambiente e em torno de 2,0°C a 3,0°C nas três semanas seguintes; da sexta semana em diante as temperaturas dentro do reator oscilaram em torno da temperatura no ambiente até o término da codisposição. A temperatura máxima registrada foi de 54,0°C no topo do reator no segundo dia e no centro no dia seguinte.

Na Figura 9, observa-se a tendência nas evoluções temporais da temperatura no topo, centro e base do reator T2R1, além da temperatura ambiente.

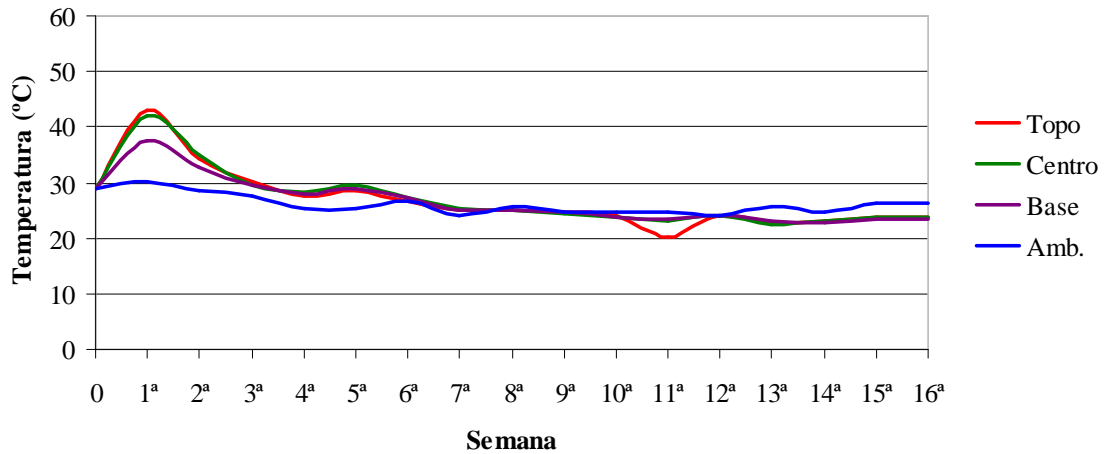


Figura 9: Evolução temporal das temperaturas no topo, centro e base do Reator T2R1 e da temperatura ambiente.

Observa-se na Figura 9 que as maiores médias de temperatura se deram no topo e centro do reator T2R1, com 43,1°C e 42,1°C, respectivamente. O maior valor de temperatura foi registrado no terceiro dia de codisposição alcançando 50,5°C no centro do reator. Na segunda semana as temperaturas se encontravam em torno de 6,0°C a 7,0°C acima da temperatura ambiente, decaindo para 2,0°C a 3,0°C acima da temperatura do meio externo nas duas semanas subsequentes, quando a partir da quinta semana houve uma equiparação entre as temperaturas do reator e ambiente.

Na Figura 10, observa-se a tendência nas evoluções temporais da temperatura no topo, centro e base do reator T2R2, além da temperatura ambiente.

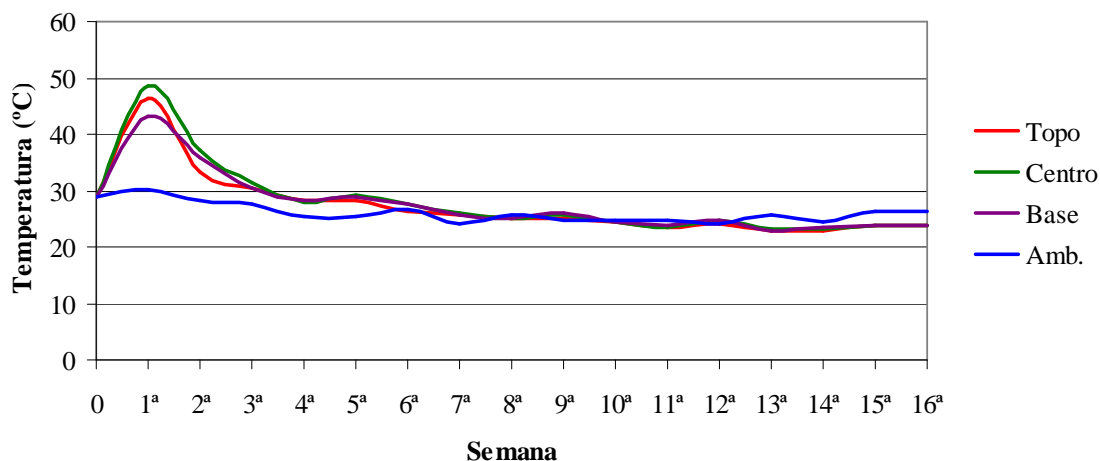


Figura 10: Evolução temporal das temperaturas no topo, centro e base do Reator T2R2 e da temperatura ambiente.

Entre os reatores do tratamento 2, o que obteve o melhor desempenho foi o T2R2 com temperaturas médias de 46,4°C e 48,6°C ao longo dos primeiros 7 dias da codisposição no topo e centro do reator, respectivamente e com temperaturas absolutas alcançando 53,0°C no topo e 58,0°C no centro, ao longo do quarto dia de codisposição. Houve a partir de então um comportamento similar ao observado no reator T2R1, com uma queda gradativa das temperaturas do reator até se igualaram as temperaturas aferidas no meio externo à codisposição.

Na Figura 11, observa-se a tendência nas evoluções temporais da temperatura no topo, centro e base do reator T2R3, além da temperatura ambiente.

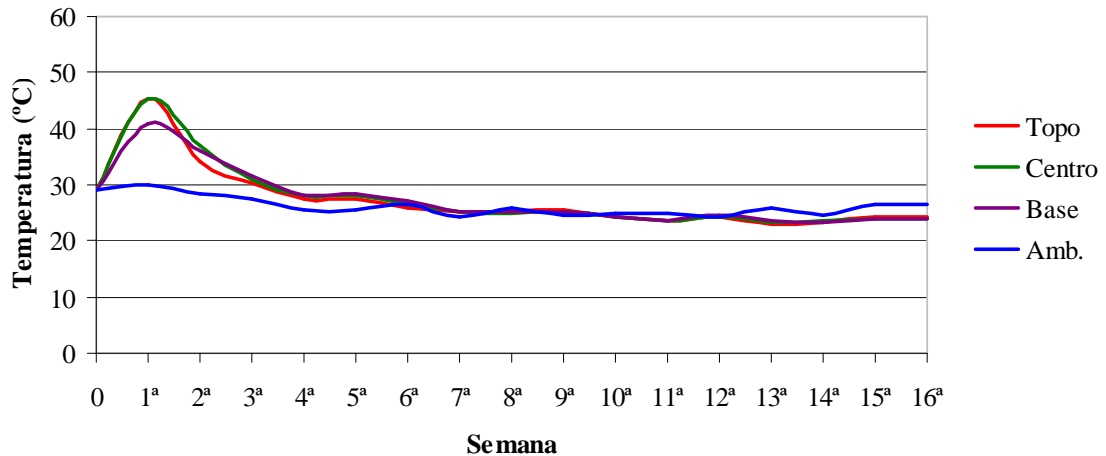


Figura 11: Evolução temporal das temperaturas no topo, centro e base do Reator T2R3 e da temperatura ambiente.

Na Figura 11, constata-se que tanto no topo quanto no centro do reator T2R3, registraram-se temperaturas médias de 45,4°C. Na região inferior do reator a temperatura média nos primeiros 5 dias foi de 40,9°C. O pico de temperatura registrado para este reator aconteceu no segundo dia, o qual, em seu terço superior alcançou 57,0°C.

Os reatores do tratamento 3 apresentaram comportamento bastante similar aos observados no tratamento 2.

Na Figura 12, observa-se a tendência nas evoluções temporais da temperatura no topo, centro e base do reator T3R1, além da temperatura ambiente.

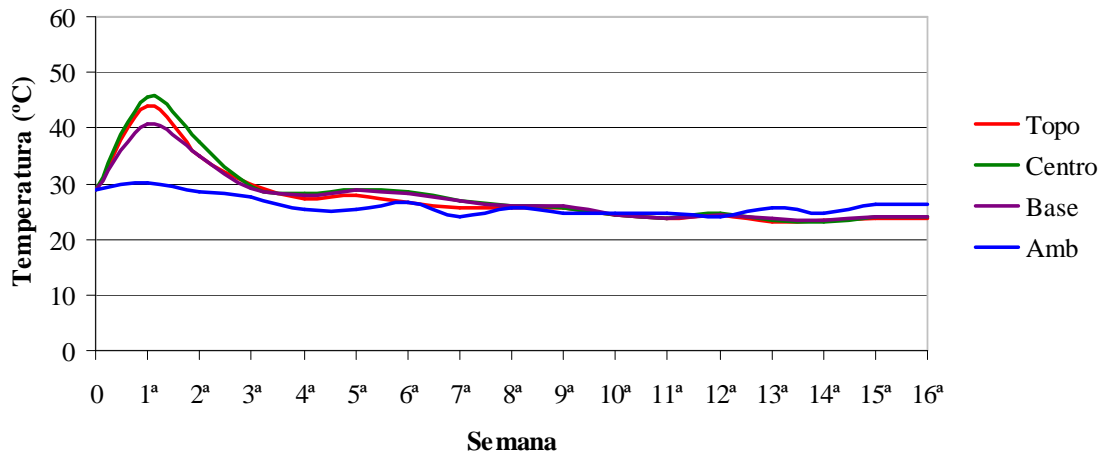


Figura 12: Evolução temporal das temperaturas no topo, centro e base do Reator T3R1 e da temperatura ambiente.

Observa-se na Figura 12 que na primeira semana as temperaturas médias foram de 44,1°C; 45,6°C e 40,9°C no topo, centro e base do reator, mantendo-se neste patamar até ao longo da primeira semana do processo. Na segunda semana registraram-se no reator T3R1 temperaturas em torno de 9,0°C acima das registradas no meio externo, e uma aproximação entre as temperaturas externas e internas ao reator, da terceira semana em diante. Em números absolutos, observou-se a temperatura máxima de 51,0°C no centro do reator no quarto dia de codisposição.

Na Figura 13, observa-se a tendência nas evoluções temporais da temperatura no topo, centro e base dos reator T3R2, além da temperatura ambiente.

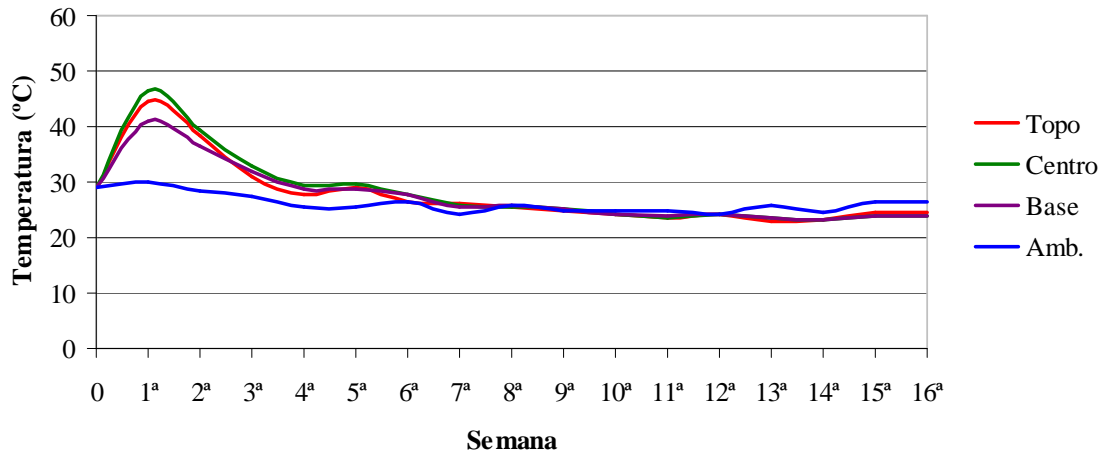


Figura 13: Evolução temporal das temperaturas no topo, centro e base do Reator T3R2 e da temperatura ambiente.

Analisando a Figura 13, observa-se que, mais uma vez, o centro foi o local onde se registrou as maiores temperaturas médias - 44,6°C no topo; 46,5°C no centro e 41,0°C na base do reator. O quarto dia de codisposição foi onde se registrou as maiores temperaturas - 54,0°C no centro e 52,0°C no topo do reator. Na segunda semana as temperaturas do reator ficaram em média 10°C acima da temperatura ambiente.

Na Figura 14, observa-se a tendência nas evoluções temporais da temperatura no topo, centro e base dos reator T3R3, além da temperatura ambiente.

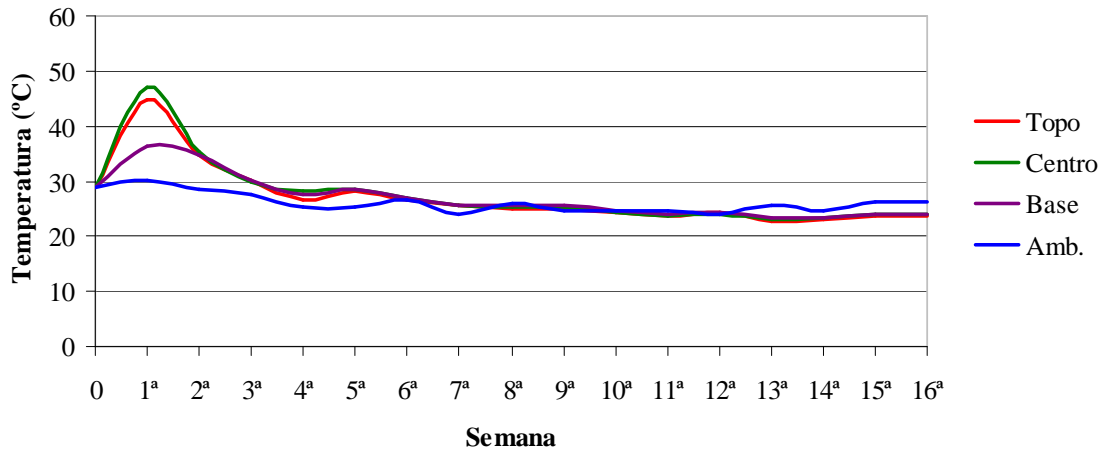


Figura 14: Evolução temporal das temperaturas no topo, centro e base do Reator T3R3 e da temperatura ambiente.

As médias da semana inicial no reator T3R3 foram 44,8°C no topo; 46,9°C no centro e 39,4°C na base; como pode-se observar na Figura 14. No entanto, em números absolutos, as temperaturas máximas foram registradas no segundo dia de codisposição - 51,0°C no topo e 54,0°C no centro do reator quatro dias depois, com queda gradativa a partir da segunda semana.

Em âmbito geral, pode-se constatar que o tratamento 1 apresentou temperaturas médias apenas na fase mesófila, decaindo logo em seguida, a partir do 3º ou 4º dia, para níveis em torno da temperatura ambiente.

Os reatores dos tratamentos 2 e 3 apresentaram tendência bastante similar, com temperaturas que atingiram a faixa termófila já no primeiro dia, mantendo-se neste patamar até o quinto ou sexto dia do processo, quando começaram a decair passando para a faixa mesófila, permanecendo por mais duas semanas até se aproximarem da temperatura ambiente, se mantendo no intervalo médio de 20 a 30 graus, durante todo o processo.

A pequena duração da fase termófila foi causada, provavelmente, por fatores como: a baixa relação C/N inicial e o alto teor de umidade, especialmente no reator T1R1 que apresentou um percentual inicial de 74,36% de umidade no sistema, uma vez que a literatura (KIEHL, 1998; PEREIRA NETO, 1996; HAUG, 1993) é quase unânime em apontar a relação C/N de 25 a 30/1 e

um percentual de umidade em torno dos 60%, como valores iniciais ótimos para obtenção da maior eficiência do processo de codisposição.

A diferença de temperaturas registrada entre o tratamento 1 e os demais foi provocada, provavelmente, pela inoculação do lodo de esgoto aos tratamentos 2 e 3 com uma massa microbiológica rica e diversa já estabelecida, produzindo uma aceleração ao processo de biodegradação da matéria orgânica (SILVA et al., 2004).

De forma geral, os reatores que apresentaram os maiores percentuais de umidade - acima de 68%, tiveram seus picos de temperatura média registrados no seu estrato superior (topo), ao passo que nos reatores com percentuais de umidade de 66% ou menos, registraram-se as temperaturas mais altas no estrato intermediário (centro). É sabido de todos que o excesso de umidade no meio não favorece a difusão de oxigênio do meio para o sistema.

A temperatura da pilha é o resultado da atividade microbiana. A diminuição ou o não aumento da temperatura pode significar, sobretudo no início do processo, que há falta de arejamento (HAUG, 1993; PEREIRA NETO, 1996; POLPRASERT, 1988), pois, de acordo com Pereira Neto (1996), dentre os principais fatores que afetam o bom desenvolvimento da temperatura no sistema está o suprimento adequado de oxigênio à pilha.

Verificou-se também que os níveis mais baixos de temperatura ocorreram no estrato inferior (base) dos reatores, ocasionado pela migração por gravidade de parte da água dos estratos superiores para esta região dos reatores, limitando o contato com o oxigênio do meio, fato este potencializado, provavelmente, entre outros fatores, pela configuração (cilíndrica) dos reatores.

De acordo Pereira Neto (1996), a configuração geométrica da massa a ser biodecomposta e sua altura são características importantes para a aquisição de máxima eficiência do processo de degradação aeróbia de resíduos orgânicos.

5.2.2 Teor de Umidade (TU)

Na Figura 15, observa-se a tendência na evolução temporal do teor de umidade na massa codisposta no tratamento 1.

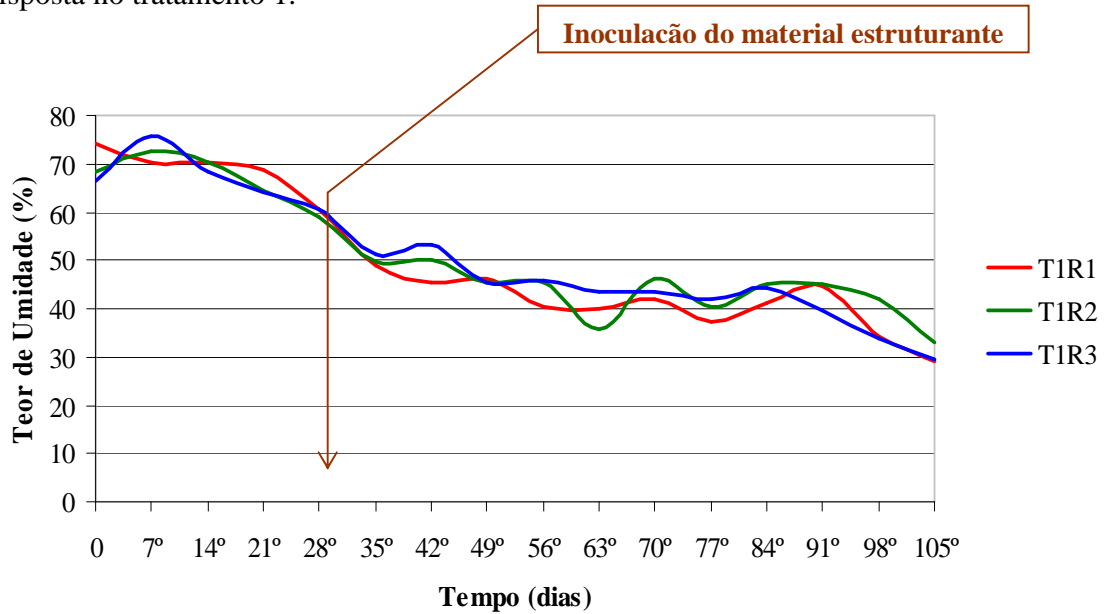


Figura 15: Evolução temporal do teor de umidade (%) no tratamento 1.

Observa-se na Figura 15, que o reator T1R1 registrou um teor de umidade de 74,36%, seguido do T1R2, com 68,42% e do T1R3 com 66,54%. Até o 28º dia de codisposição houve dificuldade em reduzir a umidade no sistema, havendo a necessidade da inoculação de resíduos de poda para corrigir tal problema.

Na Figura 16, observa-se a tendência na evolução temporal do teor de umidade na massa codisposta no tratamento 2.

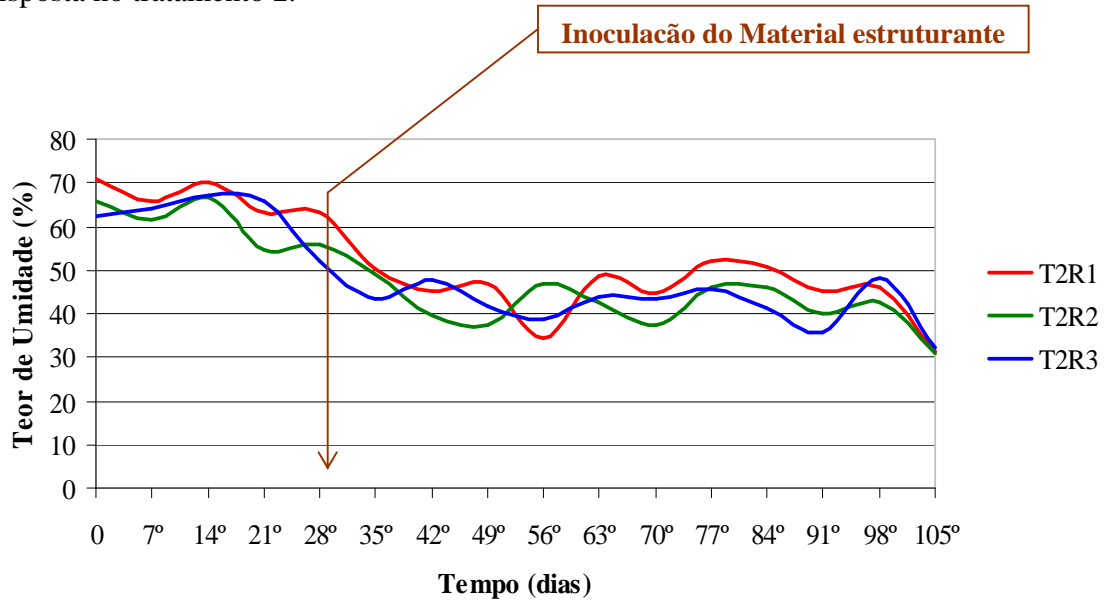


Figura 16: Evolução temporal do teor de umidade (%) no tratamento 2.

Analisando-se a Figura 16, observa-se que os reatores T2R1 com 70,99% e T2R2 com 66,00%, apresentaram teores de umidade bem acima do valor recomendado, que é de 60%, ao passo que no reator T2R3 que iniciou a codisposição com 62,49%, houve uma aproximação ao valor teórico ideal. Porém, persistiu a dificuldade na perda de água pelos reatores do tratamento 2 ao longo dos vinte e oito dias iniciais, de modo que a utilização de resíduos de poda, foi a solução encontrado para o problema.

Na Figura 17, observa-se a tendência na evolução temporal do teor de umidade na massa codisposta no tratamento 3.

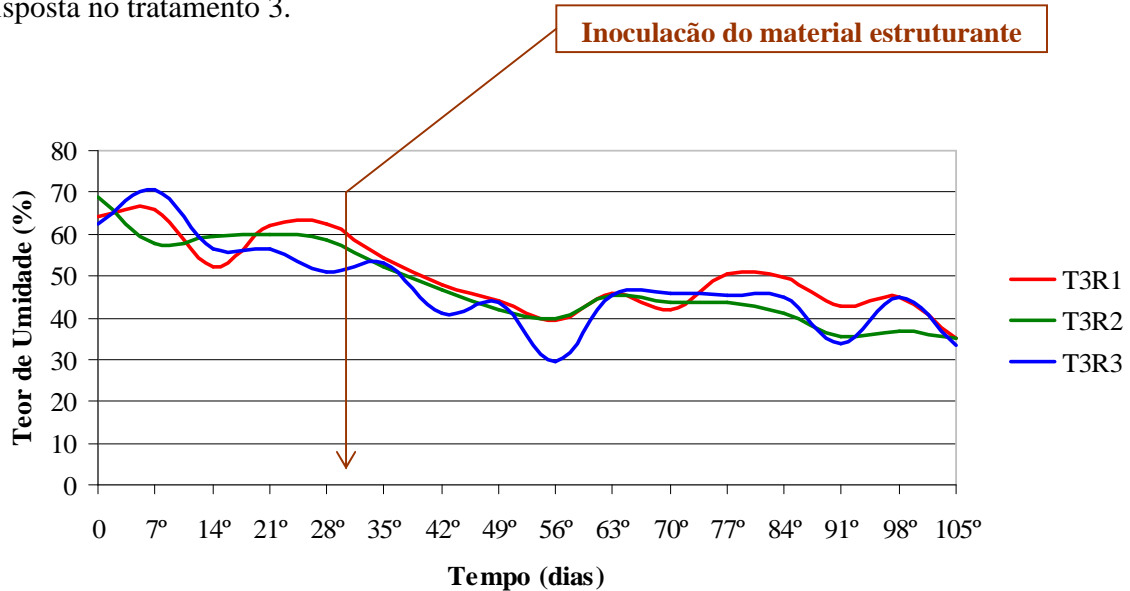


Figura 17: Evolução temporal do teor de umidade (%) no tratamento 3.

Observa-se que os reatores do tratamento 3, registraram os mais baixos teores de umidade dentre todos, sobretudo os reatores T3R1 com 64,02 % e T3R3 com 62,30%. O reator T3R2 apresentou uma umidade inicial de 68,73%. Porém, a exemplo do que ocorreu com os tratamentos anteriores, a dificuldade na correção de umidade para valores mais baixos se manteve até o primeiro mês da codisposição, motivando a utilização dos resíduos de folhas, gravetos e pequenos pedaços de pau secos.

A variação da umidade observada entre todos os tratamentos e até mesmo entre as repetições de um mesmo tratamento, pode ser explicada pela alta heterogeneidade dos resíduos sólidos vegetais, os quais foram parte predominante do substrato codisposto, se tornando praticamente impossível um maior controle com vistas a homogeneizar os teores iniciais de umidade em todos os reatores.

Em âmbito geral, observa-se que a umidade inicial na massa dos resíduos orgânicos se apresentou acima do valor considerado ideal para a máxima eficiência desde o início do processo que é de 60%, de acordo com Andreoli & Pinto (2001); Kiehl (1998); Pereira Neto (1996), havendo dificuldade na redução da umidade no primeiro mês de codisposição com geração de chorume, sobretudo, nos reatores T1R1 e T2R1, os quais apresentaram os maiores teores de

umidade - 74,36 e 70,99%, respectivamente. A partir de então a umidade foi regulada em 50% até próximo ao término da codisposição.

Segundo Jardim et. al (1995), em substratos com umidade bem acima do recomendado se instala um processo de anaerobiose com conseqüente geração de percolato.

Ao final do processo, o adubo apresentava-se com um teor de umidade dentro do intervalo considerado ideal para Lelis (1998), citado por Souza (2002) que é de 30 a 40%, com exceção dos reatores T1R1 e T1R3, que apresentaram teores ligeiramente abaixo do recomendado: 29,07% e 29,63%, respectivamente. Muito embora, níveis de umidade entre 25 - 35% sejam considerados bons para compostos, como sugere Kiehl (1985).

5.2.3 Potencial Hidrogeniônico (pH)

No que tange ao monitoramento da evolução temporal do pH, observou-se uma tendência bastante similar entre todos os tratamentos realizados, com exceção do tratamento 1 que no sétimo dia de codisposição apresentou ligeira queda no seu pH.

Na Figura 18, observa-se a tendência na evolução temporal do pH na massa codisposta no tratamento 1.

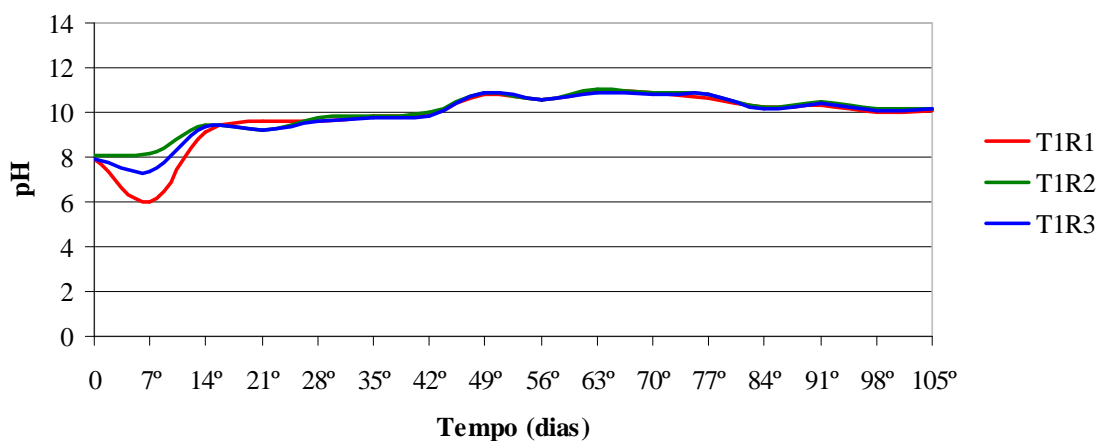


Figura 18: Evolução temporal do potencial hidrogeniônico (pH) no tratamento 1.

Com base na análise da Figura 18, observa-se valores iniciais de pH de 7,91; 8,09 e 7,92 nos reatores T1R1, T1R2 e T1R3, respectivamente, os quais se elevaram à casa 9,00 no 14º dia do codisposição, se mantendo nesse patamar até os 60 dias, quando atingiram níveis próximos a

11,00. Nas últimas cinco semanas houve um aparente decaimento nesses valores, chegando ao final da codisposição com os seguintes valores: 10,12; 10,15 e 10,17, nos reatores T1R1, T1R2 e T1R3, respectivamente.

Ainda com relação ao tratamento 1, observou-se uma queda nos valores do pH na segunda semana, sobretudo no reator T1R1 que apresentou um pH de 5,97. Segundo Fialho et al. (2005), ao início do processo, o substrato compostado pode tornar-se mais ácido devido à formação de ácidos orgânicos, que logo desaparecem por reagirem com as bases liberadas da matéria orgânica, transformando o meio em alcalino.

Na Figura 19, observa-se o comportamento na evolução temporal do pH na massa codisposta no tratamento 2.

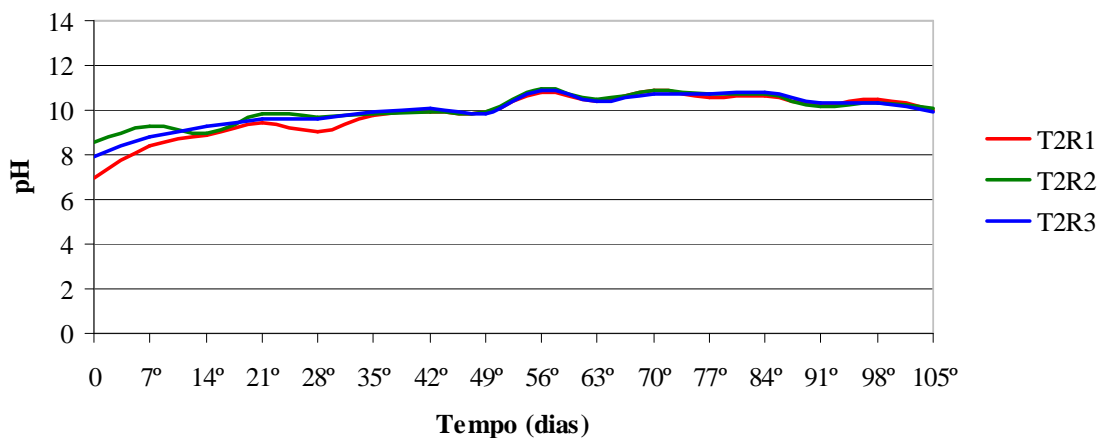


Figura 19: Evolução temporal do potencial hidrogeniônico (pH) no tratamento 2.

Os reatores T2R1, T2R2 e T2R3 apresentaram valores iniciais de 6,93; 8,59 e 7,93, respectivamente, alcançando níveis na casa dos 9,00 a partir do 21º dia e próximo a 11,00 por volta do 56º dia, apresentando um aparente decaimento, a partir das últimas três semanas, chegando, ao final dos 105 dias de codisposição com valores de 10,02; 10,08 e 9,92 nos reatores T2R1, T2R2 e T2R3, respectivamente.

Na Figura 20, observa-se o comportamento nas evolução temporal do pH na massa codisposta no tratamento 3.

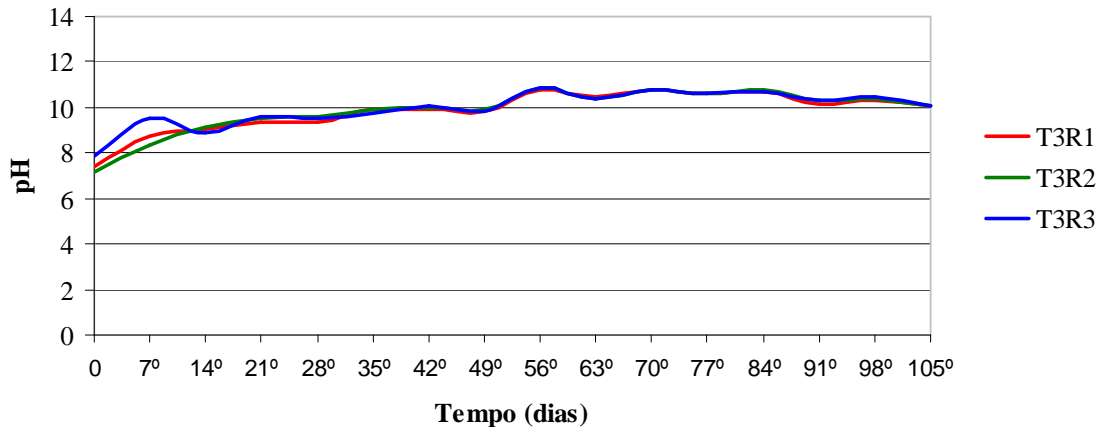


Figura 20: Evolução temporal do potencial hidrogeniônico (pH) no tratamento 3.

Os reatores T3R1, T3R2 e T3R3 apresentaram valores iniciais de 7,43; 7,18 e 7,87, respectivamente, alcançando níveis na casa dos 9,00 a partir do 14º dia e próximo a 11,00 por volta do 56º dia, apresentando um aparente decaimento, a partir das últimas três semanas, chegando, ao final dos 105 dias de codisposição com valores de 10,08; 10,05 e 10,05 nos reatores T3R1, T3R2 e T3R3, respectivamente.

Todos os tratamentos realizados demonstraram uma tendência à estabilização na faixa moderadamente alcalina, situação considerada normal para Pereira Neto (1989), citado por Souza (2002). Em sintonia com Pereira Neto (1989); Fialho et al.(2005), afirmam que a compostagem conduz à formação de matéria húmica com reação alcalina, muito embora ao final do processo, esse parâmetro deva situar-se sempre na faixa de 7,0 a 8,5.

Observou-se uma pequena queda no pH nas análises realizadas ao final da 1ª semana de codisposição no tratamento 1, fato não observado nos demais tratamentos. Bidone (2001), esclarece que esse fenômeno é provocado pela formação de ácidos orgânicos que logo são degradados, gerando, desse forma, um aumento do pH. Como as análises eram semanais e o nível de degradação da matéria orgânica foi mais intenso nos tratamentos 2 e 3, talvez esses ácidos tenham sido degradados antes do 7º dia (quando foram feitas as análises), causando esse comportamento diferente entre o tratamento 1 e os demais.

5.2.4 Sólidos Totais Voláteis (STV)

Na Figura 21, observa-se a tendência na evolução temporal dos sólidos totais voláteis na massa codisposta nos tratamentos 1, 2 e 3.

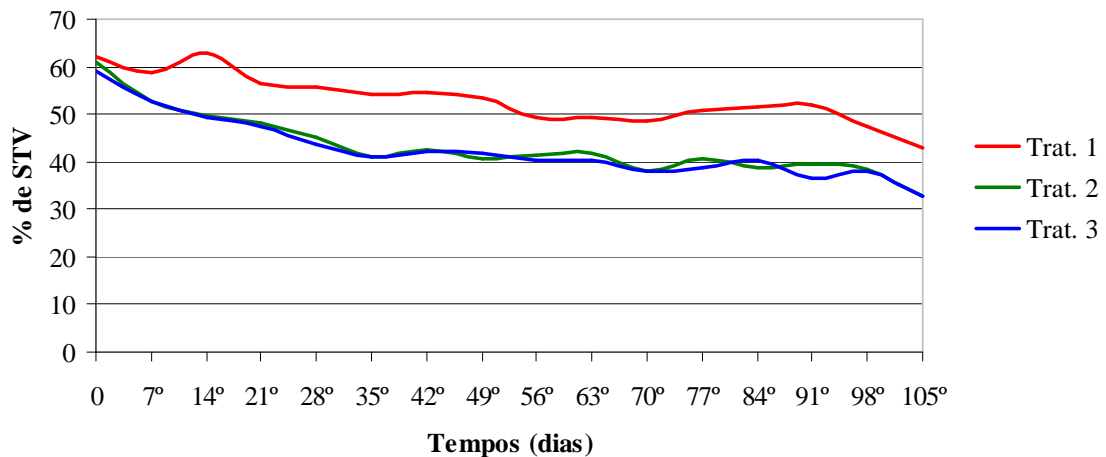


Figura 21: Comparação das evoluções temporais na redução dos sólidos totais voláteis nos tratamentos 1, 2 e 3.

Os sólidos totais voláteis (STV) são a massa com potencial real de biodegradação. Observou-se uma tendência bastante distinta da evolução temporal na redução dos STV entre o tratamento 1 e os demais, sendo a adição do lodo de esgoto - com uma massa biológica rica e diversa já estabelecida, como afirma Haug (1993) - provavelmente, fator preponderante para ocorrência de tal fato.

A mistura do lodo com resíduos urbanos tende a acelerar a processo de biodegradação (SANTOS, 2003).

Na Figura 22, observa-se a tendência na evolução temporal da redução do sólidos totais voláteis na massa codisposta no tratamento 1.

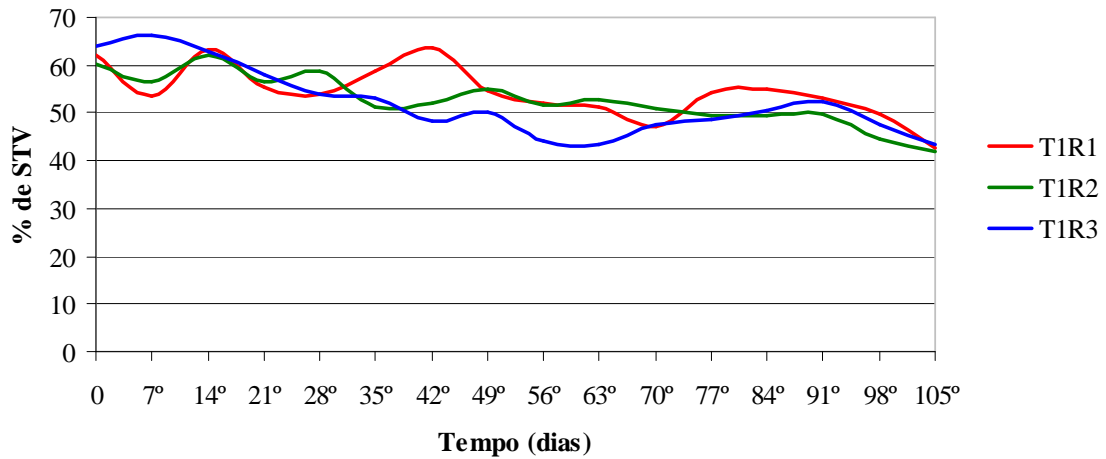


Figura 22: Evolução temporal da redução do percentual de sólidos totais voláteis no tratamento 1.

A redução da massa de sólidos totais voláteis, ao longo dos 105 dias de codisposição, para o tratamento 1, foi de 31,22; 30,15 e 31,92 % nas repetições 1, 2 e 3; respectivamente.

Na Figura 23, observa-se a tendência na evolução temporal da redução do sólidos totais voláteis na massa codisposta no tratamento 2.

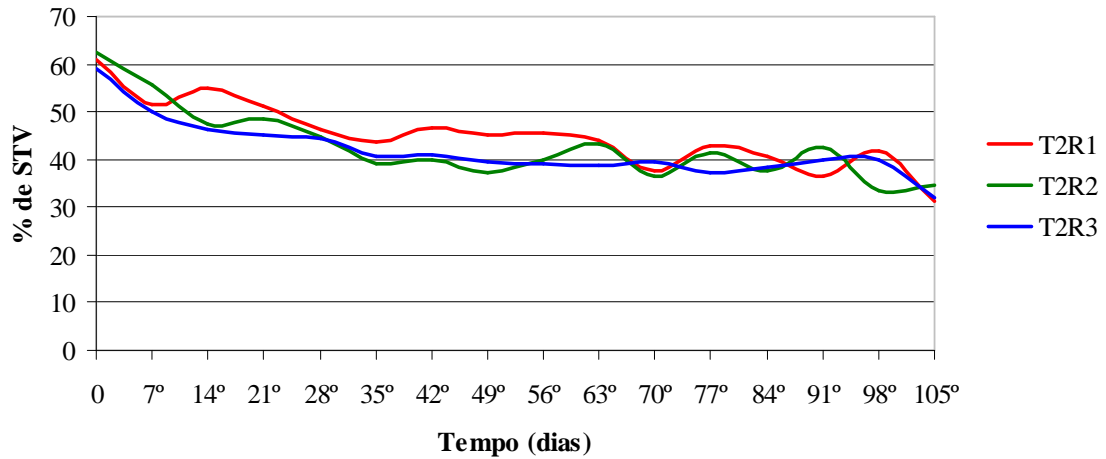


Figura 23: Evolução temporal da redução do percentual de sólidos totais voláteis no tratamento 2.

Observando-se a Figura 23, nota-se que o tratamento 2 apresentou uma redução no teor de sólidos totais voláteis mais aguda quando comparado com o tratamento 1, alcançando percentuais de redução de 48,62% no reator T2R1, 44,64% no reator T2R2 e 45,96% no reator T2R3.

Na Figura 24, observa-se a tendência da evolução temporal da redução do sólidos totais voláteis na massa codisposta no tratamento 3.

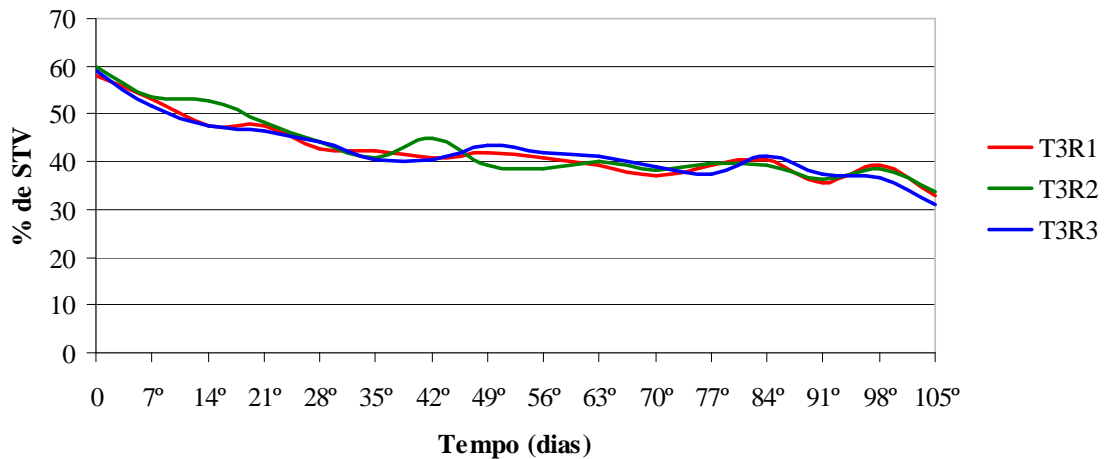


Figura 24: Evolução temporal da redução do percentual de sólidos totais voláteis no tratamento 3.

A exemplo do que ocorreu no tratamento 2, a redução dos STV nos reatores do tratamento 3 foram mais intensas do que o registrado para o tratamento 1, chegando a 43,01% no reator T3R1, 43,71% no reator T3R2 e 47,56% no reator T3R3.

Segundo Polprasert (1988), muitos são os critérios para se avaliar o nível de maturação do composto. Porém, um parâmetro mais preciso e comumente utilizado é o percentual de redução de sólidos totais voláteis (STV).

Os tratamentos 2 e 3 apresentaram bons índices de redução de sólidos totais voláteis quando comparados com o ideal, que segundo Pereira Neto (1987); citado por Souza (2002) é de 50%.

5.2.5 Carbono Orgânico Total (COT)

Na Figura 25, observa-se a tendência da evolução temporal do percentual de carbono orgânico total na massa codisposta no tratamento 1.

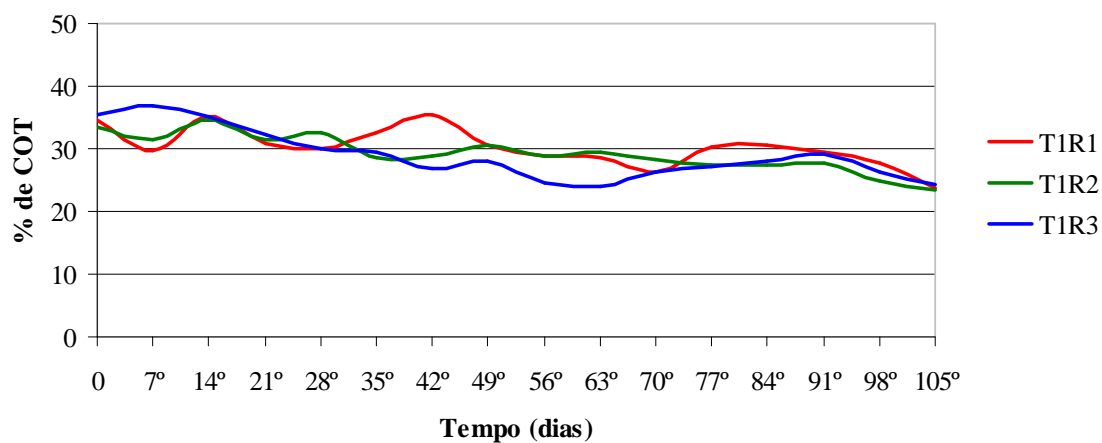


Figura 25: Evolução temporal do percentual de COT no tratamento 1.

Ao analisar-se a Figura 25, constata-se que no tratamento 1 o valor médio inicial do COT foi de 34,48%, chegando ao final do processo a 23,76%, com uma redução total de 31,09%.

Na Figura 26, observa-se a tendência da evolução temporal do percentual de carbono orgânico total na massa codisposta no tratamento 2.

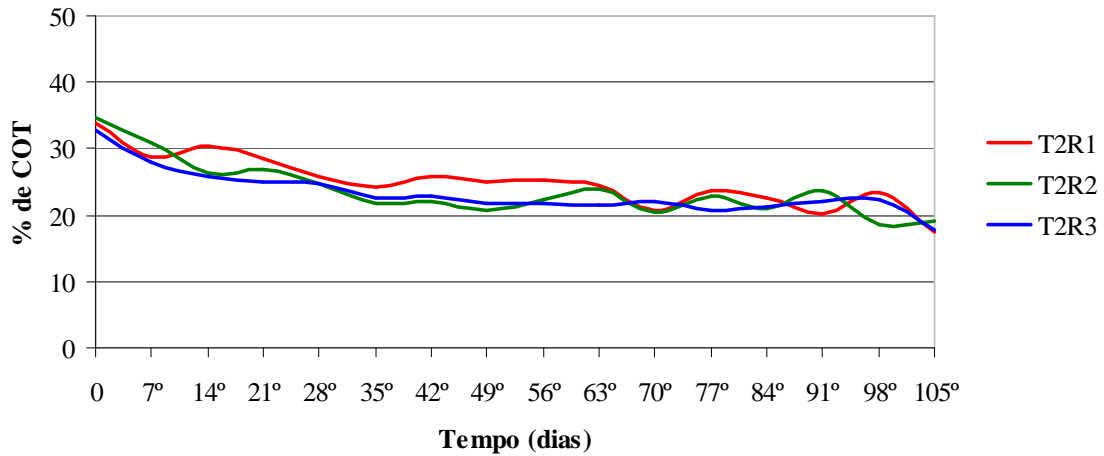


Figura 26: Evolução temporal do percentual de COT no tratamento 2.

Na Figura 26, observa-se que houve uma redução no percentual de COT, que passou de valores iniciais de 33,80%; 34,67% e 32,84% para 17,77% 19,19% 17,74%, nos reatores T2R1, T2R2 e T2R3, respectivamente. A redução foi mais aguda no primeiro mês da codisposição.

Na Figura 27, observa-se a tendência da evolução temporal do percentual de carbono orgânico total na massa codisposta no tratamento 3.

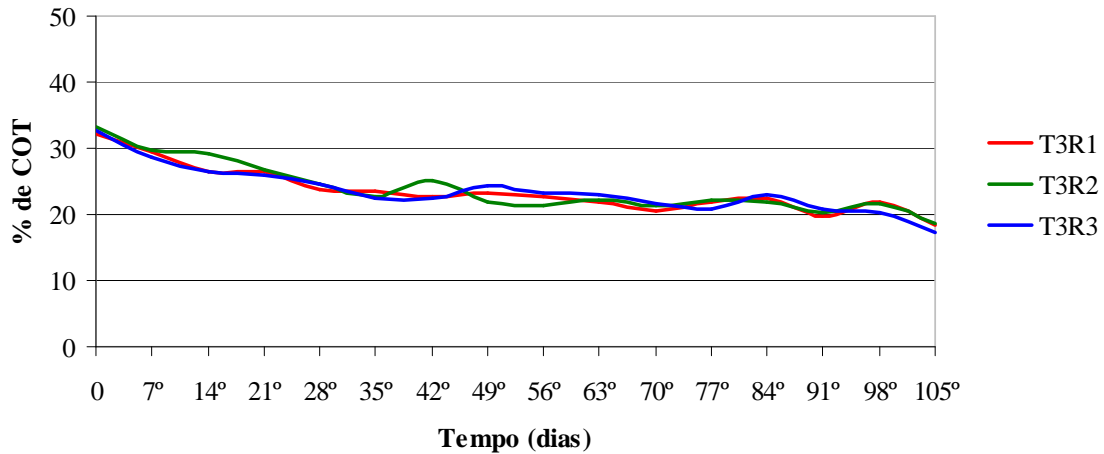


Figura 27: Evolução temporal do percentual de COT no tratamento 3.

Nota-se no tratamento 3 uma tendência bastante similar a observada no tratamento 2, ou seja, os valores iniciais estavam acima dos 30,00%, decaindo de forma mais efetiva nos primeiros 28 dias da codisposição, até atingir valores abaixo de 20,00% ao final do processo.

De forma geral, constatou-se que no tratamento 1 o valor médio inicial do COT foi de 34,48%, chegando ao final do processo a 23,76%, com uma redução total de 31,09%. Com relação aos tratamentos 2 e 3, o percentual de redução se mostrou mais agudo, totalizando 46,40% e 44,75%, respectivamente.

Esses resultados podem ser explicados na medida que o substrato inicial a ser compostado resultou da soma de dois tipos de resíduos (LES + RSV) que continham relação C/N relativamente baixa. Segundo Bidone (2001), 2/3 (aproximadamente 66%) do carbono presente no substrato a ser compostado, quando este parte de uma relação ótima em torno de 30/1, é eliminada como CO₂. Ou seja, com a diminuição da massa orgânica, como resultado da degradação, há uma conseqüente redução no percentual deste elemento, como explicita Kiehl (1998).

5.2.6 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

Na Figura 28, observa-se a tendência da evolução temporal do percentual de nitrogênio na massa codisposta no tratamento 1.

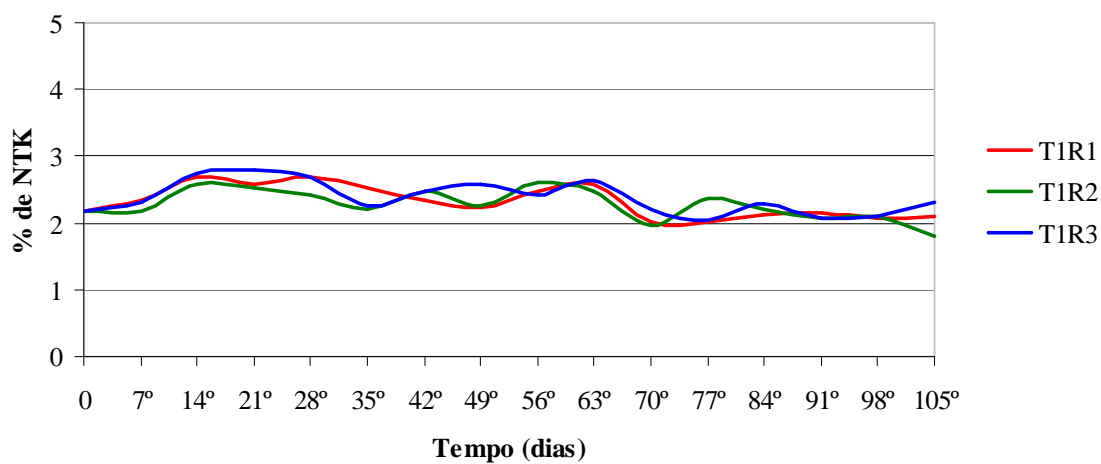


Figura 28: Evolução temporal do percentual de NTK no tratamento 1.

Observando-se a Figura 28, pode-se inferir que não ocorreram oscilações significativas do teor de NTK ao longo do processo de codisposição.

Na Figura 29, observa-se a tendência da evolução temporal do percentual de nitrogênio na massa codispota no tratamento 2.

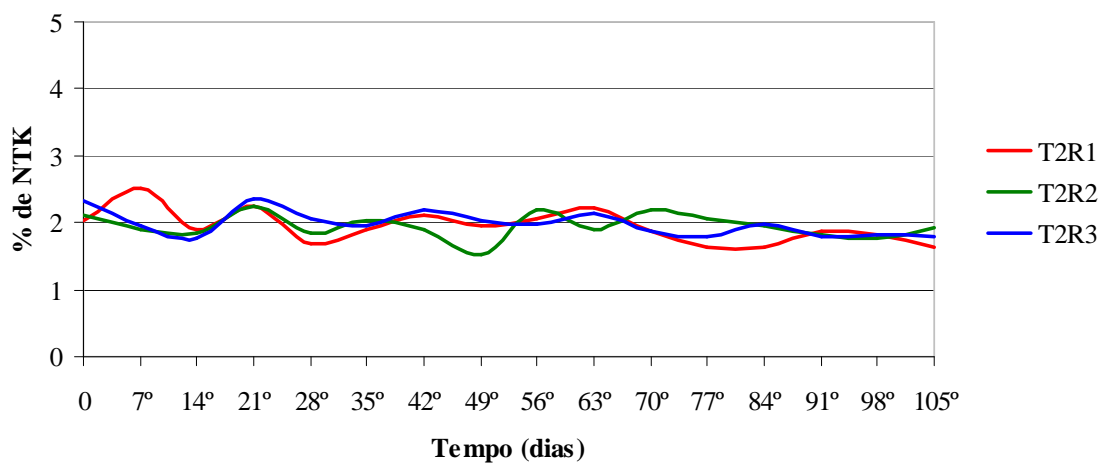


Figura 29: Evolução temporal do percentual de NTK no tratamento 2.

Com relação ao tratamento 2, observou-se pequena redução no percentual do NTK que passou dos valores iniciais de 2,04; 2,10 e 2,32% para 1,62; 1,93 e 1,78% nos reatores T2R1, T2R2 e T2R3, respectivamente.

Na Figura 30, observa-se a tendência da evolução temporal do percentual de nitrogênio na massa codispota no tratamento 3.

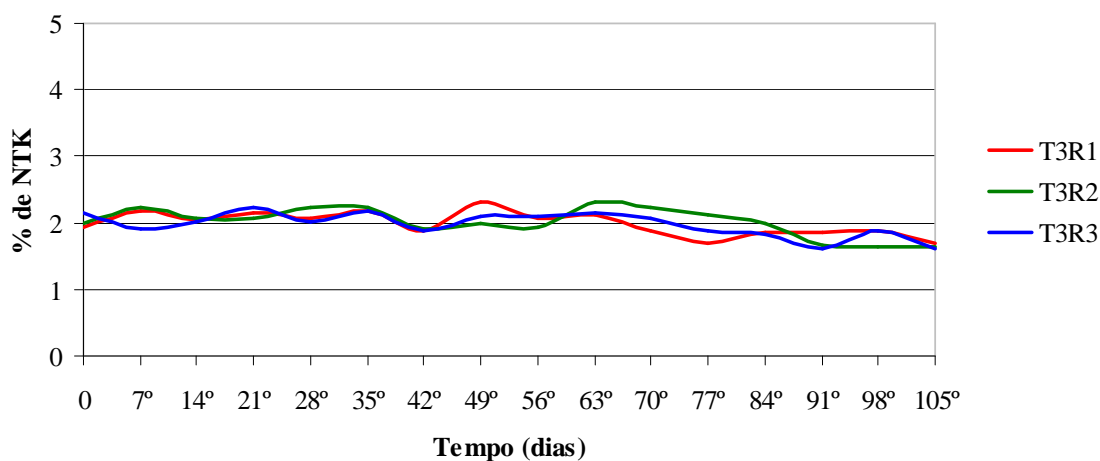


Figura 30: Evolução temporal no percentual de NTK no tratamento 3.

O tratamento 3 apresentou tendência similar ao observado no tratamento 2. Os valores passaram de 1,94; 1,99 e 2,16% no início do processo, para 1,7; 1,65 e 1,62% ao final do processo, nos reatores T3R1, T3R2 e T3R3, respectivamente.

Kiehl (1985), Pereira Neto (1996) e Fialho et al. (2005) colocam que há um aumento relativo no teor de nitrogênio em decorrência da liberação de gases e vapor d'água com a decomposição do material orgânico.

Apesar dos resultados indicarem ligeira queda nos teores de nitrogênio nos tratamentos 2 e 3 e se manterem praticamente nos mesmos patamares no tratamento 1, o que houve de fato foi uma perda significativa de nitrogênio em números absolutos em todos os tratamentos. Visto que com a diminuição da massa codisposta ao longo do processo, esse elemento deveria apresentar um aumento relativo na sua concentração.

Bidone (2001) e Veras & Povinelli (2004), afirmam que com a relação C/N baixa, menor que 17/1, a exemplo do que ocorreu no presente trabalho, há perda de nitrogênio na forma amoniacal.

Andreolli & Carneiro (s.d.), colocam que as perdas de N na condição NH_3 são maiores em pH mais elevado; a partir de pH 11 praticamente toda forma amoniacal solúvel está sob estado gasoso.

5.2.7 Relação Carbono/Nitrogênio (C/N)

Na Figura 31, observa-se a tendência da evolução temporal do relação C/N na massa codisposta no tratamento 1.

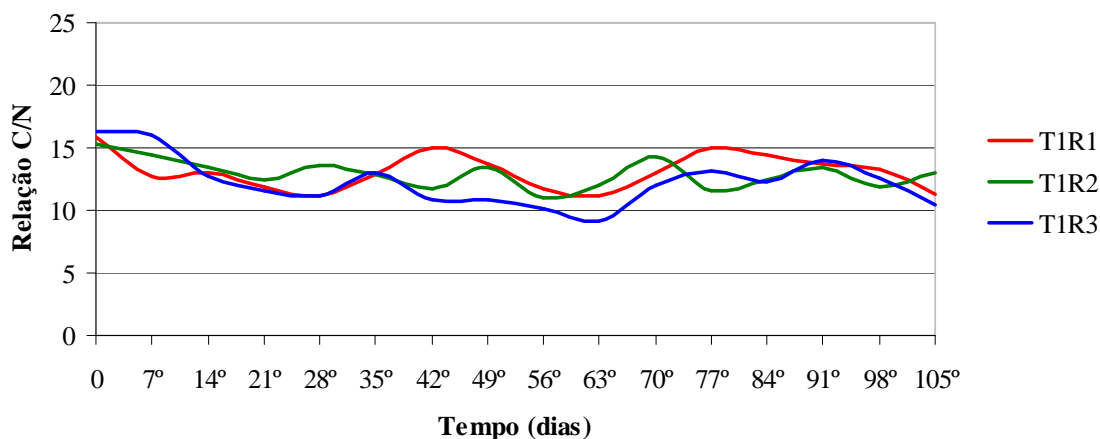


Figura 31: Evolução temporal da relação C/N no tratamento 1.

No tratamento 1, a relação C/N, que se iniciou em 15,82; 15,34 e 16,29 passou, ao final do processo, para 11,35; 12,99 e 10,42 nas repetições 1, 2 e 3, respectivamente; sendo que a redução se deu em maior parte até o 21° dia da codisposição

Na Figura 32, observa-se a tendência da evolução temporal do percentual de nitrogênio na massa codisposta no tratamento 2.

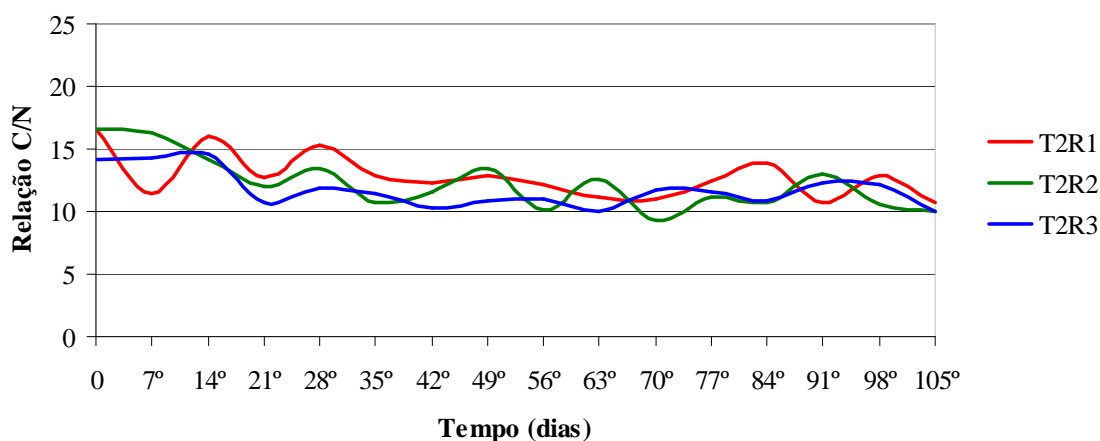


Figura 32: Evolução temporal da relação C/N no tratamento 2.

Na Figura 32, pode-se observar que o tratamento 2, registrou o maior nível de redução do parâmetro discutido, partindo dos valores iniciais de 16,57; 16,51 e 14,15 para 10,72; 9,94 e 9,97, nos reatores T2R1, T2R2 e T2R3, respectivamente.

Na Figura 33, observa-se a tendência da evolução temporal do percentual de nitrogênio na massa codisposta no tratamento 3.

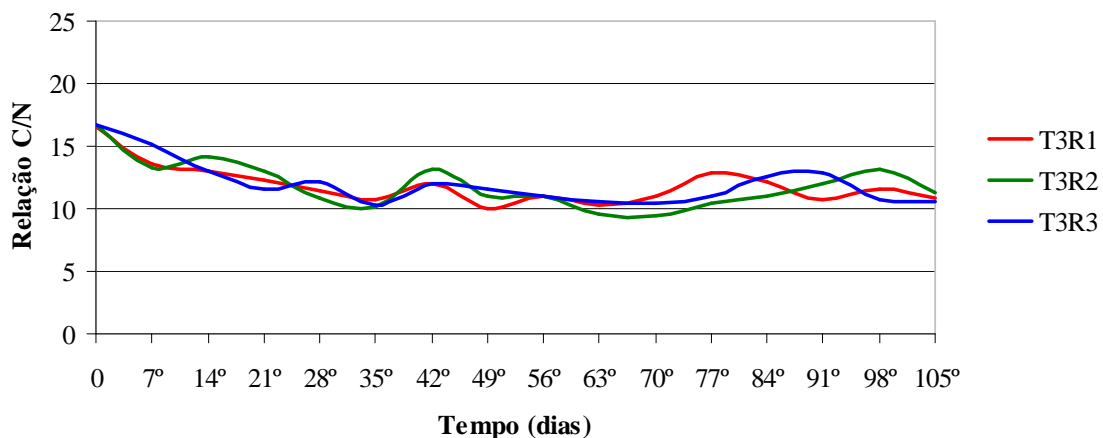


Figura 33: Evolução temporal da relação C/N no tratamento 3.

O tratamento 3, apresentou uma tendência intermediária na evolução da relação C/N entre os dois anteriormente citados, se iniciando com valores de 16,64 no reator T3R1, 16,72 no reator T3R2 e 16,68 no reator T3R3 chegando, com o término da codisposição, aos seguintes valores: 10,82; 11,35 e 10,61 nos reatores T3R1, T3R2 e T3R3, respectivamente.

A redução da relação C/N em todos os reatores se mostrou bastante tênue, ocasionado pela baixa relação C/N inicial na massa de resíduos sólidos orgânicos utilizada que é justificada pelo alto teor de NTK presente nos resíduos orgânicos vegetais e no lodo de esgoto sanitário. Esse fato trouxe como desdobramento prático, o retardamento do processo de degradação e estabilização da matéria orgânica. A relação C/N considerada ideal ao início do processo de compostagem, de acordo com os autores Haug (1993) e Pereira Neto (1996) é 25:1 e 30:1, respectivamente.

Segundo Fialho et al. (2005), valores próximos de 10 são característicos de sistemas com baixa atividade e por isso maturados. Apesar dos valores iniciais observados para a relação C/N não estarem dentro do intervalo ideal para início do processo de codisposição, constatou-se o bom estágio de maturação do composto produzido.

5.2.8 Ovos viáveis de helminto

Os ovos de helminto são reconhecidamente, os mais resistentes aos processos de desinfecção de resíduos sólidos orgânicos, sendo o processo de compostagem recorrentemente apontado como uma alternativa promissora para destruição e/ou inativação destes.

No tratamento 1, de acordo com os dados mostrados na Tabela 11 (página 90), foi observado apenas a incidência de *Ascaris lumbricoides* e *Fasciola hepática*. A partir da 2ª semana não foram mais encontrados ovos viáveis de helminto nos reatores T1R1 e T1R3 até o final do processo. No tocante ao reator T1R2, observou-se ainda a presença de *A. lumbricoides* no 14º dia do processo, não mais sendo encontrados ovos viáveis de helminto até o término da codisposição.

Nos tratamentos 2 e 3, pode-se constatar mais claramente que a maior parte da destruição e/ou inativação dos ovos de helminto se deu na primeira semana do processo, no período em que as temperaturas nos reatores se mantiveram na faixa termófila (1º ao 6º dia). O que indica que o aumento da temperatura nos reatores proporcionou a inviabilização de parte significativa dos ovos de helminto.

No tratamento 2 pode-se observar, por meio da Tabela 11, as seguintes espécies: *A. lumbricoides*, *E. vermiculares*, *Ancylostoma sp.*

Ainda com relação ao tratamento 2, ao analisar-se o comportamento da destruição e/ou inativação de cada espécie, observou-se que até o 8º dia do processo de codisposição houve a destruição total dos ovos de *E. vermiculares*. *Ancylostoma sp* foi observado a partir da 2ª e 3ª semanas no reator T2R1 e na 1ª e 3ª semanas no reator T2R3. A partir de então, não se observou a ocorrência destes até o fim do processo.

Até o 8º dia, os ovos viáveis recuperados de *A. lumbricoides* caíram significativamente em todos os reatores do tratamento 2, variando, a partir de então, os resultados semanais para esta espécie ao longo dos primeiros 98 dias do processo, quando não foram mais encontrados ovos de *A. lumbricoides*.

No tratamento 3, com dados constantes na Tabela 11, foram observadas as seguintes espécies: *A. lumbricoides*, *E. vermiculares*, *F. hepática*, *Ancylostoma sp* e *Clonorchis sinensis*.

Igualmente ao ocorrido no tratamento 2, observou-se que até o oitavo dia do processo de codisposição houve a destruição total dos ovos de *E. vermiculares* e *F. hepática*. Com relação a

Ancylostoma sp., contatou-se sua destruição até o 8º dia no reator T3R2 e até o 15º dia do processo nos reatores T3R1 e T3R3.

Foi observada uma diminuição significativa nos ovos de *Ascaris lumbricoides* viáveis recuperados nos primeiros 8 dias do processo. A partir de então os resultados em praticamente todas as semanas apontaram a incidência de *A. lumbricoides* em todos os reatores do tratamento 3, variando, hora encontrado-se, hora não ao longo dos primeiros 98 dias do processo, quando não foram mais encontrados ovos de *A. lumbricoides*, já na realização das análises no composto produzido.

De acordo com Haug (1993); Pessoa & Martins (1988) e Pereira Neto (2001), os ovos de *A. lumbricoides* são muito resistentes, inclusive aos processos térmicos de sanitização de resíduos orgânicos. De modo que o curto período de tempo em que ocorreram temperaturas na faixa termófila, não foi suficiente para provocar a destruição e/ou inativação dos ovos de *A. lumbricoides*, sendo, provavelmente, o pH que se manteve por 60 dias com valores acima de 10, citado por Ilhenfeld et al (1999) como eficiente ferramenta para destruição e/ou inativação de ovos de helmintos, o principal responsável pela sanitização absoluta do composto com relação aos ovos de helminto.

Além da destruição e/ou inativação pelo calor e por níveis de pH próximos ao extremo, apontados anteriormente como causas mais prováveis para a destruição e/ou inativação dos microrganismos patogênicos; Haug (1993), menciona que os patógenos são destruídos ou controlados também pelas relações ecológicas existentes na massa de compostagem como, por exemplo, a competição.

Na Tabela 11, são apresentados os dados referentes à evolução da ocorrência dos ovos viáveis de helminto/g MS ao longo do processo de codisposição.

Tabela 11: Dados referentes à evolução da ocorrência dos ovos viáveis de helminto/g MS ao longo do processo de codisposição (continua).

| Reator | Espécie | Dia | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------|------------------------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | | 0 | 7° | 14° | 21° | 28° | 35° | 42° | 49° | 56° | 63° | 70° | 77° | 84° | 91° | 98° | 105° |
| T1R1 | <i>A. lumbricoides</i> | 1,29 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>F. hepática</i> | 1,29 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | Total | 2,58 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| T1R2 | <i>A. lumbricoides</i> | 2,65 | 0,00 | 1,33 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>F. hepática</i> | 1,32 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | Total | 3,97 | 0,00 | 1,33 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| T1R3 | <i>A. lumbricoides</i> | 1,32 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>F. hepática</i> | 1,32 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | Total | 2,64 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| T2R1 | <i>A. lumbricoides</i> | 7,65 | 1,48 | 1,32 | 1,20 | 0,00 | 0,00 | 0,80 | 2,25 | 1,21 | 1,37 | 0,71 | 1,10 | 0,54 | 0,52 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>F. hepática</i> | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>E. vermiculares</i> | 9,21 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>Ancilostoma sp</i> | 0,00 | 1,48 | 1,32 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | Total | 16,86 | 2,96 | 2,64 | 1,20 | 0,00 | 0,00 | 0,80 | 2,25 | 1,21 | 1,37 | 0,71 | 1,10 | 0,54 | 0,52 | 0,00 | 0,00 |
| T2R2 | <i>A. lumbricoides</i> | 4,98 | 1,14 | 1,20 | 1,94 | 1,00 | 0,78 | 0,00 | 0,56 | 0,00 | 0,61 | 0,70 | 1,14 | 0,53 | 0,48 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>F. hepática</i> | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>E. vermiculares</i> | 7,49 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | Total | 12,46 | 1,14 | 1,20 | 1,94 | 1,00 | 0,78 | 0,00 | 0,56 | 0,00 | 0,61 | 0,70 | 1,14 | 0,53 | 0,48 | 0,00 | 0,00 |
| T2R3 | <i>A. lumbricoides</i> | 4,17 | 1,14 | 0,00 | 1,00 | 0,00 | 0,66 | 0,76 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,97 | 0,00 | 0,55 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>F. hepática</i> | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>E. vermiculares</i> | 6,93 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>Ancilostoma sp</i> | 1,38 | 0,00 | 1,21 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | Total | 12,48 | 1,14 | 1,21 | 1,00 | 0,00 | 0,66 | 0,76 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,97 | 0,00 | 0,55 | 0,00 | 0,00 |

Tabela 11: Dados referentes à evolução da ocorrência dos ovos viáveis de helminto/g MS ao longo do processo de codisposição (conclusão).

| | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------|------------------------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| T3R1 | <i>A. lumbricoides</i> | 6,77 | 1,54 | 0,83 | 1,10 | 1,06 | 2,33 | 0,59 | 0,63 | 0,47 | 0,00 | 0,53 | 1,06 | 1,05 | 0,46 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>F. hepática</i> | 1,35 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>E. vermiculares</i> | 13,59 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>Ancilostoma sp</i> | 4,08 | 1,54 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>C. sinensis</i> | 1,35 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| | Total | 27,14 | 3,08 | 0,83 | 1,10 | 1,06 | 2,33 | 0,59 | 0,63 | 0,47 | 0,00 | 0,53 | 1,06 | 1,05 | 0,46 | 0,00 | 0,00 |
| T3R2 | <i>A. lumbricoides</i> | 6,24 | 1,87 | 1,03 | 0,00 | 0,00 | 0,92 | 0,66 | 0,53 | 0,66 | 0,64 | 0,55 | 0,47 | 0,48 | 0,41 | 0,00 | 0,00 |
| | <i>F. hepática</i> | 1,55 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | |
| | <i>E. vermiculares</i> | 12,48 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | |
| | <i>Ancilostoma sp</i> | 3,10 | 0,00 | 0,00 | 1,09 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | |
| | Total | 23,37 | 1,87 | 1,03 | 1,09 | 0,00 | 0,92 | 0,66 | 0,53 | 0,66 | 0,64 | 0,55 | 0,47 | 0,48 | 0,41 | 0,00 | |
| T3R3 | <i>A. lumbricoides</i> | 10,35 | 1,35 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,60 | 0,62 | 0,00 | 0,00 | 0,57 | 1,12 | 0,48 | 0,00 | 0,00 | |
| | <i>F. hepática</i> | 1,28 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | | |
| | <i>E. vermiculares</i> | 12,95 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | | |
| | <i>Ancilostoma sp</i> | 3,89 | 2,70 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | | |
| | Total | 28,47 | 4,05 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,60 | 0,62 | 0,00 | 0,00 | 0,57 | 1,12 | 0,48 | 0,00 | | |

5.3 Análise de Variância dos Dados Experimentais

A análise de variância para os dados, com base nos resultados obtidos para todos os parâmetros monitorados, se limitou a alguns parâmetros que medem a estabilidade - % de redução de STV e a relação C/N, e a qualidade agrônômica do composto produzido, como os percentuais de NPK, considerados macronutrientes indispensáveis às espécies vegetais agricultáveis.

5.3.1 Redução de STV (%)

Muitos autores (Haug 1993; Kiehl 1985) afirmam que os STV são um dos parâmetros mais seguros para análise de estabilização de resíduos orgânicos. De posse dos dados da Tabela 12, constatou-se que houve diferença estatística entre o tratamento 1 e os demais. Não foi verificada diferença estatística entre os tratamentos 2 e 3.

Na Tabela 12, observa-se o percentual de redução dos sólidos totais voláteis nos tratamentos 1, 2 e 3.

Tabela 12: Percentuais médios da redução dos sólidos totais voláteis nos tratamentos 1, 2 e 3.

| Tratamento | % de redução dos STV |
|-------------------|-----------------------------|
| 1 | 31,10 b |
| 2 | 46,41 a |
| 3 | 44,76 a |

As médias seguidas de mesma letra, não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade pelo Teste de Tukey.

Inóculos são comumente utilizados em processos controlados de degradação da matéria orgânica com o intuito muitas vezes de acelerar o processo ou mesmo facilitar a colonização dos resíduos por microrganismos capazes de realizar a degradação.

Provavelmente, a inoculação do lodo de esgoto aos tratamentos 2 e 3 com uma massa microbiológica rica e diversa já estabelecida, produzindo uma aceleração ao processo de

biodegradação da matéria orgânica (SILVA et al., 2004), tenha sido fator decisivo para a ocorrência de diferença estatística entre o tratamento 1 e os demais.

5.3.2 Relação C/N

A relação C/N é mais um dos parâmetros considerados fundamentais, do início ao fim do processo, por ser o fator que melhor caracteriza o equilíbrio dos substratos e o grau de maturação do composto produzido.

Apesar da nítida diferença na redução da carga orgânica na massa de codisposição, quando da análise da redução dos STV entre o tratamento 1 e os demais, observa-se que não houve diferença estatística entre os tratamentos realizados para o fator relação C/N (Tabela 13), ocasionado, muito provavelmente, pela relação inicial se encontrar muito abaixo do intervalo considerado ideal para o processo que é de 25 a 30/1, citado por muito autores (Haug 1993, Pereira Neto 1996, Kiehl 1985).

Na Tabela 13, observa-se a Relação C/N média no composto orgânico produzido a partir dos tratamentos 1, 2 e 3.

Tabela 13: Relação C/N média no composto orgânico produzido a partir dos tratamentos 1, 2 e 3.

| Tratamento | Relação C/N |
|-------------------|--------------------|
| 1 | 11,58 a |
| 2 | 10,93 a |
| 3 | 10,21 a |

As médias seguidas de mesma letra, não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade pelo Teste de Tukey.

5.3.3 Teores de Nitrogênio, Fósforo e Potássio (%)

Com base na Tabela 14, nota-se que não houve diferença estatística entre os tratamentos em relação aos teores de nitrogênio; o mesmo resultado observado para o parâmetro potássio. O nutriente fósforo, ao contrário do que ocorreu com N e K, diferiu entre todos os tratamentos.

Na Tabela 14, observa-se os teores médios de nitrogênio, fósforo e potássio no composto produzido nos tratamentos 1, 2 e 3.

Tabela 14: Teores médios de nitrogênio, fósforo e potássio no composto produzido nos tratamentos 1, 2 e 3.

| Tratamento | Macronutrientes | | |
|------------|-----------------|---------|---------|
| | % de N | % de P | % de K |
| 1 | 2,07 a | 0,55 b | 0,003 a |
| 2 | 1,78 a | 0,60 ab | 0,003 a |
| 3 | 1,66 a | 0,63 a | 0,003 a |

As médias seguidas de mesma letra, não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade pelo Teste de Tukey.

Segundo Sotero et al., (2006) e Teixeira et al., (2002b), a heterogeneidade de resíduos sólidos vegetais pode gerar resultados bastante variados nos percentuais de elementos como N, P e K dos compostos resultantes, de modo que a grande diversidade de materiais que compuseram a fração de RSV no substrato codisposto, foi, provavelmente, fator preponderante para tal resultado.

5.4 Determinação da Qualidade Agronômica do Composto

As propriedades do composto dependem do grau de humificação alcançado durante o processo que, em regra não termina completamente na unidade de compostagem, seguindo-se por vezes, um estágio de maturação no solo (BAETA-HALL, s.d.).

Pereira Neto & Lelis (1999), afirmam que o grau de qualidade do composto orgânico indicará seu uso mais apropriado. Segundo eles, por pior que seja, o produto sempre estará inerte, não produzirá gases nem chorume e propiciará o crescimento de vegetais em áreas contaminadas, solos estéreis, voçorocas e aterros.

A matéria orgânica do composto deve conter quantidades mínimas de componentes fitotóxicos e contaminantes, sendo também livre de patógenos de plantas e de animais (BARREIRA, 2005).

Na Tabela 15 são apresentados os principais parâmetros utilizados para atestar a qualidade agronômica do adubo orgânico.

Tabela 15: Resultados da caracterização físico-química do composto oriundo da codisposição de LES e RSV.

| Parâmetros | Reatores | | | | | | | | | Faixa Ótima* |
|-------------------|----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------------|
| | T1R1 | T1R2 | T1R3 | T2R1 | T2R2 | T2R3 | T3R1 | T3R2 | T3R3 | |
| C/N | 11,35 | 12,99 | 10,42 | 10,72 | 9,94 | 9,97 | 10,82 | 11,35 | 10,61 | 8-12 |
| % de Umid. | 29,07 | 32,88 | 29,63 | 31,33 | 30,80 | 32,17 | 35,01 | 35,12 | 33,51 | 25-35** |
| pH | 10,12 | 10,15 | 10,17 | 10,02 | 10,08 | 9,92 | 10,08 | 10,05 | 10,05 | > 7 |
| N (%) | 2,09 | 1,80 | 2,32 | 1,62 | 1,93 | 1,78 | 1,70 | 1,65 | 1,62 | > 1 |
| P (%) | 0,54 | 0,58 | 0,53 | 0,62 | 0,60 | 0,58 | 0,63 | 0,66 | 0,59 | > 1,5*** |
| K (%) | 0,003 | 0,003 | 0,003 | 0,003 | 0,003 | 0,003 | 0,003 | 0,003 | 0,003 | > 1,5*** |

* segundo Kiehl (1985) e D'almeida & Vilhena (2000), citado por Barreira (2005).

** faixa considerada boa para adubos (ótima: 15-25%; indesejável: >35%)

*** altos teores (médios: 0,5-1,5%; baixo: <0,5%).

5.4.1 Relação C/N

Pode-se constatar que todos os tratamentos resultaram em relações C/N consideradas como boas (12 - 18/1) ou ótimas (8 - 12/1) de acordo com Kiehl (1985).

5.4.2 Teor de Umidade (%)

Os resultados para o teor de umidade nos adubos produzidos nos tratamento 1 e 2, além do T3R3 apresentaram, níveis considerados bons de umidade com base em Kiehl (1985).

Apenas nas repetições 1 e 2 do tratamento 3, foram identificados teores de umidade classificados por Kiehl (1985) como indesejáveis.

5.4.3 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Analisando-se a Tabela 15, pode-se constatar que todos os reatores apresentaram pH em torno de 10, muito embora o tratamento 1 tenha apresentado níveis ligeiramente acima dos encontrados nos tratamentos 2 e 3, os quais variaram de 10,02 a 10,08, com exceção do T2R3 que com 9,92 foi o único a apresentar um nível de pH abaixo do valor 10. Kiehl (1985) afirma que adubos orgânicos com pH acima de 7 são classificados como ótimos para uso como fertilizante.

5.4.3 Teores (%) de Nitrogênio, Fósforo e Potássio

A concentração de NPK é extremamente importante para o valor do composto, representando também uma forma de se avaliar sua qualidade e calcular seu valor de mercado comparando-se aos adubos químicos (KIEHL, 1998).

Com relação ao percentual de nitrogênio presente no composto produzido no tratamento 1, identificou-se teores de 2,09%, 1,80% e 2,32% nas repetições 1, 2 e 3, respectivamente. Nos tratamentos 2 e 3, foram identificados teores que variaram de 1,62% a 1,93%. Kiehl (1985) e D'almeida & Vilhena (2000), citado por Barreira (2005), afirmam que o mínimo aceitável para composto orgânico é 1% com tolerância de 10%.

Quanto ao macronutriente fósforo, observou-se resultados que variaram de 0,54 a 0,58% no tratamento 1; 0,58 a 0,62% no tratamento 2 e 0,59 a 0,66% no tratamento 3. Os resultados obtidos permitem inferir, com base em Kiehl (1985) e D'almeida & Vilhena (2000), que o composto produzido apresenta teores médios (0,5 - 1,5%) de fósforo.

Os resultados observados para o macronutriente potássio apontaram valores insignificantes deste elemento, estando, portanto, muito abaixo do valor considerado como o mínimo aceitável para adubos orgânicos que é de 0,5%.

Rosolem et al., (2003), esclarecem que a translocação de K nas plantas é facilitada pelo fato de mais de 80% dele estar presente nos tecidos vegetais em forma solúvel.

A facilidade de extração de K do tecido vegetal foi descrita por Moraes & Arens (1969), citados por Rosolem et al., (2003), os quais constataram ser o K facilmente lavado das folhas de plantas cultivadas, quando estas são imersas em água destilada, indicando que o escorrimento de chorume nos trinta dias iniciais de codisposição podem ter carregado esse macronutriente do substrato codisposto.

Chagas (2000) acrescenta que, por ser muito solúvel, pouco do potássio contido no esgoto fica retido no lodo. Por isso o teor de potássio do lodo é baixo, podendo chegar a zero como coloca Ferreira (1999).

Mesmo apresentando baixos teores de potássio, 100% deste nutriente é considerado assimilável (CHAGAS, 2000).

6 CONCLUSÕES

- ❖ A codisposição mostrou ser uma alternativa viável para desinfecção e estabilização conjunta de ambos os tipos de resíduos sólidos;
- ❖ A curta duração da fase termófila permitiu a destruição significativa de ovos de helmintos, mas não foi suficiente para a destruição total dos ovos de *Ascaris lumbricoides*, sendo o pH e as relações ecológicas que ocorreram nos sistemas, provavelmente, os maiores responsáveis pela destruição e/ou inativação total dos ovos desta espécie ao longo de todo o processo de codisposição;
- ❖ O elevado teor de umidade foi provavelmente o principal fator limitante ao prolongamento da fase termófila no processo de codisposição;
- ❖ Com base nos parâmetros monitorados, sobretudo relação C/N, STV e pH, observa-se um nível satisfatório de maturação do substrato em questão,
- ❖ O composto produzido a partir da codisposição do LES e RSV apresentou satisfatórias quantidades de N, níveis apenas médios de P e baixíssimos de K, muito embora, sua utilização irrestrita, como fertilizante orgânico, seja plenamente possível, desde que com as devidas correções nutricionais antes da aplicação no solo.

7 RECOMENDAÇÕES

Diante da experiência vivenciada com o presente trabalho e de todas as observações e conclusões dela decorridas, faz-se mister:

- ❖ A realização de novos estudos na área de tratamento combinado de diferentes tipos de resíduos sólidos orgânicos e lodo de esgoto sanitário com vistas à melhor correção de parâmetros importantes para o início do processo como relação C/N e percentual de umidade;
- ❖ Estudos de configurações de reatores são igualmente importantes, para se extrair o máximo de eficiência do processo de codisposição;
- ❖ O desenvolvimento de novas pesquisas em codisposição com percentuais mais elevados (15%, 20%, 30% e 40%) de lodo de esgoto sanitário;
- ❖ O armazenamento da água de excesso dos resíduos usados na codisposição para sua posterior utilização na correção da umidade, se configura em ação bastante prudente e por isso, altamente recomendável.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREOLI, C. V.; SOUZA, M. L. de P.; COMIN, J. J. **Base para o uso agrícola do lodo de esgoto da ETE-Belém.** IN: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (6.: 1994: Florianópolis-SC). Anais... Rio de Janeiro: ABES, p. 389-419, 1994.

ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S.; FERREIRA, A.C. **Efeitos da aplicação de lodo de esgoto sobre as características físico-químicas e disseminação de metias pesados e patógenos em dois tipos de solo.** In: Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Natal/RN: ABES, 2004.

ANDREOLI, C. V.; PINTO, M. A. T. **Introdução.** In: Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final / Cleverton Vitório Andreoli (coordenador). -- Rio de Janeiro : RiMa, ABES, 2001.

ANDREOLI, C. V.; FERREIRA, A. C.; CHERUBINI C.; TELES C. R.; CARNEIRO C.; FERNADES F. **Higienização do Lodo de Esgoto.** In: Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final / Cleverton Vitório Andreoli (coordenador). -- Rio de Janeiro : RiMa, ABES, 2001.

ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. **Avaliação do comportamento vertical de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e ph em leiras de lodo de esgoto caledado.** Disponível em: <http://www.sanepar.com.br/sanepar/sanare/v18/Avcomportvert.htm>. Acesso em 05 de janeiro de 2007.

APHA, American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 20ª edition, Washington D.C., 1998. 953 p.

ARRUDA, I. K. G. **Prevalência de anemia em gestantes de baixa renda: algumas variáveis e sua repercussão no recém-nascido** (Tese de doutorado). Recife, PE: Universidade Federal de Pernambuco, 116p. 1990.

AZEVEDO, J. **Estudo ambiental/econômico do composto orgânico do Sistema de Beneficiamento de Resíduos Sólidos Urbanos da Usina de Irajá,** Município do Rio de Janeiro / Jeferson de Azevedo. - Niterói:[s.n.], 2000. 120 p.

BAETA-HALL, L. **A compostagem como processo de valorização dos resíduos produzidos na extração de azeite em contínuo.** Boletim de Biotecnologia, p. 31-37, s.d.

BARREIRA, L. P. **Avaliação de Usinas de Compostagem no estado de São Paulo em Função da Qualidade do Composto e Processo de Produção.** Tese (Doutorado em Saúde Pública,) Faculdade de Saúde Pública, USP, 204 p. 2005.

BIDONE, F. R. A. **Experiências em valorização de resíduos sólidos.** In: Resíduos Sólidos provenientes de coletas especiais: reciclagem e disposição final / Francisco Ricardo Andrade Bidone (Coodernador). - - Rio de Janeiro: Rima, ABES, 2001.

BRAGA, B. **Introdução á Engenharia Ambiental.** Benedito Braga et al , São Paulo: Perntice Hall, 2002. 305p.

BRANCO, S. M. **Ecologia da Cidade.** São Paulo: Moderna, 2003.

BRANCO, S. M. **Energia e Meio Ambiente.** São Paulo: Polêmica, 1991. 96p.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Organização Pan-Americana da Saúde. Avaliação de impacto na saúde das ações de saneamento: marco conceitual e estratégia metodológica.** Organização Pan-Americana da Saúde. – Brasília: Ministério da Saúde, 116 p.: il, 2004.

BRASIL. **Agenda 21 Brasileira.** 2ªed. Senado Federal, Subsecretaria de Edições Técnicas. Brasília, 2002.

CEMPRE, Compromisso Empresarial para a Reciclagem, Cadernos de Reciclagem Nº 6: **Compostagem: A outra metade da reciclagem.**Gráfica Macroven. São Paulo, 31 p., 1997.

CEPAL, Comissão Econômica para América Latina e o Caribe. **Los servicios de agua potable y saneamiento en el umbral del siglo XXI.** Santiago de Chile, Naciones Unidas, julio de 2004.

CEZÁRIO SILVA, S. M.; FERNANDES, F.; SOCCOL, V. T.; MORITA, D. M. **Principais contaminantes do lodo.** In: VON SPERLING, M.; ANDREOLI, C V.; FERNANDES, F. (ed.) Lodos de esgoto: tratamento e disposição final. Belo horizonte: DESA-UFGM, 2001. p.69-121. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 6)

CHAGAS, W. F. **Estudo de patógenos e metais em lodo digerido bruto e higienizado para fins agrícolas, das estações de tratamento de esgotos da ilha do governador e da Penha no estado do Rio de Janeiro.** [Mestrado] Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública; 2000. 89 p.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais, 246 p. 1997.

CHERNICHARO, C. A. de L.; BORGES, E. S. M.; PAULA, F. S. de; LOBATO, L. C da. S. GODINHO, V M. **Higienização térmica do lodo anaeróbio de descarte: uma possibilidade de aplicação auto-sustentável do biogás gerado em reatores UASB**. In: Anais do SIMPÓSIO LATINO-AMERICANO SOBRE BIODISSÓLIDOS, 2003, São Paulo. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

COELHO, W. M., CARVALHO, E. H de., ARAÚJO, J. L de. B. **Avaliação de metodologias para detecção de ovos de helmintos no lodo e determinação do percentual de recuperação**. In: Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande/ABES, 2005.

COSTA-CRUZ, J. M. *Strongyloides stercoralis*. In: NEVES, D. P.; MELO, A. L.; GENARO, O.; LINARDI, P. M. (Orgs.). **Parasitologia Humana**. 10. Ed. São Paulo: Atheneu, 524pp. 2005.

D'ALMEIDA, M. L. O. VILHENA, A. (Coord.) **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. 2ª Ed. São Paulo. IPT/CEMPRE, 2000.

DANTAS FILHO, F. F. **Tratamento Biológico Conjugado de Lixiviado e Esgoto Doméstico em Reator UASB. Dissertação** (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) UFPB/UEPB/PRODEMA, Campina Grande, 2003. 78p.

DAVID, C. A. **Secagem térmica de biossólidos na região metropolitana de São Paulo**. In: Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa/ ABES, 2002.

FERREIRA, A. C.; ANDREOLI, C.V. & LARA, A.I. **Riscos associados ao uso do lodo de esgoto**. In: Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura. Rio de Janeiro: Programa de Pesquisa em Saneamento Básico.- PROSAB. Cap. 3, 1999.

FERREIRA, A. C.; ANDREOLI, C.V. & LARA, A.I. **Produção e características do biossólido**. In: Uso e Manejo do Lodo de Esgoto na Agricultura. - Rio de Janeiro; PROSAB, Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, 1999b.

FIALHO, L. L., SILVA, W. T. L da., MILORI, D. M. B. P., SIMÕES, M. L., NETO, L. M. **Monitoramento Químico e Físico do Processo de Compostagem de Diferentes Resíduos Orgânicos**. Relatório Técnico. São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2005.

FILHO, P. M. **Reciclagem de Matéria Orgânica Através da Vermicompostagem**. In: Francisco R. A. (Ed). Metodologia e Técnicas de Minimização, Reciclagem e Reutilização de Resíduos Sólidos Urbanos. ABES, 1999. Rio de Janeiro – RJ, p. 31.

FREITAS, A. A de., KWIATKOWSKI, A., NUNES, S. C., SIMONELLI, S. M., SANGIONE, L. A. **Avaliação parasitológica de alfaces (*Lactuca sativa*) comercializadas em feiras livres e supermercados do município de Campo Mourão, Estado do Paraná**. Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá, v. 26, no. 4, p. 381-384, 2004.

FNS – FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Inquérito Sanitário do Ano: normas e instruções**. Ministério da Saúde, 1993.

GORGATI, C. Q. & LUCAS JÚNIOR, J. **Fração Orgânica do Lixo Urbano como Substrato para Biodigestor**. Energia na Agricultura, V. 14, Nº 3, 1999, p 45-54.

HAUG, R. T. **The practical Handbook of Composting Engineering**. United States of America: Lewis Publishers, 1993.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – **Censo demográfico 2000**.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB**. IBGE: Rio de Janeiro, 2000.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores de Desenvolvimento sustentável, - IDS**. IBGE: Rio de Janeiro, 2004

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. - Rio de Janeiro; PROSAB, Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, 1999. 97 p. il.

JANEBRO, D. I. **Avaliação de Helminhos e Protozoários Patogênicos no Rio Bodocongó-PB e sua Relação com as Condições de Saúde da População**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) UFPB/UEPB/PRODEMA, Campina Grande, 2003. 78p.

JARDIM, N. S. PRANDINI F. L.; MANO, V. G. T.; D'ALMEIDA, M. L. O.; WELLS, C. **Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), e Compromisso Empresarial para Reciclagem (CEMPRE), 1995. 278p.

JIMENEZ, B. **Potenciales y limitaciones del reuso de água y de lodos**. Workshop: "Uso e Reúso de Águas de Qualidade Inferior: Realidades e Perspectivas", Campina Grande, 2005.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSÔA, Constantino Arruda, **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 3ª edição, Rio de Janeiro: ABES, 1995.

KIEHL. E. J. **Fertilizantes Orgânicos**: São Paulo: CERES, 1985.492p.

KIEHL. E. J. **Manual de Compostagem: Maturação e qualidade do composto**. Piracicaba/SP: Ed.Agronômica Ceres, 1998.

LEITE, V. D.; SOUZA, J. T.; PRASAD, S. **Perfil Quali/quantitativo dos Resíduos Sólidos Urbanos na Estado da Paraíba**. VI Seminário Nacional de Resíduos Sólidos. Gramado/RS, 2002.

LIMA, A.F. **Problemas de Engenharia Sanitária**. 2ª Edição, Editora Universitária da UFPE, Recife, 1996.

LIMA, L. M. **LIXO – Tratamento e Biorremediação**. 3ª edição. Editora Hemus, São Paulo, 265 p., 1995.

LIMA, S. M. S. **Tratamento e utilização de esgotos domésticos na horticultura familiar**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) UFPB/UEPB/PRODEMA, Campina Grande, 2004, 130p.

LIMA, S. M. S.; HENRIQUE, I. N.; CEBALLOS, B. S. O de.; SOUZA, J. T de.; Araújo, H. W. C de. **Avaliação bacteriológica e parasitológica de amostras de alface (*Lactuca sativa*) comercializadas na cidade de Campina Grande - PB**. In: 8º Encontro Nacional de Microbiologia Ambiental, 2002, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: UFRJ, ANBio, PETROBRÁS, SBM. 2002.

LOBO, L. **Saneamento Básico: Em Busca da Universalização**/ Luiz Lobo sp. Brasília: Ed. do Autor, 2003, 258p.

LUDWIG, K. M.; FREI F.; FILHO, F. A.; RIBEIRO-PAES, J. T. **Correlação entre condições de saneamento básico e parasitoses intestinais na população de Assis, Estado de São Paulo**. Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical. 32(5): 547-555, set-out, 1999.

LUNA, M. L. D. de. **Tratamento Anaeróbio de Resíduos Sólidos Orgânicos para pequenas comunidades.** Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) UFPB/UEPB/PRODEMA, Campina Grande, 2003, 53p.

MALTA, T. S. **Aplicação de lodos de ETE's na agricultura: Estudo de caso Município de Rio das Ostras – RJ. [Rio de Janeiro].** Dissertação – Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública. 2001, 68p.

MARTINS, G.; BORANGA, J. A.; LATORRE, M do. R. D de.; PEREIRA, H. A dos. S. L. **Impacto do saneamento básico na saúde da população de Itapetinga – SP, de 1980 a 1997. .** In: Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa/ABES, 2001.

MATOS, Z. M. R. **Avaliação da biodegradabilidade do lodo de descartede reatores anaeróbios(uasb) no processo da compostagem.** In: Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa/ABES, 2001.

METCALF, L., EDDY, H. P. **Wastewater engineering: Treatment, disposal and reuse**, 3ª edição, Ed. McGraw-Hill. International Editions. Singapore, 1991,1.334p.

MEYER, K. B.; MILLER, K. D.; KANESHIRO, E. S. **Recovery of ascaris eggs from sludge -** Journal of Parasitology. 64 (2), 1978, p. 380-383.

MOTTA, R. S. **Indicadores Ambientais no Brasil: aspectos ecológicos, de Eficiência e distributivos.** IPEA Rio de Janeiro, 1996, 94 p.

MUNIZ, A. C. S., BRITO, A. L. F de., LEITE, V. D., PRASAD, S. **Eficiência de transformação de carbono total e nutrientes no processo de compostagem de resíduos sólidos orgânicos.** In: Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa/ABES, 2001.

NASCIMENTO FILHO, D. G.; CASTRO, D. A de. **Influência de fossas sépticas na contaminação do manancial subterrâneo por nitratos e os riscos para os que optam pelo auto-abastecimento como alternativa dos sistemas públicos de distribuição de água.** In: Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande/ MS: ABES, 2005.

NAVAL, L. P.; SILVA, A. L. **Modelação Matemática da Qualidade da Água do Reservatório Luís Eduardo Magalhães (To)**. In: Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande/ MS: ABES, 2005.

NEVES, D. P.; MELO, A. L.; GENARO, O.; LINARDI, P. M. (Orgs.). **Parasitologia Humana**. 10. Ed. São Paulo: Atheneu, 524pp. 2005.

NOGUEIRA, S. F. **Balanco de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto/ Sandra Furlam Nogueira**. Piracicaba, 137 p, 2003.

OBENG, L. A.; WRIGHT, F. W. **Co-composting of domestic and human wastes**. Washington: World Bank, Technical Paper, 1987. 100p.

PAULO, P. L. **Sistema de auto-monitoramento de Atividades Poluidoras: uma nova proposta**. In: Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande/ABES, 2005.

PEDROZA J. P.; BELTRÃO, N. E. de M.; VAN HAANDEL, A. C.; GOUVEIA, J. P.G de.; LEITE, J. C. A. **Doses crescentes de biossólidos e seus efeitos na produção e componentes do algodoeiro herbáceo**. Revista. de Biologia e Ciências da Terra. Volume 5 - Número 2 - 2º Semestre, 2005.

PEREIRA NETO, J. T., LELIS, M. de P. N. **A contaminação biológica na compostagem**. In: Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João pessoa/ ABES, 2001.

PEREIRA NETO, J.T. **Manual de compostagem: processo de baixo custo**. Belo Horizonte : UFV, 1996.

PEREIRA, D. S. P. **Saneamento Básico: Situação Atual na América Latina – Enfoque Brasil**. III Congresso Ibérico sobre Gestão e Planejamento da Água. “A Directiva quadro da água: realidade e futuro”. Disponível em: <http://tierra.rediris.es/hidrored/congresos/psevilla/dilma1po.html>. Acesso em 10 de julho de 2006.

PESSOA, S. B.; MARTINS, A. V. **Parasitologia Médica**. 11º ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S.A. 872p. 1988.

POLPRASERT, C. **Organic Waste Recycling**. Thailand: Asian Institute of Technology, 1989. P. 63-103.

PONTING, C. **Uma História Verde do Mundo**. Rio de Janeiro: Civ. Brasileira, 1995.

RAMALHO, D. S. **Degradação ambiental urbana e pobreza: a percepção dos riscos**. *Revista de Ciências Sociais e Econômicas*, Universidade Federal da Paraíba 19:16-30, 1999.

REMÍGIO, A. F. N. **Estudo do processo de tratamento aeróbio conjugado de resíduos sólidos orgânicos**. Dissertação (Mestrado em Eng. Civil – UFPB/CCT/DEC) Campina Grande: UFPB, 2001.

ROCHA, C., SANT'ANNA, F. S. P. **Regulamentação para despejos de caminhão limpa-fossa na ETE-Javivatuba, Joinville, SC**. In: Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João pessoa/ ABES, 2005.

RODRIGUES, A. L. M., ANGHINONI, M. C. M., GIANELLO, C., TEDESCO, M. J. **Critérios para disposição de resíduos sólidos de curtume no solo**. In: CONGRESSO DA UNIÃO INTERNACIONAL DOS QUÍMICOS DA INDÚSTRIA DO COURO, 22, 1993. Anais: Porto Alegre, Associação das Indústrias de Curtume do Rio Grande do Sul: 1993. 2 v, v.2, p. 451-455.

RODRIGUES, Z. R. C.; AQUINO, R. F. **Cidades férteis e pessoas saudáveis (Sistemas de privadas de compostagem e agricultura urbana)**. In: Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande/ABES, 2005.

ROSOLEM, C. A.; CALONEGO, J. C.; FOLONI, J. S. S.. **Lixiviação de potássio da palha de espécies de cobertura de solo de acordo com a quantidade de chuva aplicada**. *Rev. Bras. Ciênc. Solo.*, Viçosa, v. 27, n. 2, 2003.

SANTOS, M. J. **Água e qualidade de vida em cinco comunidades rurais do Semi-Árido de Sergipe**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) UFS/PRODEMA, Aracaju, 1999. 188p.

SANTOS, A. D dos. **Estudo das possibilidades de reciclagem dos resíduos de tratamento de esgoto da Região Metropolitana de São Paulo**/ Ailton Dias dos Santos. São Paulo. 265 p. 2003.

SANTOS, R. H. S.; SILVA, F da.; CASALI, V. W D.; CONDE A. R. **Efeito residual da adubação com composto orgânico sobre o crescimento e produção de alface.** Pesq. agropec. bras., Brasília, v. 36, n. 11, p. 1395-1398, nov. 2001.

SEDIYAMA, M. A. N.; GRACIA, N. C. P.; VIDIGAL, S. M.; MATOS, A. T de. **Nutrientes em compostos orgânicos de resíduos vegetais e dejetos de suínos.** Sci. agric., Piracicaba, v. 57, n. 1, 2000.

SILVA, M. T. N., PONTES, A.; ARAGÃO, P.; ANDRADE, J.; TAVARES-NETO, J. **Prevalência de Parasitas Intestinais em Crianças, com Baixos Indicadores Sócio-Econômicos, de Campina Grande (Paraíba).** Revista Baiana de Saúde Pública. V. 29 n. 1, p. 121-125. 2005.

SILVA, W. T. L da; NOVAES, A. P de., MARTIN-NETO, L. et al. **Método de aproveitamento biossólido proveniente de lodo de esgoto residencial através de processo de compostagem seguido de biodigestão anaeróbia.** Relatório Técnico. São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2004.

SISSINO, C. L. S. **Resíduos Sólidos, Ambiente e Saúde: uma visão multidisciplinar.** Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2000. 142p.

SOARES, S. R. A., BERNARDES R. S., NETTO O. M. C. **Relações entre saneamento, saúde pública e meio ambiente: elementos para formulação de um modelo de planejamento em saneamento.** Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro, 18 (6): 1713-1724, nov-dez, 2002.

SOARES, H M.; SWITZENBAUM, M. S. **Avaliação de métodos para medir o grau de estabilidade de produtos da compostagem.** Centro de Desenvolvimento Biotecnológico, Joinville, SC. Department of Civil and Environmental Engineering, University of Massachusetts at Amherst, Amherst, MA, USA. (s.d.).

SOTERO, J. P.; ROCHA, C. R. C.; TEIXEIRA, C. M. P.; DIAS, A. M. T de. S.; ABREU, M de. F. **Análise dos Níveis de Nitrogênio (N), Fósforo (P) e Potássio (K) na Compostagem de Resíduos Sólidos Orgânicos.** Resumos do I Congresso Brasileiro de Agroecologia, Rev. Bras. De Agroecologia/ nov. 2006.

SOUZA, F. C de. **Avaliação da Eficiência da Compostagem Mesofílica e Termofílica.** Dissertação (Mestrado em Eng. Civil – UFPB/CCT/DEC) Campina Grande: UFPB, 2002.

TEIXEIRA PINTO, M. A. **Higienização de lodos.** In: VON SPERLING, M.; ANDREOLI, C V.; FERNANDES, F. (ed.) Lodos de esgoto: tratamento e disposição final. Belo horizonte: DESA-UFMG, 2001. p.69-121. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 6).

TEIXEIRA, L.B.,GERMANO, V. L. C.; OLIVEIRA, L. F de. **Processo de Compostagem a Partir de Lixo Orgânico Urbano e Carvão de Açai.** Relatório Técnico. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2002.

TEIXEIRA, L., B.; OLIVEIRA L. F de., FURLAN JÚNIOR, J., CHENG, S., S. **Comparação de Composto Orgânico de Barcarena com Adubos Orgânicos Tradicionais Quanto às Propriedades Químicas.** Relatório Técnico. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2002b.

TSUYUOKA, R., BAILEY, J. W., GUIMARAES, A. M. D. N. **Anemia e parasitoses intestinais em escolares de primeiro grau em Aracaju, Sergipe, Brasil.** *Cad. Saúde Pública*, abr./jun, vol.15, no.2, p.413-421. 1999.

UNESCO, **Água: uma responsabilidade compartilhada.** Disponível em: <http://www.pnud.org.br/saneamento/reportagens/index.php?id01=1862&lay=san>. Acesso em 10 de julho de 2006.

USEPA, United States Environmental Protection Agency: **Biosolids Generation, Use and Disposal in the United States.** EPA 530-R-99-099, September 1999.

VAN KAICK, T. S. **Estação de Tratamento de Esgoto por meio de zona de raízes: Uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná.** CEFET-Paraná, Curitiba, 116 p. 2002.

WHO, World Health Organization. **Health Guidelines for the use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture.** Report of a WHO Scientific Group. Geneva. (WHO, Technical Report Series n. 778), 1989.