



Rede Nordeste de Biotecnologia – RENORBIO
Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia

Desenvolvimento de bioprocesso para produção de
composto orgânico a partir da degradação acelerada de
resíduos de poda de árvores

Mauro Regis Vieira

Salvador – Bahia
2013

MAURO REGIS VIEIRA

DESENVOLVIMENTO DE BIOPROCESSO PARA PRODUÇÃO DE
COMPOSTO ORGÂNICO A PARTIR DA DEGRADAÇÃO ACELERADA
DE RESÍDUOS DE PODA DE ÁRVORES

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia da Rede Nordeste de Biotecnologia (RENORBIO), área de concentração em Biotecnologia Industrial, como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutor.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Fernando Almeida

SALVADOR - BAHIA
2013

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Estadual do Ceará
Biblioteca Central Prof. Antônio Martins Filho
Bibliotecária Responsável – Leila Sátiro – CRB-3 / 544

V657d Vieira, Mauro Regis.
Desenvolvimento de bioprocessos para produção de composto orgânico a partir da degradação acelerada de resíduos de poda de árvores / Mauro Regis Vieira. — 2013.
CD-ROM : 171 f.il. (algumas color.) ; 4 ¾ pol.

“CD-ROM contendo o arquivo no formato PDF do trabalho acadêmico, acondicionado em caixa de DVD Slim (19 x 14 cm x 7 mm)”.

Tese (doutorado) – Universidade Federal da Bahia, Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia, Salvador, 2013.
Área de Concentração: Biotecnologia Industrial.
Orientação: Prof. Dr. Paulo Fernando Almeida.

1. Resíduos sólidos orgânicos. 2. Biodegradação acelerada.
3. Compostagem biotecnológica. I. Título.

CDD: 620.8

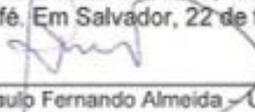
Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia

Universidade Estadual do Ceará
Av. Paranjana, 1700, Campus do Itaperi
60700-000, Fortaleza-CE - Telefone: (85) 3101.9645 - E-mail: renorbio@uece.br

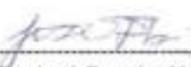
ATA – DEFESA DE TESE

Ata de Defesa de Tese de Doutorado do aluno **MAURO RÉGIS VIEIRA**. Aos vinte e dois dias do mês de fevereiro do ano de dois mil e treze, às 09 horas no Auditório Ophélia Gaudenzi no 3º andar do Instituto de Ciências da Saúde (ICS/UFBA) se reúne em sessão pública, a Banca Examinadora de Defesa de Tese composta pelos Professores: Prof. Dr. **Paulo Fernando Almeida**, da **Universidade Federal da Bahia**, como Presidente, Prof. Dr. **José Ferreira Nunes**, Universidade Estadual do Ceará, Prof. Dr. **José Osvaldo Beserra Carioca**, Universidade Federal do Ceará, Prof. Dr. **José Carlos de Andrade Moura**, Universidade Federal da Bahia, Prof. Dr. **Roberto José Meyer Nascimento**, Universidade Federal da Bahia, Prof. Dr. **Fábio Alexandre Chinaglia**, Universidade Federal da Bahia, perante o qual o Doutorando **Mauro Régis Vieira**, aluno regularmente matriculado no Curso de Doutorado em Biotecnologia da Rede Nordeste de Biotecnologia – RENORBIO, Ponto Focal Bahia, defendeu, para preenchimento do requisito de doutor, sua Tese intitulada “DESENVOLVIMENTO DE BIOPROCESSO PARA PRODUÇÃO DE COMPOSTO ORGÂNICO A PARTIR DA DEGRADAÇÃO ACELERADA DE RESÍDUOS DE PODA DE ÁRVORES”. A defesa da referida tese ocorreu, das 09:00 horas às 11:00 horas, tendo o Doutorando sido submetido à sabatina, dispondo cada membro da Banca do tempo para tal. Finalmente, a Banca reuniu-se em separado e concluiu por considerar o Doutorando APROVADO por sua tese e sua defesa terem, por unanimidade, recebido o conceito APROVADO COM LOUVOR.

Eu, Paulo Fernando Almeida, que presidi a Banca de Tese, assino a presente Ata, juntamente com os demais membros e dou fé. Em Salvador, 22 de fevereiro de 2013.



Prof. Dr. Paulo Fernando Almeida – UFBA
(Orientador)



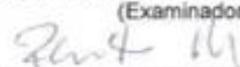
Prof. Dr. José Ferreira Nunes – UECE
(Examinador)



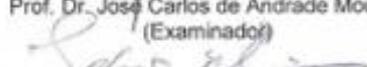
Prof. Dr. José Osvaldo Beserra Carioca – UFC
(Examinador)



Prof. Dr. José Carlos de Andrade Moura – UFBA
(Examinador)



Prof. Dr. Roberto José Meyer Nascimento – UFBA
(Examinador)



Prof. Dr. Fábio Alexandre Chinaglia – UFBA
(Examinador)

Os céus são os céus de YAOHUH UL, mas a terra deu-a Ele aos filhos dos homens. Portanto, que o homem tenha domínio sobre toda a criação do Eterno, exercendo-o com sabedoria e reverência ao Criador, o qual nos criou a Sua imagem e semelhança.

(Salmo 115:16; VIEIRA, 2013)

Ao Eterno por suas maravilhas, por minha vida e minha salvação. Aos meus pais, José Aldenizio Vieira e Iseuda Bezerra Vieira, meus irmãos Ricardo, Jeane, Raniere, Érika e Eduardo e, especialmente, aos meus filhos Emanuel, Giovanna e Gabriel e minha esposa Ponciana Lopes de Carvalho Vieira.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Ao longo de quatro anos de muito estudo e trabalho e após produzir mais de 1.000 toneladas de composto orgânico e realizar mais de 2000 análises em diversos laboratórios, glorifico a YAOHUSHUA (Cristo) por suas muitas misericórdias para comigo e por me conceder a vitória. Elevo a Ti, ó Eterno e Todo-Poderoso Deus, a minha gratidão, porque de Ti, e por Ti, e para Ti são todas as coisas. Ao Altíssimo, pois, a glória eternamente. Amém!

Aos meus pais, José Aldenizio Vieira e Iseuda Bezerra Vieira, pelo amor incondicional e apoio oportuno, e meus irmãos, Ricardo, Jeane, Raniere, Érika e Eduardo pelos momentos alegres proporcionados, meu abraço fraternal. Amo vocês!

Ao amigo e sogro José Gerardo de Carvalho e minha sogra Terezinha Lopes de Carvalho por tudo que têm feito por mim e minha família.

Aos meus amigos e cunhados Marciano, Tecla, Hilda, Benedita, Sálvia, Vicente, Marta e Assis pela amizade tão sincera e pelo carinho. Vocês são como irmãos para mim!

Às Universidades Estadual do Ceará (UECE) e Federal da Bahia (UFBA), através da Rede Nordeste de Biotecnologia (RENORBIO), pela oportunidade de realização do curso de Doutorado.

À Companhia Energética do Ceará (Coelce) por financiar parte do meu trabalho de tese para obtenção do título de doutor.

A todos os professores que contribuíram com meu aprendizado no decorrer da minha vida acadêmica, especialmente aos Professores José Ferreira Nunes e Paulo Fernando Almeida, pela deferência, paciência, compreensão, amizade e apoio em todos os momentos de meu doutorado.

A todos os colegas que conquistei durante minha caminhada neste árduo desafio que é ser doutor, na pessoa do Paulo Wanderson Rodrigues Viana, meu forte abraço!

Aos amigos e irmãos, Rannieri Rios Veloso, Raimundo Reginaldo Girão, Elibernon Alves da Silva, Francisco Leite Teixeira, Roberto Cláudio Fernandes Franco Pompeu e Moacir Andrade Rabelo Filho, pela consideração e carinho. Meu abraço fraterno!

Especialmente a minha amada esposa Ponciana Lopes de Carvalho Vieira por estar presente de forma incondicional em todos os momentos deste trabalho e de minha vida. Amo muito você minha Lindona!

A todos que direta ou indiretamente colaboraram com este trabalho.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Fluxograma das rotas de destinação dos resíduos de poda de árvores.....	35
Figura 2.	Fases da digestão anaeróbica.....	46
Figura 3.	Composição da leira de compostagem tradicional usando esterco de animal fresco e diferentes tipos de resíduos orgânicos.....	52
Figura 4.	Representação geral do processo de compostagem.....	53
Figura 5.	Vista lateral da fábrica de composto orgânico localizada Universidade Estadual do Ceará (UECE), <i>Campus</i> do Itaperi, Fortaleza – CE, 2007.....	97
Figura 6.	Resíduo de poda de árvores provenientes da zona urbana de Fortaleza.....	98
Figura 7.	Material orgânico triturado com ajuste de granulometria e de teor de umidade em célula de acumulação.....	99
Figura 8.	Vista da fachada da fábrica de composto orgânico localizada Universidade Estadual do Ceará (UECE), <i>Campus</i> do Itaperi, Fortaleza – CE, 2008.....	100
Figura 9.	Resíduo de poda de árvores provenientes da zona urbana de Fortaleza.....	101
Figura 10.	Médias das concentrações de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) encontradas no composto orgânico em relação aos valores estipulados pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA).....	104
Figura 11.	Valores médios de pH, carbono orgânico (CO), relação carbono/nitrogênio (C/N) e teor de umidade (U) encontradas no composto orgânico em relação aos valores estipulados pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA).....	107

Figura 12. Resíduo de poda de árvores provenientes da zona urbana de Fortaleza.....	115
Figura 13. Resíduo de poda de árvores resultante das atividades de prevenção e manutenção da malha de distribuição de energia elétrica, sob a responsabilidade da Companhia Energética do Ceará (Coelce).....	116
Figura 14. Poda de árvores triturada e homogeneizada durante a trituração	117
Figura 15. Material triturado em célula de acumulação para determinação e correção de umidade.....	117
Figura 16. Esquema básico do método de produção de composto orgânico biotecnológico.....	118
Figura 17. Composto orgânico enriquecido com fontes de nitrogênio sintético.....	119
Figura 18. Incremento nos teores de nitrogênio fixado no composto orgânico produzido a partir de poda de árvores através de processo biotecnológico em função do acréscimo de nitrogênio sintético aplicado.....	120
Figura 19. Incremento nos teores de fósforo solubilizado no composto orgânico produzido a partir de poda de árvores através de processo biotecnológico em função do acréscimo de nitrogênio sintético aplicado.....	122
Figura 20. Incremento nos teores de potássio solubilizado no composto orgânico produzido a partir de poda de árvores através de processo biotecnológico em função do acréscimo de nitrogênio sintético aplicado.....	123
Figura 21. Redução nos percentual de carbono orgânico no composto orgânico produzido a partir de poda de árvores através de processo biotecnológico em função do acréscimo de nitrogênio sintético aplicado.....	124

Figura 22. Redução nos teores de ferro, cobre, zinco e manganês em composto orgânico produzido a partir de poda de árvores através de processo biotecnológico em função do acréscimo de nitrogênio sintético aplicado.....	126
Figura 23. Curvas de amostras centrifugadas a 8.000rpm e lavadas com 1mL de PBS e respectivos <i>threshold cycle</i>	138
Figura 24. Curvas de amostras centrifugadas a 20.000rpm e lavadas com 1mL de PBS e respectivos <i>threshold cycle</i>	139
Figura 25. Curva <i>melt</i> de amostras centrifugadas a 8.000rpm e lavadas com 1mL de PBS.....	140
Figura 26. Curva <i>melt</i> de amostras centrifugadas a 20.000rpm e lavadas com 1mL de PBS.....	140
Figura 27. Incremento nos teores de nitrogênio fixado no composto orgânico produzido a partir de poda de árvores através de processo biotecnológico.....	142
Figura 28. Incremento nos teores de fósforo solubilizado no composto orgânico produzido a partir de poda de árvores através de processo biotecnológico em função do acréscimo de nitrogênio sintético aplicado.....	144
Figura 29. Variação da temperatura e da umidade ao longo do processo produtivo de adubo orgânico biotecnológico.....	146

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Valores médios, na matéria seca, de macronutrientes de amostras de composto orgânico coletadas na fábrica de compostagem biotecnológica, na UECE, Fortaleza, Ceará, no período de maio a novembro de 2007.....	103
Tabela 2.	Valores médios de micronutrientes em amostras de extrato solúvel lixiviado de composto orgânico coletadas na fábrica de compostagem biotecnológica, na UECE, no período de maio a novembro de 2007.....	105
Tabela 3.	Valores médios, na matéria seca, de Carbono Orgânico (C.O.), relação C/N, valor de pH e teor de umidade final do composto orgânico fabricado no período de maio a novembro de 2007, na UECE, Fortaleza, Ceará.....	106
Tabela 4.	Glossário com significados de termos contidos no estudo de caso, Fortaleza, Ceará, 2011.....	153
Tabela 5.	Vida útil dos bens de capital utilizados no processo produtivo de composto orgânico biotecnológico, Fortaleza, Ceará, 2011.....	154
Tabela 6.	Custo anual para a produção de composto orgânico biotecnológico/Ano 1.....	155
Tabela 7.	Produção diária, semanal e mensal de composto orgânico biotecnológico e valor final de venda do produto com respectivas receitas bruta anual, receita líquida anual e receita líquida mensal, Fortaleza, Ceará, 2011.....	156
Tabela 8.	Custo anual para a produção de composto orgânico biotecnológico/Ano 2.....	158
Tabela 9.	Produção diária, semanal e mensal de composto orgânico biotecnológico e valor final de venda do produto com respectivas receitas bruta anual, receita líquida anual e receita líquida mensal, Fortaleza, Ceará, 2011.....	159

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1.	Busca por patentes relacionadas à produção de composto orgânico biotecnológico a partir de resíduos de poda de árvores – Espacenet/2013.....	163
Anexo 2.	Busca por patentes relacionadas à produção de composto orgânico biotecnológico a partir de resíduos de poda de árvores – USPTO/2013.....	164
Anexo 3.	Resultado da busca do depósito de patente de produção de composto orgânico biotecnológico a partir de resíduos de poda de árvores, NIT/UFBA/2013.....	165
Anexo 4.	Instrução normativa SDA Nº 25, de 23 de julho de 2009. Quadro 1 – Especificações dos fertilizantes orgânicos simples.....	166
Anexo 5.	Instrução normativa SDA Nº 25, de 23 de julho de 2009. Quadro 2 – Especificações dos fertilizantes orgânicos mistos e compostos.....	167
Anexo 6.	Depósito de Patente ou de Certificado de Adição.....	168
Anexo 7.	Página 1 do Pedido de Depósito de Patente junto ao Instituto Nacional de Propriedade Industrial (INPI), Salvador, Bahia, 2012.....	169
Anexo 8.	Página 2 do Pedido de Depósito de Patente junto ao Instituto Nacional de Propriedade Industrial (INPI), Salvador, Bahia, 2012.....	170
Anexo 9.	Página 3 do Pedido de Depósito de Patente junto ao Instituto Nacional de Propriedade Industrial (INPI), Salvador, Bahia, 2012.....	171

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ADP – Adenosina difosfato

AFNOR – Association Française de Normalisation

ARFOR – Agência Reguladora de Fortaleza

ATP – Adenosina trifosfato

B – Boro

B/C – Benefício/Custo

BNDES – Banco Nacional do Desenvolvimento Econômico e Social

Ca – Cálcio

CCME – Canadian Council of Ministers of the Environment

CFIA – Canadian Food Inspection Agency

CH₄ – Gás metano

C/N – Relação carbono/nitrogênio

C.O. – Carbono orgânico

CO₂ – Dióxido de carbono

Cu – Cobre

DGGE – Eletroforese em Gel com Gradiente Desnaturante

DNA – Ácido Desoxirribonucleico

EPA – Agência de Proteção Ambiental Americana

EUA – Estados Unidos da América

FAO – Food and Agriculture Organization

Fe – Ferro

GEE – Gases de efeito estufa

H⁺ – Íon hidrogênio

HPAs – Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INPI – Instituto Nacional de Propriedade Industrial

IRD – Índice de respiração dinâmica

IRI – Índice de respiração intermitente

K – Potássio

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

Mg – Magnésio

Mn – Manganês

N – Nitrogênio

N₂ – Gás nitrogênio

N₂O – Óxido nitroso

NCBI-Blast – National Center for Biotechnology Information – Basic Local
Alignment Search Tool

NH₃ – Amônia

O₂ – Oxigênio

OMS – Organização Mundial de Saúde

ONU – Organização das Nações Unidas

P – Fósforo

PCR – Reação de Polimerização em Cadeia

pH – Potencial hidrogeniônico

PN – Ponto de Nivelamento

RENORBIO – Rede Nordeste de Biotecnologia

RNA – Ácido Ribonucleico

PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos

PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

RSU – Resíduos sólidos urbanos

S – Enxofre

SAEG – Sistema para Análises Estatísticas

SBAU – Sociedade Brasileira de Arborização Urbana

SDA – Secretaria de Defesa Agropecuária

SO_4^{-2} – Sulfato

SV – Sólidos voláteis

TIR – Taxa Interna de Retorno

UE – União Europeia

UECE – Universidade Estadual do Ceará

UFBA – Universidade Federal da Bahia

UFC – Universidade Federal do Ceará

UFV – Universidade Federal de Viçosa

UN – United Nations

VPL – Valor Presente Líquido

Zn – Zinco

LISTA DE SÍMBOLOS

a.a. – Ao ano

% – Porcentagem

°C – Grau Celsius

cm – Centímetro

g – Grama

h – Hora

kg – Quilograma

L – Litro

mg – Miligrama

mL – Mililitro

μ – Micro

pol – Polegada

rpm – Rotação por minuto

R\$ – Reais

S – Simens

t – Tonelada

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	09
LISTA DE TABELAS	12
LISTA DE ANEXOS	13
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	14
LISTA DE SÍMBOLOS	17
RESUMO	22
ABSTRACT	24
1. INTRODUÇÃO	26
2. REVISÃO DE LITERATURA GERAL	29
2.1. A Importância e os Problemas da Arborização Urbana	29
2.2. O Problema do Lixo Verde	31
2.3. Reciclagem de Resíduos Sólidos Orgânicos	36
2.4. Degradação de Resíduos Orgânicos	40
2.5. Processo de Degradação Biológico Aeróbico	43
2.6. Processo de Degradação Biológico Anaeróbico	45
2.7. Biodegradação Acelerada de Resíduos Orgânicos	47
2.8. Compostagem	50
2.9. Parâmetros envolvidos no processo de compostagem	56
2.9.1. Temperatura	56
2.9.2. Aeração e Consumo de Oxigênio	59
2.9.3. Teor de Umidade	62
2.9.4. Granulometria	64
2.9.5. Relação C/N e pH	66
2.9.6. Micro-organismos e População microbiana	68
2.10. Qualidade Final do Composto Orgânico	71

2.11. Importância da Matéria Orgânica no Solo.....	75
3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	76
4. CAPÍTULO 1 – PRODUÇÃO DE COMPOSTO ORGÂNICO BIOTECNOLÓGICO A PARTIR DE RESÍDUOS DE PODA DAS ÁRVORES.....	94
4.1. Resumo.....	94
4.2. Introdução.....	95
4.3. Material e Métodos.....	97
4.3.1. Caracterização da Área e do Período de Realização do Estudo.....	97
4.3.2. Tratamentos, Delineamento e Condução Experimental.....	98
4.3.3. Coleta de Amostras e Medição de Parâmetros Agronômicos.....	100
4.3.4. Análises Estatísticas.....	102
4.4. Resultados e Discussões.....	102
4.4.1. Macronutrientes.....	103
4.4.2. Micronutrientes.....	105
4.4.3. Teor de Umidade Final, Relação C/N, % de Matéria Orgânica e pH.....	106
4.5. Conclusões.....	109
4.6. Referências Bibliográficas.....	110
5. CAPÍTULO 2 – INCREMENTO NOS NÍVEIS DE NPK E NA PERCENTAGEM DE MATÉRIA ORGÂNICA E REDUÇÃO NOS TEORES DE Fe⁺², Cu⁺², Zn⁺² E Mn⁺² EM COMPOSTO ORGÂNICO PRODUZIDO A PARTIR DE RESÍDUO DE PODA DE ÁRVORES ATRAVÉS DE COMPOSTAGEM BIOTECNOLÓGICA.....	111
5.1. Resumo.....	111
5.2. Introdução.....	112
5.3. Material e Métodos.....	115

5.3.1. Análises Estatísticas.....	119
5.4. Resultados e Discussões.....	120
5.4.1. Níveis de Nitrogênio aplicados x Níveis de Nitrogênio fixados.....	120
5.4.2. Níveis de Fósforo e Potássio.....	122
5.4.3. Percentual de Carbono Orgânico.....	124
5.4.4. Teores de Ferro, Cobre, Zinco e Manganês.....	126
5.5. Conclusões.....	127
5.6. Referências Bibliográficas.....	128
6. CAPÍTULO 3 – DA MICROBIOTA DE COMPOSTO ORGÂNICO PARA DESENVOLVIMENTO DE BIOCATALISADOR ESPECÍFICO DE RESÍDUOS DE PODA DE ÁRVORES.....	129
6.1. Resumo.....	129
6.2. Introdução.....	130
6.2.1. O Problema do Lixo.....	130
6.2.2. Degradação de Resíduos Orgânicos.....	131
6.2.3. Acelerador de Degradação ou Biocatalisador.....	132
6.2.4. Técnicas de PCR e DGGE.....	134
6.2.5. Correlações entre os Parâmetros do Processo Produtivo e a Microbiota do Extrato Fluido.....	135
6.3. Material e Métodos.....	136
6.3.1. Análises Estatísticas.....	137
6.4. Resultados e Discussões.....	138
6.4.1. Extração de DNA.....	138
6.4.2. Resultados de PCR.....	141
6.4.3. Níveis de Nitrogênio.....	142
6.4.4. Níveis de Fósforo.....	144
6.4.5. Temperatura e Umidade.....	146

6.5. Conclusões.....	148
6.6. Referências Bibliográficas.....	149
7. CAPÍTULO 4 – ANÁLISES DE VIABILIDADE ECONÔMICA DO PROCESSO BIOTECNOLÓGICO DE COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS DE PODA DE ÁRVORES.....	151
7.1. Resumo.....	151
7.2. Introdução.....	152
7.3. Material e Métodos.....	153
7.4. Resultados.....	156
7.4.1. Índices de Resultado Econômico – Ano 1.....	156
7.4.2. Índices de Resultado Econômico – Ano 2.....	159
7.5. Considerações Finais.....	161
7.6. Referências Bibliográficas.....	162
8. ANEXOS.....	163

RESUMO

O crescimento da população mundial e da urbanização é resultado dos avanços tecnológicos associados à comodidade e oportunidade de emprego e renda nas capitais. Uma das consequências negativas vinculada ao aumento populacional urbano é a grande quantidade diária de resíduos gerados. Dentre os grandes geradores de volume de passivos ambientais e diminuição da vida útil dos aterros sanitários encontra-se a poda de árvore ou “lixo verde”, prática comum em grandes municípios e empresas do setor de distribuição elétrica. A poda de árvores é coletada diariamente, enviada para os aterros sanitários ou lixões a céu aberto, armazenada temporariamente por período de até 15 dias e depois é queimada. Uma forma simples e eficiente de reciclagem de resíduos orgânicos é a compostagem, a qual pode ser produzida de forma tradicional, através de leiras de resíduos orgânicos levando em torno de 120 dias para a obtenção do composto final ou pode ser acelerada através da aplicação de micro-organismos específicos para cada tipo de resíduo a ser trabalhado levando entre 05 a 20 dias para sua total humificação, a compostagem biotecnológica. A qualidade final do composto orgânico biotecnológico produzido na unidade piloto instalada na Universidade Estadual do Ceará (UECE) no *Campus* do Itaperi, Fortaleza/Ceará, a partir de resíduos de poda de árvores foi comparada com os parâmetros impostos pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). O processo de produção iniciou-se com o recebimento do resíduo de poda das árvores, o qual passou por uma triagem e separação dos ramos viáveis (diâmetro de até ½ polegada) e inviáveis ao processo produtivo. Após o ajuste no teor de umidade foi feita uma correção nutricional da biomassa com minerais à base de cálcio e fósforo. Em seguida foi aplicado o coquetel de micro-organismos e o material foi colocado em células de maturação. Os resultados das análises do composto orgânico apresentaram concentrações de macronutrientes e micronutrientes consideradas satisfatórias, sendo considerado um material de alta qualidade para o uso na agricultura além de apresentar percentagem de matéria orgânica, relação C/N e pH dentro dos limites exigidos pela legislação vigente. Aplicações de nitrogênio sintético melhoraram a qualidade do adubo produzido incrementando seus níveis de N (46,20%), P (72,41%), K (18,82%), reduzindo o

percentual de carbono orgânico (31,65%) e os teores de ferro em 27,60%. Os micronutrientes permaneceram em teores adequados. As técnicas de PCR e correlações de fixação e solubilização de macronutrientes serviram para avaliar a comunidade microbiana no processo de compostagem de poda de árvores. Foi obtido sucesso com a PCR na amplificação do DNA dos micro-organismos indicando a presença de *Eubacteria* e *Archaea*. Valores de temperatura de até 98°C indicaram o desenvolvimento de micro-organismos hiper-termófilos. A patente depositada apresentou um bioprocesso rápido e alternativo para a destinação final dos resíduos de poda de árvores produzindo um composto orgânico de alta qualidade, ambientalmente correto, economicamente rentável e socialmente responsável.

Palavras-chave: Resíduos sólidos orgânicos, biodegradação acelerada, compostagem biotecnológica.

ABSTRACT

The world population growth and urbanization is the result of technological advancements associated with convenience and opportunity of employment and income in the capitals. One of the negative consequences linked to increased urban population is the large amount of waste generated daily. Among the large volume generators of environmental liabilities and decrease the lifespan of landfills is pruning the tree or "green waste", a common practice in large municipalities and companies in the electrical distribution. This type of waste is collected daily and sent to landfills with a purpose, the burning material. A simple and efficient recycling of organic waste is the composting, which can be produced in a traditional manner by means of piles of organic waste taking about 120 days to obtain the final compost or can be accelerated by the application of microorganisms specific to each type of waste to be worked taking between 05 and 20 days to complete the humification, the biotechnology composting. The final quality of the biotechnological organic compound produced in biotechnological pilot plant installed at the Universidade Estadual do Ceará (UECE) in the *Campus* Itaperi, Fortaleza/Ceará/Brazil, from waste tree pruning was compared with the parameters imposed by the Ministry of Agriculture (MAPA). The production process began with the receipt of the residue of tree pruning, which went through a screening and separation of viable and unviable branches to the production process. After adjusting the moisture content was made a mass balance of minerals with low levels. Then the agent was inoculated and the material was placed in the stalls maturation. The analyses results of the organic compound showed macronutrients and micronutrients considered satisfactory, being considered a high quality material for use in agriculture besides presenting percentage organic matter, C/N ratio and pH within the limits required by the legislation. Synthetic nitrogen applications have improved the quality of the compost produced increasing their levels of N (46.20%), P (72.41%), K (18.82%), decreasing the organic carbon (31,65%) and reducing iron levels in 27.60%. The micronutrients remained in appropriate levels. The results of PCR and correlations of the fixation and solubilization of macronutrients served to evaluate the microbial community in composting of tree pruning. The PCR was suitable for DNA amplification of

microorganisms indicating the presence of *Eubacteria* and *Archaea*. Temperature up to 98°C indicated the growth of hyper-thermophile microorganisms. The patent developed through this work has presented a rapid alternative bioprocess for the disposal of waste from pruning tree resulting as a final product an organic compound made of high quality, environmentally friendly, economically profitable and socially responsible.

Keywords: Organic solid waste, accelerated biodegradation, composting biotechnology.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento da população mundial e da urbanização é resultado dos avanços tecnológicos associados à comodidade e oportunidade de emprego e renda nas capitais. A população urbana apresentou aumento significativo no último meio século. Em 1950, cerca de 800 milhões de habitantes viviam em áreas urbanas, o que representava 30% da população mundial. No ano de 2000, no entanto, este número chegou perto de 50%, com mais de 2,0 bilhões de pessoas migrando para os centros urbanos, de acordo com dados publicados pela Divisão de População das Nações Unidas (ONU), (UN, 2010). As projeções para a década de 2030 é de que a população urbana esteja próxima aos 8,3 bilhões de habitantes, ou seja, 60% da população do mundo (ADHIKARI, 2005).

Uma das consequências negativas vinculada ao aumento populacional urbano é a grande quantidade diária de lixo gerado. Este problema vem colocando uma enorme pressão sobre as estratégias atuais de destinação e tratamento de resíduos em nível global. Grandes áreas são destinadas ao recebimento e acomodação desses resíduos, quer sejam despejados de forma concentrada em lixões a céu aberto ou em aterros sanitários com zonas de despejo confinadas, sendo os mesmos bem próximos de áreas povoadas, criando a necessidade de destinação e/ou eliminação segura e eficiente desses resíduos visando à redução máxima de danos ambientais. Na maioria das vezes essas áreas não são fiscalizadas e monitoradas quanto à destinação final dos resíduos acumulados, muitas vezes por décadas, sem nenhum controle ou aproveitamento totalmente viável.

A prevenção e a redução na geração de resíduos baseiam-se na proposta e na prática de hábitos de consumo sustentável, bem como em um conjunto de instrumentos para propiciar o aumento da reciclagem e da reutilização dos resíduos sólidos (aquilo que tem valor econômico e pode ser reciclado ou reaproveitado) e a destinação ambientalmente adequada dos rejeitos (aquilo que não pode ser reciclado ou reutilizado).

Os serviços de manejo dos resíduos sólidos compreendem a coleta, a

limpeza pública bem como a destinação final desses resíduos, e exercem um forte impacto no orçamento das administrações municipais, podendo atingir 20% dos gastos da municipalidade. O “ciclo do lixo” torna-se adequado com o gerenciamento e a destinação correta dos resíduos e é considerado completo com o aproveitamento e a reciclagem dos resíduos, porém este é um desafio constante para os gestores municipais, principalmente devido ao grande volume e diversidade de materiais descartados.

Dentre os grandes geradores de volume de passivos ambientais e diminuição da vida útil dos aterros sanitários encontra-se a poda de árvore ou “lixo verde”, prática comum em grandes municípios e empresas do setor de distribuição elétrica. Esse tipo de resíduo é coletado diariamente e enviado para os aterros sanitários onde ficam em áreas de armazenamento provisório por períodos de até 15 dias para que haja desidratação parcial da biomassa para posterior queima do material.

O aproveitamento racional de resíduos vem ganhando força nas últimas décadas e tem se tornado uma ferramenta estratégica para a destinação final de resíduos orgânicos, bem como para a geração de subprodutos e novos produtos, novos mercados e toda uma cadeia produtiva alicerçada na reciclagem.

Uma forma simples e eficiente de reciclagem de resíduos orgânicos é a compostagem, definida como um processo de degradação biológica na transformação de resíduos orgânicos em substâncias húmicas que ocorre de forma constante no ambiente levando um longo período de tempo para ser realizado. Este processo pode ser controlado pela ação antrópica tendo como resultado a degradação biológica da matéria orgânica, em presença de oxigênio do ar, sob condições controladas, sendo denominada compostagem convencional, a qual requer um período de 90 a 180 dias para completar o processo de humificação do material orgânico. A compostagem, tal como é conhecida hoje, feita em camadas alternadas de palha e esterco, já era praticada pelos chineses há mais de 1000 anos (TOMATI et al., 2002).

O produto final proveniente do processo de compostagem, em geral, consiste em uma matéria orgânica homogênea, de cor escura e estabilizada, preferencialmente isenta de micro-organismos patogênicos e sementes de plantas invasoras. Este composto possui nutrientes minerais tais como: nitrogênio, fósforo,

potássio, cálcio, magnésio e enxofre, que são assimilados em maiores quantidades pelas raízes das plantas, além de ferro, cobre, zinco, manganês, boro e outros, que são absorvidos em menores quantidades (VIEIRA et al., 2007).

A compostagem pode ser produzida de forma tradicional, através de leiras de resíduos orgânicos levando em torno de 120 dias para a obtenção do composto final ou pode ser acelerada através de métodos de controle e manejo das fases que compõem o processo de degradação dos resíduos associado à aplicação de micro-organismos específicos para o resíduo a ser trabalhado levando entre 05 a 20 dias para sua total humificação – compostagem biotecnológica.

Este trabalho teve como objetivos:

1. Criar uma alternativa para a destinação final dos resíduos de poda de árvores a partir do desenvolvimento de bioprocessos de degradação acelerada deste material tendo como produto final um composto orgânico de alta qualidade feito de forma ambientalmente correta, agronomicamente viável, economicamente rentável e socialmente responsável.
2. Gerar um depósito de pedido de patente junto ao Instituto Nacional de Propriedade Industrial (INPI), conforme Anexo 6.

2. REVISÃO DE LITERATURA GERAL

2.1. A Importância e os Problemas da Arborização Urbana

As benesses da arborização urbana são vistas através de suas funções, quer sejam químicas, físicas, paisagística, ecológica e/ou psicológica. Assim, a arborização exerce papel de vital importância para a qualidade de vida, principalmente nos centros urbanos, onde os fatores de poluição se tornam mais atuantes e peculiares. Através de suas múltiplas funções, a árvore urbana atua diretamente sobre o microclima, a qualidade do ar, o nível de ruídos e a paisagem, além de constituir refúgio indispensável à fauna remanescente nas cidades (ALVAREZ, 2004).

Através da redução da incidência direta da energia solar e do aumento da umidade relativa do ar, a arborização pode contribuir para uma redução significativa de temperatura, agindo decisivamente para atenuação das chamadas ilhas de calor, que são áreas de ocorrência das temperaturas mais elevadas durante o dia, especialmente nas zonas de maior poluição do ar (CAVALHEIRO; DEL PICCHIA, 1992).

As árvores colaboram na retenção de poluentes, no consumo do gás carbônico e na produção de oxigênio, contribuindo, assim, com a redução dos índices de poluição e promovendo melhorias na qualidade do ar. Além disto, as cortinas vegetais proporcionam oferta de sombra e são capazes de diminuir significativamente o teor de poeira e obstruir a propagação do som, resultando na redução dos níveis de ruído (CAVALHEIRO; NUCCI, 1998).

A presença de árvores quebra a monotonia da paisagem urbana pelos diferentes aspectos, cores e texturas; servindo de abrigo e alimento aos animais e gerando bem estar psicológico às pessoas (ALVAREZ, 2004).

Por outro lado, segundo Henke-Oliveira (1996), as árvores podem apresentar várias desvantagens e problemas à sociedade, principalmente quando

não há planejamento e acompanhamento das mesmas, tais como:

- Interferir na sinalização de trânsito reduzindo sua visibilidade;
- Prejudicar a iluminação das vias públicas em seu entorno;
- Provocar sérios problemas na distribuição de energia elétrica;
- Causar danos ao patrimônio público-privado, tais como: destruição de calçadas e vias de circulação de trânsito; destruição parcial e/ou total de telhados e cobertas; interferências no sistema de distribuição de água e coleta de esgoto domiciliar;
- Gerar grande quantidade diária de resíduos orgânicos provenientes da poda e do corte de árvores, da limpeza de praças, bosques e parques, da capinação e da varrição de terrenos e áreas públicas, dentre outras atividades.

Dentre todos os problemas citados anteriormente, o que mais demanda recursos anuais com sua manutenção é a geração de resíduos de poda de árvores, conhecido também como “lixo verde”, composto de troncos, galhos e folhas, os quais são depositados ou queimados em aterros sanitários ou em lixões a céu aberto (VIEIRA et al., 2007).

2.2. O Problema do Lixo Verde

Lixo é uma palavra latina (*lix*) que significa cinza, vinculada às cinzas dos fogões. Segundo Ferreira (1999), lixo é “aquilo que se varre da casa, do jardim, da rua e se joga fora; entulho. Tudo o que não presta e se joga fora. Sujidade, sujeira, imundície. Coisa ou coisas inúteis, velhas, sem valor”. Para autores como Jardim e Wells (1995) o lixo é definido como “os restos das atividades humanas, considerados pelos geradores como inúteis, indesejáveis, ou descartáveis”. Já o termo resíduo é utilizado para o que resta de uma determinada atividade e/ou processo, sendo que o mesmo ainda pode ser reutilizado ou reciclado de acordo com um tratamento preestabelecido. Assim, a geração de resíduos é um fator crítico para a sociedade. O gerenciamento do enorme e variado volume de resíduos descartados diariamente é um desafio para os atuais e futuros gestores.

A sociedade moderna vem se deparando com sérios riscos relacionados à poluição ambiental devido a grande geração de resíduos, sendo a produção de resíduos orgânicos, resultante do cotidiano das grandes cidades, um dos principais fatores inerentes ao problema. O acúmulo de quantidades significativas de resíduos sólidos urbanos (RSU) de natureza orgânica pode criar sérios problemas nos mais diversos setores da sociedade exigindo estratégias de ação efetivas e específicas para a disposição final desses resíduos. A destinação do lixo orgânico, bem como sua reciclagem racional, tem se constituído no principal problema dos aterros sanitários, os quais vêm diminuindo seu potencial de armazenamento e sua vida útil (VIEIRA et al., 2008).

Segundo Pereira Neto (1995), os resíduos sólidos coletados e despejados em aterros sanitários ou lixões se caracterizam por apresentar alto teor de matéria orgânica. Já Alves (1996), afirma que uma pessoa adulta produz cerca de 600g de lixo por dia, ou seja, uma cidade de 2,5 milhões de habitantes produz, diariamente, 1.500 toneladas de lixo, sendo o lixo verde no mínimo 12% desse total.

De acordo com levantamento do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), por meio da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) de 2008 (IBGE, 2008), a quantidade de resíduos sólidos urbanos coletados

diariamente no Brasil é de 259 mil toneladas, sendo que 150 mil toneladas, aproximadamente 58% do total, são classificadas como resíduos orgânicos, mas apenas 1635 toneladas de resíduos orgânicos são compostadas, ou seja, aproximadamente 1,09% do total de resíduos orgânicos coletados.

Os passivos gerados por grandes empresas e indústrias, juntamente com os resíduos coletados pelos gestores municipais são depositados, via de regra, em aterros sanitários, dos quais muitos não são fiscalizados e monitorados quanto à destinação final dos resíduos acumulados, muitas vezes por décadas, sem nenhum controle ou aproveitamento totalmente viável (IBGE, 2008).

Métodos tradicionais de destinação de resíduos orgânicos em aterros sanitários ou lixões a céu aberto para posterior incineração ou acomodação em valas tendem a resultar em sérios problemas ambientais e antrópicos, além do alto custo de investimento e manutenção. Os resíduos orgânicos úmidos depositados nesses locais, como é o caso do lixo verde, passam a apresentar altos níveis de patógenos, metais pesados, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e amônia (NH_3) e, portanto, precisam ser descartados de forma diligente (FETZER, 2000).

A destinação inadequada do lixo verde produz gases de efeito estufa (GEE), bem como descargas de poluentes, como, por exemplo, o chorume, que são lixiviados continuamente e podem contaminar os solos, as águas subterrâneas e as superficiais (RASHMUSSEN; KHALIL, 1984). Os metais pesados e altas concentrações de NH_3 encontradas em resíduos orgânicos úmidos, por exemplo, podem se incorporar nos sistemas de água e levar à contaminação e a eutrofização de fontes de água para consumo humano e animal (LESAGE; JACKSON, 1992). Na realidade, em qualquer aterro sanitário, cerca de 45 a 58% dos resíduos orgânicos, numa base de massa seca, é transformado em gás metano (CH_4) (CHRISTENSEN et al, 1994). Os aterros sanitários dos Estados Unidos da América (EUA) e da União Europeia (EU) contribuem com 37 e 30% das emissões globais de CH_4 , respectivamente (EEA, 2003).

A incineração de resíduos, por outro lado, emite poluentes para a atmosfera e deixa resíduo de cinzas que podem ser um problema de eliminação. Embora o desenvolvimento tecnológico recente tenha melhorado o processo, os poluentes emitidos por estes incineradores ainda incluem partículas, metais

pesados, gases ácidos e partículas orgânicas vestigiais, tais como as dioxinas. Os compostos não incinerados totalmente acumulam cinzas e são classificados como resíduos perigosos por muitos países (CAMERON et al., 1997).

Por meio de iniciativas empresariais, o uso do lixo orgânico como matéria-prima geradora de emprego e renda já é uma realidade em países como a França e a Alemanha. No Brasil, a reciclagem de resíduos ainda é considerada baixa em relação ao total de resíduos gerados e coletados, com exceção dos resíduos metálicos e alguns resíduos plásticos que já têm uma cadeia produtiva definida (PEREIRA NETO, 1998).

Dentro da classificação de resíduos estipulados pela Associação Brasileira de Normas Técnica (ABNT) a partir da Norma Brasileira (NBR) Nº 10.004/2004, o lixo verde é um resíduo sólidos orgânicos de média inflamabilidade, não reativo, não corrosivo, não inerte (Classe II A) e de média patogenicidade. Dentre os resíduos sólidos orgânicos coletados, o lixo verde é o que apresenta maior volume, aproximadamente 85% do volume total, e é considerado um dos grandes diminuidores da vida útil dos aterros sanitários (IBGE, 2008). A podação de árvores é uma prática comum em grandes municípios. Essa atividade também faz parte das estratégias de ação para prevenção e manutenção das linhas de distribuição de energia elétrica. Esse tipo de resíduo é coletado diariamente e enviado para os aterros sanitários com um propósito, a queima do material (VIEIRA et al., 2007).

A quantificação da biomassa proveniente da poda de árvores pode ser estimada através dos indicadores dependentes e independentes da demografia, expressos, respectivamente, em termos de superfície de área verde/habitante ou porcentual do solo ocupado pela arborização (OLIVEIRA, 1996). Cavalheiro e Del Picchia (1992) discutiram a existência do índice de 12m² de área verde/habitante considerado ideal, arraigado e difundido no Brasil e atribuído à ONU, OMS ou FAO. Os referidos autores afirmaram que esse índice não é conhecido por essas instituições e supõem que deve se referir somente às categorias de parques de bairro e distritais/setoriais, ou seja, áreas públicas com possibilidades de lazer ao ar livre. A Sociedade Brasileira de Arborização Urbana (SBAU) propôs como índice mínimo para áreas verdes públicas destinadas à recreação o valor de 15 m²/habitante (SBAU, 1996).

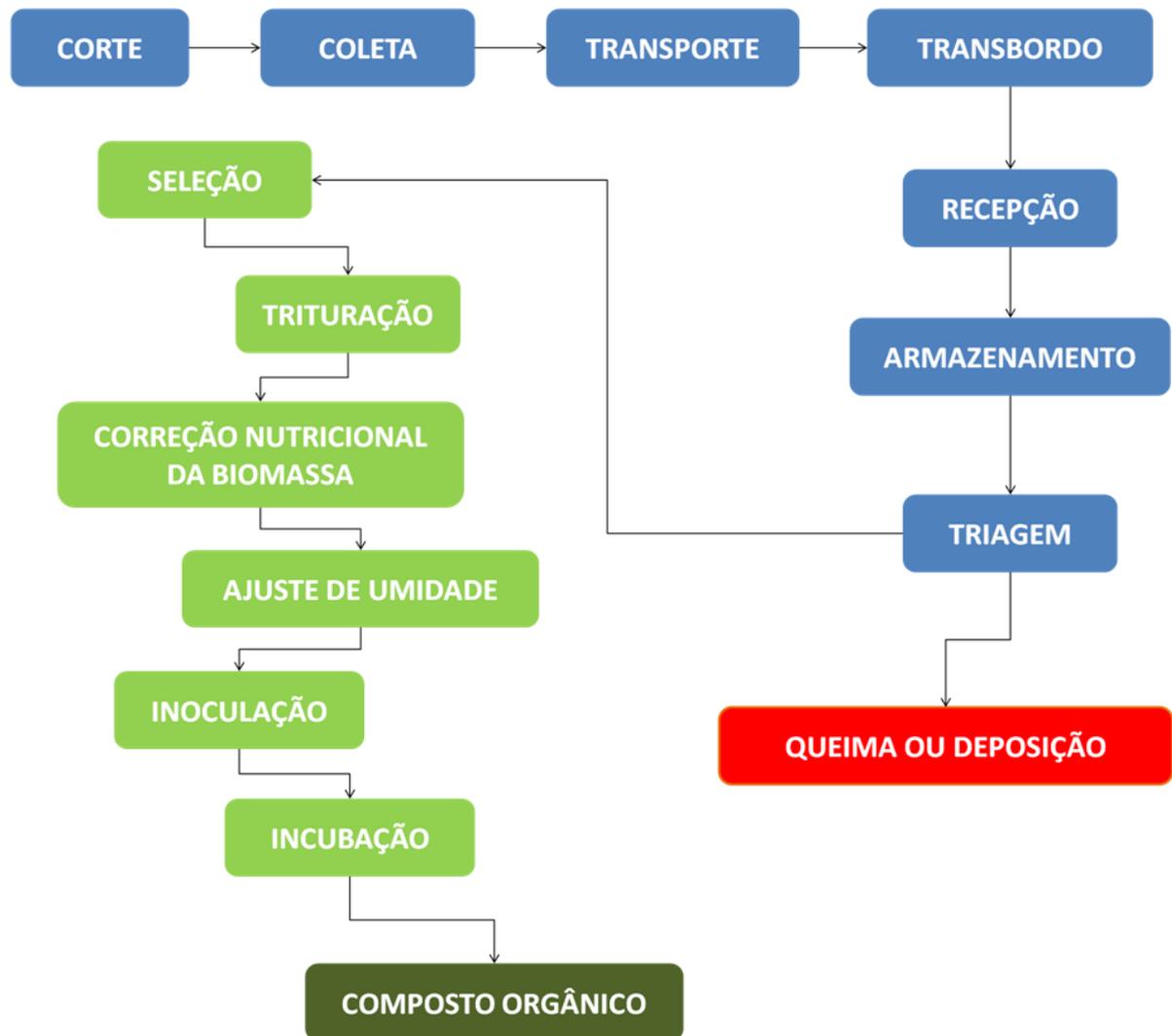
Partindo de dados quantitativos como, por exemplo, a área verde e a

frequência de cortes ao longo do ano em uma região ou município, pode-se inferir qual será a produção de lixo verde e tomar medidas preventivas e/ou corretivas em relação à destinação desses resíduos (SBAU, 1996).

Em estudos de Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Fortaleza, realizados pela empresa Sanetal Engenharia e Consultoria Ltda., constatou-se que a entrada diária de resíduos de poda de árvores no Aterro Sanitário do município de Caucaia, estado do Ceará, chega até a 180 toneladas, sendo cerca de 40 toneladas provenientes da Companhia Energética do Ceará (Coelce) e 140 toneladas da Prefeitura de Fortaleza como resultado da atividade de poda para que haja a desidratação parcial e posterior incineração (SANETAL, 2012).

O fluxograma a seguir mostra o caminho seguido pela poda de árvores desde o seu corte até a destinação final do resíduo em sua destinação final atualmente praticada (rota azul e destinação final vermelha) e a rota alternativa criada a partir do bioprocessamento de compostagem desenvolvida por VIEIRA et al. (2008) (rota verde claro e destinação final verde escuro).

Figura 1. Fluxograma das rotas de destinação dos resíduos de poda de árvores.



Fonte: Autor (2013).

A Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), em seu Capítulo II, artigo 3º, inciso VII cita a destinação final ambientalmente correta a partir de métodos como a compostagem, que evitem danos ou riscos à saúde pública e à segurança e que minimizem os impactos ambientais adversos. A mesma Lei cita, em seu Capítulo VI, no artigo 47, a proibição das seguintes formas de destinação e disposição final de resíduos sólidos (inclusive poda de árvores): Inciso I. Lançamento em corpos hídricos; Inciso II. Lançamento *in natura* a céu aberto; Inciso III. Queima a céu aberto; e, Inciso IV. Outras formas vedadas pelo Poder Público (BRASIL, 2010).

2.3. Reciclagem de Resíduos Sólidos Orgânicos

Os resíduos orgânicos gerados durante determinada atividade, quando depositados de forma desordenada, podem trazer sérios riscos ao homem e ao meio ambiente, tais como: formação de ácidos orgânicos, chorume e gases tóxicos, poluição do solo, do ar e das águas, proliferação de vetores e veiculação de micro-organismos patogênicos. A melhor forma de tratar esses resíduos orgânicos, que compõem até 70% do total dos resíduos sólidos urbanos produzidos é usar a reciclagem agrícola, ou seja, gerar produtos e subprodutos voltados para meio rural (PEREIRA NETO, 1998).

De acordo com levantamento do IBGE, por meio do PNSB de 2008 (IBGE, 2008), a composição do lixo coletado no país está distribuída da seguinte forma: 69% do total de lixo coletado é tido como *Resíduo Orgânico*, 24% é classificado como *Materiais Recicláveis* e 8 % é classificado como *Outros*. O mesmo levantamento afirma que apenas 135 dos 5.507 municípios brasileiros fazem coleta seletiva visando à reciclagem dos materiais coletados, tendo destaque as latas de alumínio, o papel, o plástico, o papelão e o vidro, sem fazer menção alguma ao lixo verde como gerador de produtos, de emprego e de renda.

A reciclagem de resíduos sólidos orgânicos, bem como qualquer outra forma de aproveitamento racional de resíduos, preferencialmente deve ser feita de forma simples e com baixo custo de produção. Via de regra, os resíduos sólidos orgânicos são direcionados para os aterros sanitários para serem incinerados gerando GEE ou serem enterrados, gerando gases e produzindo chorume, sendo o mesmo lixiviado. Porém, a reciclagem agrícola apresenta-se como uma alternativa a ser adotada mundialmente por oferecer como produto final do processo de reciclagem materiais fornecedores de nutrientes, sem geração de poluentes e proliferação de vetores, a partir de métodos simples e de fácil aplicação (RYNK, 1992).

A reciclagem agrícola implica na garantia de fornecimento de insumo de boa qualidade à agricultura, com seleção criteriosa, escolhendo áreas e culturas aptas com a orientação técnica adequada ao produtor rural e realizando o

monitoramento ambiental. A rentabilidade do uso de biossólidos é uma forma de garantir o interesse contínuo dos agricultores e, conseqüentemente, a sustentabilidade do processo (HAUG, 1993).

Certos parâmetros físicos, tais como o teor de umidade, a granulometria, a porosidade do resíduo podem definir o processo e o método a serem utilizados para a reciclagem agrícola do resíduo sólido orgânico (DIAZ et al., 2007) e, conseqüentemente, a forma na qual o mesmo irá interagir e influenciar nos processos físicos, químicos e/ou biológicos. O controle das variáveis que influenciam nas condições físicas favoráveis para a reciclagem do resíduo orgânico promovem melhorias no processo adotado, criando um ambiente propício para as reações químicas e bioquímicas envolvidas para o crescimento e para as atividades microbianas (AGNEW; LEONARD, 1993).

A compostagem, a mais simples forma de reciclagem agrícola, envolve a biodegradação de resíduos orgânicos com redução real de volume, o qual é estabilizado e adequado para uso como um promotor de melhorias do solo (BANEGAS et al., 2007). Através da compostagem, cerca de 20 a 30% dos sólidos voláteis (SV) presentes nos resíduos orgânicos são biologicamente degradados a dióxido de carbono (CO₂) e pequenas concentrações de outros gases, de água e de calor, enquanto que os processos de humificação produzem complexos ligno-húmicos com presença de macronutrientes essenciais às plantas como o nitrogênio (N) e o fósforo (P) nas formas solúveis e assimiláveis pelas raízes (INSAM; BERTOLDI, 2007 e METCALF; EDDY, 2003). Esse produto estável pode ser aplicado para aumentar o teor de matéria orgânica dos solos e contribuir para a reconstrução e manutenção de solos degradados, auxiliando no aumento satisfatório da produção de alimentos e na resistência das culturas às doenças (HAUG, 1993).

Nas últimas três décadas tem-se visto um ressurgimento no interesse em iniciativas de compostagem, tanto na literatura científica como o setor público em geral. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei nº 12.305/10, começou a ser escrita no final da década de 1980 e teve sua atualização e sanção em meados de 2010 com um texto bastante atual que contém instrumentos importantes para permitir o avanço necessário ao país no enfrentamento dos principais problemas ambientais, sociais e econômicos decorrentes do manejo inadequado dos resíduos sólidos orgânicos através da compostagem (BRASIL, 2010).

Dentre os processos de reciclagem de resíduos sólidos orgânicos aceitos pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) encontra-se o de compostagem, o qual se caracteriza pela estabilização total do material em sua fase final de processamento através da ação de micro-organismos, tendo como produto final um fertilizante orgânico (MAPA, 2011).

Conforme a legislação brasileira regulamentada pelo MAPA através da Lei Nº 6.894 de 16 de dezembro de 1980, modificada pela Instrução Normativa Nº 46 de 06 de outubro de 2011 define fertilizante orgânico como um produto de natureza fundamentalmente orgânica, obtido por processo físico, químico, físico-químico ou bioquímico, natural ou controlado, a partir de matérias-primas de origem industrial, urbana ou rural, vegetal ou animal, enriquecido ou não de nutrientes minerais (MAPA, 2011).

A compostagem de resíduos sólidos orgânicos visando à produção de fertilizantes orgânicos é um método sustentável que reduz a presença de organismos patogênicos e compostos tóxicos, como hidrocarbonetos aromáticos, minimizando a produção de GEE e reduzindo os compostos contaminantes que são lixiviados (OLESZCZUK, 2009).

Apesar da facilidade no manejo na cadeia produtiva e do baixo custo de implantação e utilização da compostagem, o processo de degradação biológica que envolve as transformações sofridas pelo material a ser compostado é extremamente complexo e requer longos períodos para obtenção de um produto final satisfatório, sendo essas transformações de natureza bioquímica e promovidas por milhões de micro-organismos que têm no material orgânico *in natura* sua fonte de energia, nutrientes minerais e carbono. Ainda assim, a compostagem apresenta-se como uma alternativa viável e estratégica para o processamento da parte orgânica do lixo urbano (VIEIRA et al., 2007).

Evidentemente, a compostagem como forma de gestão de resíduos não está amplamente difundida e ainda não atingiu seu pleno potencial. Parte de insucesso está em função das dificuldades de implantação de unidades de processamento de resíduos e os custos associados com a grande escala de compostagem para produzir um produto final que tenha sido objeto de biodegradação, estabilização e desinfecção das diversas fontes de materiais orgânicos. Tal esforço exige medidas rigorosas de controle sobre as características

e desempenho do processo e dos métodos de compostagem. Também corroboram para a não adoção da prática a heterogeneidade dos resíduos e a complexidade do ambiente físico em que ocorre a biodegradação, as quais dificultam o controle satisfatório do processo (GUPTA; GARG, 2008).

2.4. Degradação de Resíduos Orgânicos

O reaproveitamento de resíduos sólidos orgânicos implica na transformação física, química e/ou biológica desses resíduos. Cada tipo de resíduo orgânico apresenta características intrínsecas que podem facilitar ou dificultar sua degradabilidade. Os parâmetros físicos de um determinado resíduo orgânico assumem um papel importante na especificidade de condições em que os agentes de degradabilidade, incluindo os micro-organismos, possam atuar de maneira satisfatória a fim de promover a oxidação desse material (HUANG et al. 2010).

Estudos vêm sendo realizados para um melhor entendimento da importância dos fatores determinantes da degradabilidade de resíduos orgânicos, em particular os fatores físicos adotados como parâmetros iniciais dos processos de degradação, a saber, o teor de umidade, relação carbono/nitrogênio (C/N) e a granulometria exercem uma influência significativa sobre a biodegradação de resíduos (RYNK, 1992).

A degradação de resíduos sólidos orgânicos passa por um processo de decomposição, o qual pode ser aeróbico ou anaeróbico sob condições específicas (HUANG et al., 2010). Analisar o conteúdo ou a ausência de oxigênio (O_2) de uma amostra de resíduo em processo de degradação permite uma avaliação precisa do desempenho do catalisador em cada etapa desse processo (AFNOR, 2001).

Chaudhary (2008), comparando o processo aeróbico de compostagem com o processo anaeróbico de digestão de resíduos orgânicos, citou importantes diferenças como, por exemplo, na compostagem o sistema de decomposição de material orgânico ocorre na presença de oxigênio, a partir do consumo de energia líquida, sendo que o produto final é um material humificado de baixa qualidade, com produção de H_2O e CO_2 , necessitando de extensas áreas para a realização do processo. Já com relação ao processo de digestão anaeróbica, o autor citou que o sistema de decomposição biológica do material orgânico ocorre na ausência de oxigênio, com geração de energia líquida durante o processo, sendo que o produto final é um composto de alta qualidade, com produção de CO_2 e CH_4 , necessitando de áreas relativamente pequenas para a realização do processo.

Monitorando a absorção microbiana de O₂ em resíduos orgânicos pré-processados com diferentes teores de umidade, diferentes quantidades de catalisador em relação ao total de resíduo e o tipo de catalisador utilizado pode revelar a maneira pela qual esses parâmetros físicos proeminentes interagem durante a biodegradação de resíduos orgânicos (HAUG, 1993).

Estabelecer critérios para as variáveis físicas, químicas e biológicas podem conduzir a um período satisfatório de maturação do material. O teor de umidade e a relação catalisador/resíduo, quando ajustados, tendem a propiciar um ambiente favorável para uma alta atividade degradativa, fazendo com que haja um aumento da fase ativa de degradação e, conseqüentemente, uma redução no período total do processo (HAUG, 1993; AGNEW; LEONARD, 2003).

Determinar os valores iniciais do potencial hidrogeniônico (pH) e a relação carbono/nitrogênio (C/N) também é de fundamental importância no processo de degradação de resíduos orgânicos. O teor de umidade influencia diretamente no espaço vazio e na porosidade do material e, conseqüentemente, na difusão de O₂ e na compactação da leira de resíduo orgânico (RYNK, 1992; LIANG et al, 2003; AGNEW; LEONARD, 2003).

Os diversos valores sugeridos como ótimos relatados na literatura para o teor de umidade, a quantidade de catalisador e o tipo de catalisador podem ser indicativos dos efeitos de interação entre essas variáveis, dando ênfase à importância da mistura de resíduos como um todo. Um teor de umidade considerado ótimo variando de 50 a 60% foi citado por Tiquia et al. (1996), utilizando resíduo de serragem durante o processo de compostagem. Já Fernandes et al. (1994), consideram o teor de umidade de 80% como ótimo ao tratar resíduo de musgo e turfa, os quais têm uma capacidade de absorção de umidade elevada. Vallini e Pera (1989) consideram o mesmo valor como ideal para resíduos de madeira e de plásticos com alta resistência à compactação. As estimativas de densidade e da mistura de resíduos, determinado pelo caráter do catalisador utilizado, pode, conseqüentemente, estar intimamente envolvido com o teor de umidade.

Barrington et al. (2003), observaram um processo extremamente longo de compostagem ao usar os mesmos valores de umidade ao utilizar palha ao invés de musgo e turfa, inferindo que o resíduo com maior relação C/N tende a colapsar e

bloquear o movimento dos gases gerados no processo sob condições de alta umidade do material.

Definindo a relação da quantidade de biocatalisador em função da quantidade de resíduo igual a 1/5, e utilizando serragem, Liao et al. (1993), realizaram com sucesso a compostagem desse material com um teor de umidade acima de 60%, enquanto a Higgins et al. (1986), obtiveram efeitos positivos semelhantes com a utilização de baixa relação catalisador/resíduo.

O tamanho das partículas influencia de forma direta na porosidade, na resistência à compactação e na massa total, além de determinar a superfície de contato do catalisador e o resíduo orgânico (AGNEW; LEONARD, 2003). Os pesquisadores Raichura e McCartney (2006), trabalhando com serragem de madeira, consideraram como ótimo para um bom desempenho do processo de degradação o tamanho das partículas entre 5,2mm e 25,4mm. Porém, quando o material é finamente processado, o mesmo pode levar ao colapso estrutural e alterar o teor de umidade durante o processo (DAS; KEENER, 1997). Richard et al. (2002), sugerem a possibilidade de mitigar os efeitos do teor de umidade fora de um intervalo ótimo através da manipulação da densidade e tamanho de partículas do substrato.

Dentre todas as observações e suposições de valores e parâmetros, o consenso geral é o de que o processo de degradação envolve transformações extremamente complexas e de natureza física, química e/ou bioquímica, promovidas por diversos agentes (DIAZ; SAVAGE, 2007).

A adoção de métodos de aproveitamento de resíduos orgânicos, tais como a compostagem ainda não é difundida devido, em grande parte, as dificuldades na aquisição e manipulação de materiais específicos de agentes de degradação (biocatalisadores) e também devido ao longo período de repouso do material para se obter um produto final de boa qualidade, podendo variar de semanas até a alguns meses de maturação (GUPTA; GARG, 2008).

2.5. Processo de Degradação Biológica Aeróbica

A compostagem é um processo microbiológico aeróbico ambientalmente correto capaz de reduzir os resíduos sólidos orgânicos com produção de fertilizante orgânico ou condicionantes de solos (GAJDOS, 1992).

A respirometria é uma ferramenta útil para avaliar a atividade microbiana, uma vez que está relacionada com a oxidação e, portanto, a biodegradação dos hidrocarbonetos (ADANI et al., 2001; GEA et al., 2004; IANNOTTI et al., 1994). A respirometria de uma amostra envolve tanto o consumo de O_2 como a produção de CO_2 como subproduto das suas reações metabólicas. A medição do consumo de O_2 , no entanto, é uma melhor estimativa da biodegradação microbiana aeróbica, uma vez que as zonas anóxicas podem produzir CO_2 e dificultar a precisão das análises (GEA et al., 2004; GOMEZ et al., 2006). No início de biodegradação aeróbia, o consumo de O_2 microbiano aumenta exponencialmente e as populações microbianas aumentam até atingir um valor máximo, a partir daí a composição do resíduo torna o meio limitado tendendo a estabilização em valores menores de O_2 no meio de crescimento. Assim, conclui-se que há uma correlação entre o perfil do consumo de O_2 , o qual representa uma medida da atividade microbiana e, conseqüentemente, da biodegradabilidade global da amostra (TREMIER et al., 2005).

A utilização de agentes biológicos aeróbios de degradação, como no caso da compostagem, distingue esse processo de outros métodos de gestão de resíduos, como por exemplo, os métodos tradicionais de destinação final de resíduos: a deposição em aterro ou incineração. Os principais agentes microbianos envolvidos na decomposição da matéria orgânica são as bactérias, os fungos e actinomicetos (GOLUEKE, 1977).

Os agentes microbiológicos de degradação oxidam as ligações covalentes do composto de carbono presentes nos resíduos orgânicos através de uma série de reações que resultam no consumo de O_2 . Como subprodutos do processo degradativo há produção de gases, principalmente de CO_2 , bem como a água, e

energia (sob a forma de calor) e uma matéria orgânica estável, denominada de composto orgânico (KEENER et al., 1993).

A colonização do material orgânico por micro-organismos aeróbicos, durante as últimas fases da compostagem, parece ser responsável pela supressão de patógenos fitopatogênicos (HAUG, 1993).

A caracterização do produto final é um requisito importante no processo de degradação dos resíduos orgânicos, como é o caso da compostagem. Durante a biodegradação, e particularmente para os estádios de maturação posteriores de compostagem, os processos de humificação produzem complexos ligno-húmicos que são estáveis e relativamente ricos em nitrogênio (N), fósforo (P) e outros benéficos no solo. Isto faz com que um composto orgânico seja um excelente condicionador de solos, repondo matéria orgânica rica em nutrientes e melhorando a estrutura e a composição química, físico-química e microbiológica dos solos, tornando esses solos menos susceptíveis a perda de nutrientes por lixiviação quando comparados com solos adubados com fertilizantes inorgânicos (INSAM; BERTOLDI, 2007). Entretanto, a qualidade do produto final e do seu conteúdo de nutrientes, no entanto, depende da natureza dos resíduos utilizados (HAUG, 2003).

2.6. Processo de Degradação Biológica Anaeróbica

O conhecimento científico da digestão anaeróbica é sabido e praticado há bastante tempo. Benjamin Franklin, Presidente dos Estados Unidos da América, em 1764, ateou fogo na superfície de lagos ricos em matéria orgânica durante suas ações em New Jersey. Este experimento foi relatado em uma carta por Joseph Priestly na Inglaterra, sendo publicado em 1790 como experimentos americanos realizados com ar inflamável (TITJEN, 1975).

Somente a partir do século XIX que a digestão anaeróbica foi aplicada no tratamento de águas residuárias e em resíduos sólidos (GIJZEN, 2002). A primeira aplicação da digestão anaeróbica para tratamento de esgoto data de 1860, com o desenvolvimento de uma simples câmara hermética por Mouras, na França (McCARTY, 2001).

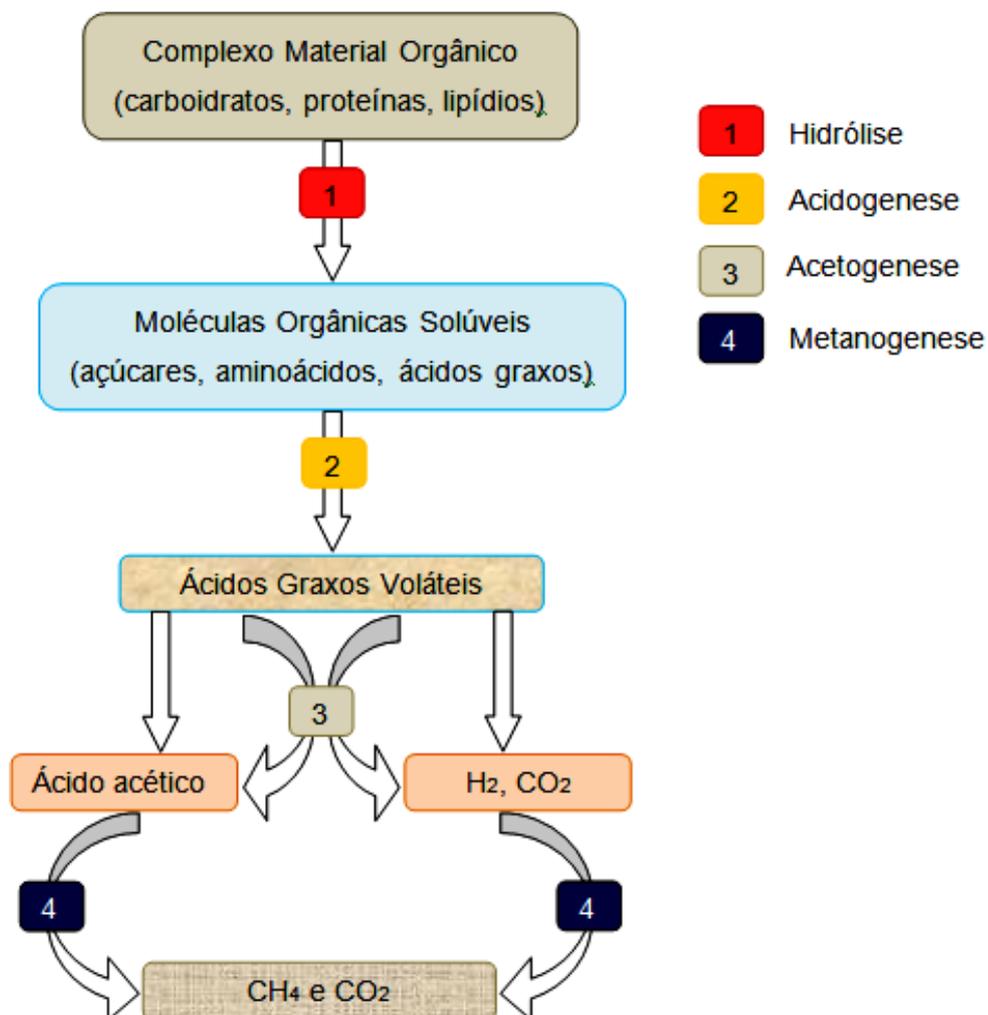
A digestão anaeróbia é realizada na ausência de O_2 , também por micro-organismos, os quais podem utilizar moléculas inorgânicas, tais como nitrato (NO_3^-) ou sulfatos (SO_4^{2-}) como receptor de elétrons no ciclo de respiração celular. Embora o principal subproduto da digestão anaeróbica, o gás metano (CH_4), possa ser usado como o biogás para produção de energia, o processo de fermentação não é tão eficaz na decomposição de resíduos orgânicos, quando comparado com a biodegradação aeróbica, e ainda tem um aspecto negativo importante que é a produção de GEE em maiores quantidades e também odores fétidos com a produção de ácido sulfídrico (H_2S) (EPSTEIN, 1997; HAUG, 1993). Entretanto, Durante o processo de digestão também há produção de CO_2 e várias moléculas intermediárias de baixo peso molecular, tais como ácidos orgânicos e álcool (HAUG, 1993) e produção de húmus, sendo que a digestão anaeróbica requer menos energia por unidade de massa decomposta quando comparada com a degradação aeróbica (CHYNOWETH; PULLAMMANAPPALLIL, 1996).

A microbiologia da digestão anaeróbica é complexa, envolvendo uma grande variedade de espécies de dois reinos inteiramente diferentes, o *Archea* e o *Bacteria*, cada um com suas específicas funções no processo degradativo,

convertendo resíduos orgânicos em compostos ricos em nutrientes e gás metano (McCARTHY, 2001).

O processo de digestão anaeróbica está representado na Figura 2 e é dividido em quatro fases. A fase inicial é a *hidrólise*. Nessa fase, os resíduos de entrada sofrem solubilização dos polímeros orgânicos, os quais são transformados em seus respectivos monômeros. A segunda fase é a *acidogênese*, também conhecida como fermentação. Nessa fase os açúcares, aminoácidos e ácidos graxos de cadeia longa são convertidos em CO_2 , H_2 , NH_3 , álcool e ácidos orgânicos. A terceira fase é a *acetogênese*, onde os ácidos orgânicos e álcool são convertidos em ácido acético, H_2 e CO_2 . A última fase é a *metanogênese*, onde os produtos são convertidos em CH_4 e CO_2 (NEVES, 2009).

Figura 2. Fases da digestão anaeróbica (adaptado pelo Autor).



Fonte: Adaptado (NEVES, 2009).

2.7. Biodegradação Acelerada de Resíduos Orgânicos

O processo de geração, divulgação e adoção das agribiotecnologias tem se constituído num importante objeto de análise e planejamento, particularmente em países desenvolvidos nos mais diversos setores da cadeia produtiva. Como em todo processo de transição, manifesta-se uma mistura de apreensão e antecipação por parte da sociedade. A apreensão ao desconforto de adaptações, nem sempre neutra e de fácil assimilação e a antecipação, relacionada às novas perspectivas e às oportunidades a serem exploradas. Nesse processo, as reações quanto à aceitação e à adoção das novas tecnologias são bastante variadas, podendo-se agregar os seus participantes em três grandes grupos: os inovadores, que procuram se antecipar na adoção de inovações; os tradicionais, avessos a mudanças; e finalmente, os indivíduos que se adaptam progressivamente a modificações, visualizando-as como um processo natural. Esses tipos de comportamento também se aplicam aos setores produtivos e aos setores de gestão e destinação de passivos ambientais (BURNQUIST, 2009).

O processo de degradação biológica envolve transformações extremamente complexas, de natureza bioquímica, promovidas por milhões de micro-organismos do solo que têm na matéria orgânica *in natura* sua fonte de energia, nutrientes minerais e carbono, e vem sendo utilizado há bastante tempo, apresentando-se como uma alternativa viável e de baixo custo para o processamento da parte orgânica do lixo urbano (VIEIRA, 2009).

Nos casos da reciclagem e o do reaproveitamento de resíduos orgânicos essa geração, divulgação e aceitação de agribiotecnologias constituem ações extremamente necessárias para a destinação final ecologicamente correta dos passivos produzidos pela sociedade. No entanto, a velocidade de geração desses passivos é muito superior à velocidade de processamento e destinação dos mesmos forçando inovações tecnológicas para que haja um equilíbrio no fluxo de entrada e saída de resíduos nas estações de tratamento e disposição final de forma sustentável e ecologicamente viável. Portanto, são necessárias ações de controle para uma menor geração de resíduos, algo improvável na sociedade atual, ou uma

maior velocidade de processamento desses resíduos a partir de aceleradores de degradação (EEA, 2001).

Os aceleradores de degradação de resíduos orgânicos, também conhecidos como biocatalisadores, são coquetéis de micro-organismos muito utilizados nos meios agrônomico e industrial, via de regra, constituídos por fungos e bactérias provenientes do solo, que atuam diretamente na parte orgânica dos resíduos realizando a quebra de substâncias complexas para a utilização do carbono como fonte de energia para sua multiplicação. Assim, pode-se definir biocatalisador como um conjunto de micro-organismos com cofatores específicos e substratos básicos com síntese de aminoácidos ativos, que promovem a redução da celulose e carbono além de ativar a solubilização de minerais. É obtido através da cultura de algumas linhagens de bactérias e fungos micorrízicos naturais do solo, sem modificação genética (transgenia) (VIEIRA et al., 2008).

As pesquisas focadas para o desenvolvimento de processos biotecnológicos voltados para a destinação final de resíduos sólidos orgânicos no Brasil, mais especificamente de aceleradores de degradação compostos de micro-organismos e/ou enzimas, ainda não são expressivos e de grande contribuição para a solução dos problemas enfrentados por todas as regiões do país (VIEIRA et al., 2009).

Os micro-organismos que atuam na degradação acelerada de resíduos orgânicos são organismos altamente adaptáveis capazes de crescer utilizando um elevado número de distintas fontes de carbono e nitrogênio e de ocupar uma variedade inesgotável de nichos ecológicos (HUANG et al., 2010).

A chave para a adaptabilidade dos micro-organismos está na capacidade de expressar somente os genes para enzimas e vias bioquímicas que são requeridos para uma taxa máxima de crescimento no ambiente particular em que os mesmos se encontram. Cada grupo tem uma faixa de condições na qual seu crescimento atinge uma taxa ótima. Portanto, o crescimento bem sucedido de uma população de micro-organismos reflete seu grau de adaptação à composição física e química de um determinado ambiente, ou seja, do grau de especificidade (VIEIRA et al., 2009). Excepcionalmente, algumas bactérias pertencentes ao domínio *Archaea* podem viver em condições ambientais extremas tais como temperaturas acima de 85°C, sob altíssima pressão hidrostática e alta osmolaridade do meio, valores de pH

próximos de zero e até em condições de salinidade próxima do ponto de saturação (QU Q et al., 2004).

Assim, a identificação dos micro-organismos envolvidos nas diferentes fases do processo de compostagem acelerada através do uso de biocatalisadores é de fundamental importância para a determinação da especificidade de cada micro-organismo selecionado para compor o coquetel. Outro fator fundamental é a associação de cada micro-organismo durante todas as fases de degradação e humificação dos resíduos orgânicos até os mesmos alcançarem o *status* de fertilizante orgânico (VIEIRA et al., 2009).

2.8. Compostagem

O processo de compostagem é simples e barato, sendo um dos mais aceitos para o reaproveitamento de resíduos orgânicos. Suas técnicas já eram praticadas desde os tempos antigos onde egípcios, gregos e romanos tinham todas as melhorias descobertas no rendimento das culturas em terras que recebem resíduos animais e humanos (COOPERBAND, 2002). Porém, essa prática estava enraizada mais em crenças esotéricas ao invés da ciência. No início do século 20, as técnicas de compostagem foram introduzidas na Índia envolvendo cientistas de vários países, incluindo a Grã-Bretanha e Estados Unidos, resultando na literatura de referência mundial para os demais pesquisadores (HOWARD, 1935; HAUG, 1993).

Compostagem pode ser descrita como um processo de degradação aeróbico termofílico (CRAWFORD, 1983) a partir da decomposição de material orgânico heterogêneo misturado a uma população microbiana em um ambiente quente e úmido (BIDDLESTONE; GRAY, 1973) promovendo a redução biológica de resíduos em húmus (MINNICH; HUNT, 1979) sob condições controladas (RYNK, 1992). Uma das definições usuais mais completas de compostagem foi publicada por Haug (1993) que afirma que compostagem é a decomposição e a estabilização biológicas de substratos orgânicos sob condições que permitem o desenvolvimento de temperaturas termofílicas resultantes da atividade microbiológica gerando um produto final totalmente estável, livre de patógenos e de sementes de plantas invasoras e que pode ser aplicado para promover melhorias aos solos.

Já Vieira et al. (2008), definem compostagem como sendo um método controlado de decomposição biológica de materiais orgânicos, devido à ação de uma população mista de micro-organismos que transforma os resíduos orgânicos em um produto estável e com características diferentes do material que lhe deu origem. Kiehl (1998), afirma que, durante o processo de compostagem o resíduo passa pelas seguintes fases: uma inicial e rápida de fitotoxicidade ou de composto cru ou imaturo, seguida da fase de semicura ou bioestabilização, para atingir finalmente a terceira fase, a humificação, acompanhada da mineralização de determinados

componentes da matéria orgânica. Entre o intervalo de tempo de 90 a 120 dias, tem-se como resultado um fertilizante orgânico passível de ser utilizado em solos agrícolas, de parques e jardins, na recuperação de áreas degradadas e na produção de mudas (VIEIRA et al., 2008).

Embora a compostagem não seja considerada com uma tecnologia recente que contribui com as estratégias de gestão de resíduos, a mesma está ganhando o interesse como em diversas regiões no mundo como uma opção adequada para o tratamento de dejetos de animais e de resíduos orgânicos apresentando diversas vantagens nas áreas econômica e ambiental (LARNEY; HAO, 2007).

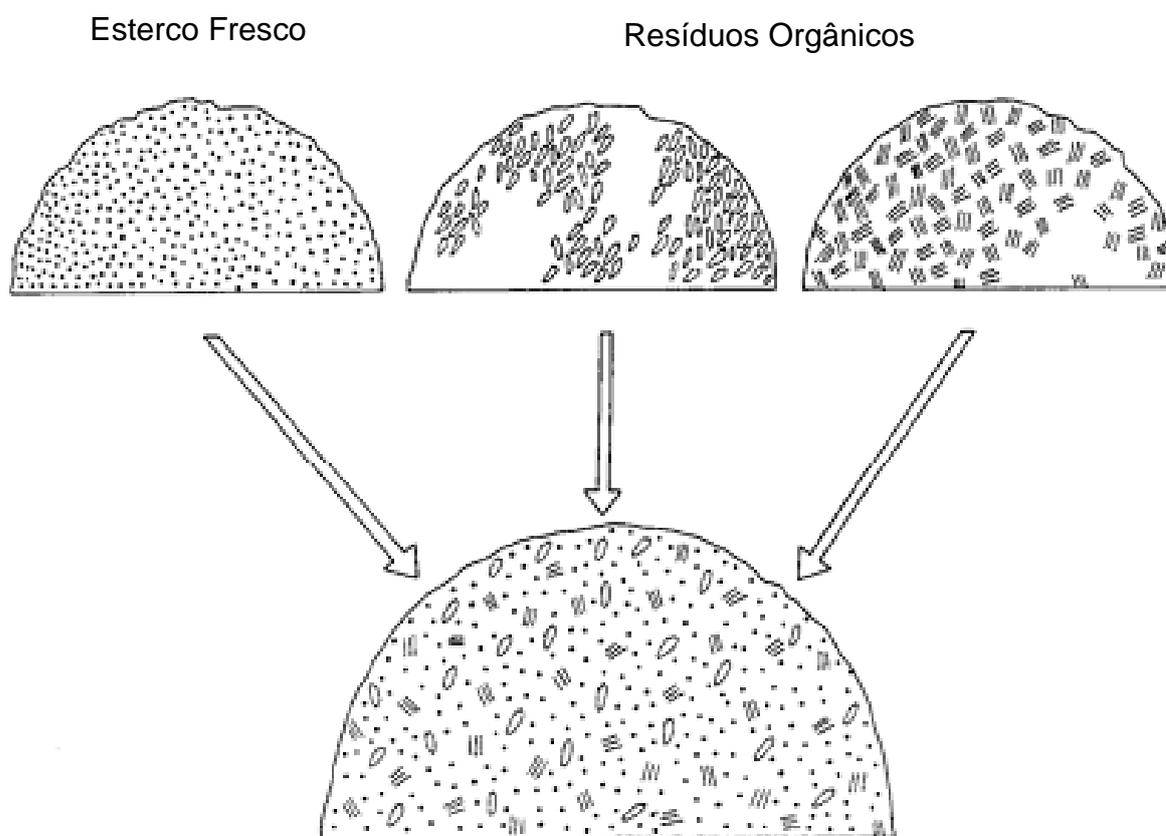
A compostagem natural é um processo de degradação biológica na transformação de resíduos orgânicos em substâncias húmicas que ocorre de forma constante no ambiente levando um longo período de tempo para ser realizado. A compostagem pode ser controlada pela ação antrópica tendo como resultado a degradação biológica da matéria orgânica, em presença de oxigênio do ar, sob condições controladas, sendo denominada compostagem convencional, a qual requer um período médio de 90 a 120 dias para completar o processo de humificação do material orgânico (VIEIRA et al., 2007). A compostagem também pode ser acelerada através da aplicação de coquetel de micro-organismos específicos para o resíduo a ser trabalhado levando entre três a 15 dias para sua total humificação – compostagem biotecnológica (VIEIRA et al., 2007).

A compostagem também pode ser definida como um método de gestão de resíduos sólidos por meio da qual o componente orgânico é biologicamente decomposto sob condições controladas a um estado em que ele pode ser manipulado, armazenado e/ou aplicado diretamente no solo sem afetar negativamente o meio ambiente (GOLUEKE, 1977). Haug (1993), afirma que a compostagem é a decomposição biológica e a estabilização de substratos orgânicos, sob condições que permitam o desenvolvimento de temperaturas termofílicas, como resultado do calor produzido biologicamente, para resultar em um produto final que é estável, livre de organismos patogênicos e sementes de plantas, e pode ser benéficamente aplicado à terra.

A compostagem, em seu método tradicional de produção, tem como material básico a ser reaproveitado os resíduos orgânicos provenientes das mais

diversas atividades, principalmente resíduos gerados no meio rural, tais como restos vegetais, palhadas, restos de folhas e galhos, restos de comida, dentre outros resíduos, os quais são misturados aos agentes de degradação em uma proporção pré-estabelecida, sendo que o inoculante mais comumente usado é o esterco animal fresco. Esses passivos são produzidos diariamente em sítios e fazendas e devem ser geridos de acordo com as práticas de disposição adequadas para evitar um impacto negativo sobre o meio ambiente (BURTON; TURNER, 2003). Os resíduos orgânicos e o esterco fresco são dispostos em camadas alternadas ou misturados formando pilhas. Esse material é molhado e revolvido periodicamente durante meses até alcançar sua fase final de degradação, onde o composto está completamente acabado, como mostra a Figura 3 (RYNK, 1992).

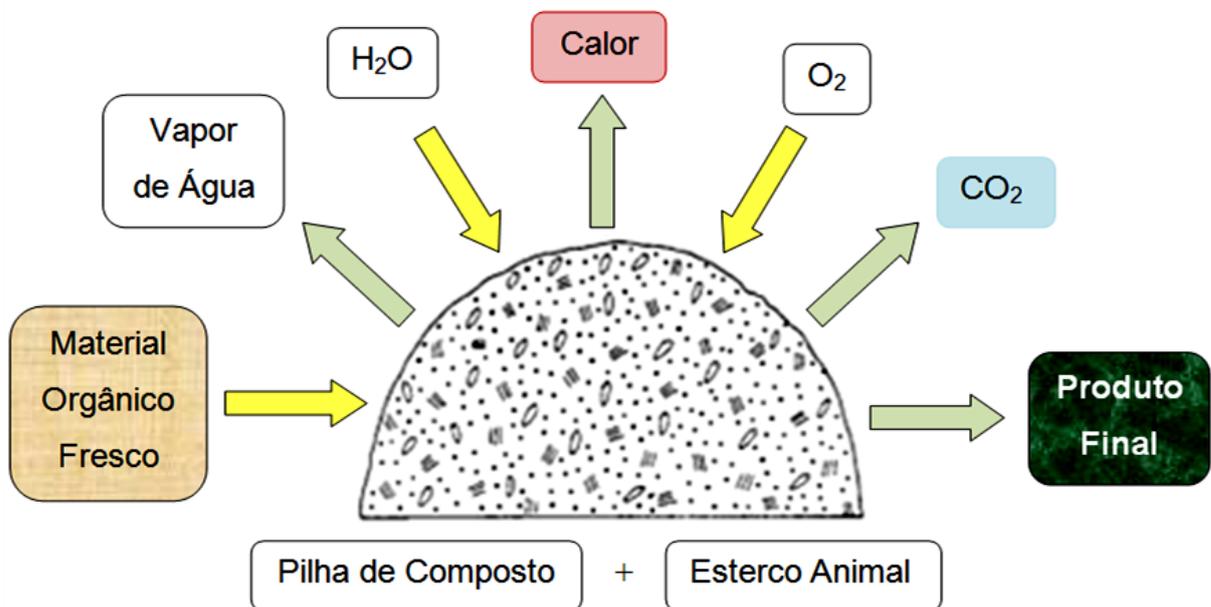
Figura 3. Composição da leira de compostagem tradicional usando esterco de animal fresco e diferentes tipos de resíduos orgânicos.



Fonte: RYNK, 1992.

Segundo Sharma et al. (1997), durante o processo de compostagem o material orgânico fresco é misturado com uma fonte de micro-organismos, geralmente usando esterco animal, sendo que essa mistura passa por diversos ajustes de umidade através da aplicação direta de água e deve ser revirado para que haja renovação do oxigênio durante longos períodos, sem a certeza de um produto final de qualidade e totalmente humificado, conforme a Figura 4.

Figura 4. Representação geral do processo de compostagem (adaptado pelo autor).



Fonte: Adaptado (SHARMA et al., 1997).

Já o processo biotecnológico de compostagem se utiliza da aplicação de milhões de micro-organismos por grama de biocatalisador em um material orgânico proveniente do meio rural, urbano e/ou industrial, como por exemplo, a poda de árvores, os subprodutos das estações de tratamento de esgoto, o lodo industrial, dentre outros passivos, os quais são selecionados de acordo com critérios patenteados e são pré-processados para um ajuste no tamanho das partículas através da trituração. Após esses ajustes é feita a adição e mistura uniforme de minerais à base de cálcio (Ca), fósforo (P) e micronutrientes juntamente com o ajuste de umidade para que haja um aumento exponencial da atividade microbiológica sobre o resíduo orgânico fazendo com que o tempo de compostagem seja reduzido significativamente. Essa nova tecnologia coloca um ponto final no empirismo na produção de composto orgânico (VIEIRA et al., 2007).

Em ambos os métodos de compostagem, tanto o tradicional quanto o biotecnológico, deve-se tomar cuidado durante o período de processamento do resíduo com os fatores físicos: umidade, temperatura e aeração. Esses fatores são controláveis e influenciam na compostagem de forma direta quer usando esterco animal fresco ou biocatalisadores comerciais. A seleção do agente de degradação e da quantidade adequada do mesmo a ser aplicada para iniciar as alterações nas propriedades do resíduo irá depender da composição do resíduo, sua relação C/N, sua umidade, sua porosidade, e seu pH (PETRIC; SESTAN, 2009).

Em contraste à maioria dos resultados obtidos em experimentos de compostagem tradicional, Barington et al. (2003) observaram que o teor de umidade e a frequência de aeração através do revolvimento da leira de compostagem não tiveram nenhum efeito significativo sobre a eficiência do processo de compostagem. Apenas o tipo de agente de degradação e a quantidade aplicada do mesmo em função do volume total de resíduos influenciaram significativamente no processo (CCME, 2005).

Há uma grande quantidade de resíduos que podem ser utilizados na compostagem como fonte de carbono, porém a dureza desses materiais é o critério de escolha para utilização em maior ou menor quantidade. Isso pode ser verificado pela relação entre a quantidade de carbono e de nitrogênio no resíduo, sendo que valor adotado como crítico para a relação C/N é de 30/1 quando se faz uso do método convencional de compostagem visando um período de até quatro (04) meses para se obter um produto final acabado (UFC, 1993).

A redução da matéria orgânica total durante o processo de compostagem se dá principalmente devido à degradação de compostos facilmente degradáveis, tais como proteínas, celulose e hemicelulose, e que são utilizados por micro-organismos como fontes de carbono e nitrogênio (BARINGTON et al., 2002). Já o aumento no teor de nitrogênio dissolvido após as primeiras duas semanas pode estar relacionado com micro-organismos envolvidos nos processos de nitratação e de nitrificação (ZHU, 2007).

Ao contrário da maioria dos processos de tratamento de resíduos orgânicos que, obrigatoriamente, ocorrem em meio aquoso, como por exemplo, em reatores de crescimento em suspensão ou reatores de película fixa, a compostagem de matéria orgânica ocorre dentro de uma matriz física com alguns parâmetros

controláveis (DIAZ; SAVAGE, 2007). Isso faz com que o ambiente físico em que se encontra a biomassa a ser compostada fique extremamente dependente do meio em que se encontra. Assim, as propriedades físicas têm um papel extremamente importante em todas as fases de degradação até a obtenção de um produto final (NEKLYUDOV et al., 2006).

Até o presente momento, a maior parte dos estudos realizados com compostagem está focada no monitoramento e na influência da biomassa em relação à proporção de esterco animal fresco, a qual varia de 1/5 a 3/4 do volume total da biomassa utilizada (PETRIC et al., 2009).

As pesquisas voltadas para o uso e formulação de biocatalisadores específicos em função dos resíduos orgânicos disponíveis em larga escala ainda é algo recente e não muito explorado pelos pesquisadores. Entretanto, já existem escassos trabalhos que descrevem o efeito dos agentes de degradação biológicos em função das características físico-químicas dos compostos produzidos a partir de resíduos orgânicos tendo como biomassa e fonte de carbono, o esterco bovino curtido (PETRIC et al., 2009).

2.9. Parâmetros envolvidos no processo de compostagem

2.9.1. Temperatura

A temperatura é um dos principais indicadores do início da compostagem de resíduos sólidos orgânicos. Ela determina a velocidade e a eficiência de muitos dos processos microbiológicos envolvidos e exerce um papel seletivo na evolução e na sucessão das comunidades microbianas durante o período de humificação do material (HASSEN et al., 2001). Strauch e Ballarini (1994) afirmam que a temperatura de 55°C, durante três (03) dias consecutivos, é suficiente para destruir os micro-organismos patogênicos.

O aumento de temperatura no processo de compostagem serve como um determinante crítico do tipo e da atuação da atividade microbiana estabelecida em função do resíduo utilizado. Por outro lado, através de um mecanismo de *feedback* positivo, a biodegradação microbiana estabelece uma influência sob a temperatura do sistema de compostagem em si (HAUG, 1993).

O calor que é gerado durante o processo de compostagem se dá através da quebra de ligações de composto de carbono orgânico pela atividade microbiana. Cerca de 50% da energia liberada por estas reações exotérmicas é dissipada na forma de calor, sendo o restante usado pela biomassa para o seu metabolismo e crescimento (DIAZ; SAVAGE, 2007).

O aumento de temperatura dentro da célula de maturação ocorre em função da temperatura inicial imposta pela temperatura ambiente e a evolução da curva de temperatura é em função do calor metabólico e de conservação de calor no interior do sistema (LIANG et al., 2003).

O estabelecimento de temperaturas acima de 45°C é essencial para as altas taxas de atividade microbiana e suas funções enzimáticas, bem como para a destruição dos agentes patogênicos, larvas de mosca e sementes de plantas indesejáveis (MILLER, 1991). Assim, o comportamento da temperatura durante o

processo de compostagem pode ser usado como uma indicação da qualidade e da eficiência da biodegradação exercida sobre o resíduo a ser compostado. Valores acima de 55°C por mais de três dias consecutivos devem ser alcançados durante o processo de compostagem para que a mesma seja considerada satisfatória. Entretanto, em grandes volumes de resíduos, o calor pode acumular-se devido ao isolamento proporcionado pela massa do composto e alcançar temperaturas superiores a 80°C. Temperaturas muito elevadas, se mantidas por longos períodos de tempo, podem desnaturar as enzimas e causar a morte térmica de micro-organismos essenciais para uma boa qualidade final do produto, bem como secar em excesso o composto (RICHARD, 2004). A enzima celulase, por exemplo, necessária para a clivagem de celulose, diminui sua atividade em um meio cuja temperatura esteja acima de 60°C (KEENER et al., 1993). Assim, altas temperaturas e grandes volumes de resíduos podem gerar calor excessivo podendo limitar a cinética do processo de compostagem (HAUG, 1993).

Uma vez que as temperaturas alcançadas durante o processo de compostagem estão correlacionadas com o grau de atividade microbiana, a temperatura pode ser utilizada para distinguir diferentes estágios dentro do processo de compostagem (juntamente com o consumo de O₂) (AFNOR, 2001). Na fase inicial do processo de compostagem existe um "período de adiamento" inicial no aumento da temperatura devido à atuação dos micro-organismos mesófilos. Nesta fase, a microbiota necessita se aclimatar aos fatores impostos pela biomassa para alcançar as condições pré-estabelecidas e expressar uma atividade enzimática necessária para clivar as ligações carbono mais complexas. Se a aclimatação for bem sucedida e as condições do meio permanecerem favoráveis, a temperatura passará por um aumento expressivo e os micro-organismos passam para a fase ativa de oxidação da matéria orgânica solúvel (LASARIDI; STENTIFORD, 1998). A temperatura pode continuar aumentando até atingir um pico de 70°C, onde a atividade microbiana degrada a fração solúvel do resíduo facilmente. Depois dessa fase, a temperatura começa a diminuir lentamente até atingir os valores iniciais do processo de biodegradação, ou seja, a temperatura ambiente, fase na qual os micro-organismos começam a degradar a matéria orgânica mais complexa submetendo seus primeiros compostos solúveis já hidrolisados a uma estabilidade (TREMIER et al., 2005). Em seguida, o composto entra na fase em que a temperatura e a absorção de O₂ são

relativamente estáveis com a formação de húmus no composto produzido – a chamada fase de "maturação". Todas essas fases que estão presentes em diferentes níveis de temperatura são resultados de uma sucessão de populações microbianas (AFNOR, 2001).

As pesquisas apontam para um debate sobre as fases da compostagem e suas respectivas faixas de temperatura, sendo defendida a hipótese de que em um processo completo de degradação deve haver tanto um período de temperaturas mesófilas quanto termófilas, embora as temperaturas termófilas reduzam a atividade da celulase, mas em contrapartida realiza a sanitização necessária de patógenos e sementes de plantas indesejáveis (FINSTEIN; HOGAN, 1993). Estudos têm mostrado que é necessária uma temperatura mínima acima de 20°C para que se inicie a atividade microbiana na biomassa (MILLER, 1991). Jeris e Regan (1973) e Bach et al. (1984), relataram que temperaturas próximas de 60°C são consideradas satisfatórias e que nesse ponto específico a atividade microbiana alcança seu máximo consumo de O₂ (EPSTEIN, 1997). Já Adani et al. (2001), conduzindo experimentos em escala piloto, porém realizadas em reatores, estabeleceram 70°C como valor ótimo de temperatura do processo para a biodegradação máxima da biomassa. Entretanto, outros estudos não apontam benesses quando se alcança durante o processo faixas de temperaturas elevadas, acima de 85°C, sendo as mesmas prejudiciais para a biodegradação. Miller (1991) e Keener et al. (1993), afirmam que temperaturas superiores a 60°C promovem inativação enzimática e redução na diversidade de espécies microbianas presentes no composto. Já estudos realizados por Lasaradi e Stentiford (1996), citam picos de temperaturas ótimas entre 50 e 62°C. Liang et al. (2003), descobriram que se for mantida a temperatura do processo acima de 40°C não há melhorias significativas nas taxas de compostagem devido a não atuação de temperaturas mais elevadas.

Assim, não há um consenso de melhor faixa de temperatura para que o processo de compostagem seja tido como ideal, variando de acordo com o tipo de resíduo e a qualidade do agente de degradação biológica (inoculante ou biocatalisador) (RICHARD, 2004).

2.9.2. Aeração e Consumo de Oxigênio

Durante o processo de compostagem, o papel de parâmetros físicos deve ser avaliado constantemente. A interpretação multivariada de parâmetros pode apontar para um ponto ótimo durante a biodegradação da biomassa, incluindo o estudo das variáveis envolvendo a composição do resíduo, a concentração e a produção de adenosina trifosfato (ATP), geração de calor, atividade enzimática e as taxas de evolução no consumo de O_2 e na produção de CO_2 (LIANG et al., 2003; GOMEZ et al., 2006). As duas últimas variáveis citadas implicam na medição da respirometria do sistema e, geralmente, são consideradas como sendo o método mais preciso para avaliar a atividade microbiana envolvida na biodegradação e na oxidação da matéria orgânica (SPANJERS et al., 1998, ADANI et al., 2001). Além disso, os valores respirométricos são relativamente fáceis de serem mensurados, são facilmente reproduzíveis e dão uma indicação da estabilidade do produto final (PALETSKI; YOUNG, 1995).

O consumo de O_2 ou a produção de CO_2 pode dar uma estimativa da biodegradabilidade de uma mistura. No entanto, a maioria dos estudos tem favorecido o consumo de O_2 , pois a significância para inferir em resultados baseados na produção de CO_2 em meio aeróbico não são confiáveis (GOMEZ et al., 2006). Além disso, um índice de respiração com base na produção de CO_2 é dependente da relação de CO_2/O_2 ser igual a um (01), um pressuposto difícil de ser obtido devido aos diferentes graus de oxidação de carbono orgânico (LASARIDI; STENTIFORD, 1998). Por outro lado, o consumo de O_2 pode fornecer uma medida direta da atividade microbiana presente numa amostra, tendo em conta uma avaliação do grau e da velocidade de biodegradação que ocorre numa amostra de biomassa (GOMEZ et al., 2006).

O consumo de O_2 apresenta características estáveis que podem ser medidas quantitativamente dentro de uma mistura gasosa através da utilização de métodos simples baseados na medição das mudanças no campo magnético, resultante das diferentes concentrações de O_2 no meio em que se encontra (SPANJERS et al., 1998). Assim, pode-se mensurar o índice de respiração dinâmica

(IRD) e o índice de respiração intermitente (IRI) durante a aeração da biomassa (ADANI et al., 2006). Estudos têm mostrado que IRI tem o potencial de promover condições necessárias de O₂, especialmente em substratos sólidos, porém fornece estimativas imprecisas da verdadeira biodegradabilidade do resíduo (PALETSKI e YOUNG, 1995; GOMEZ et al., 2006). Estes problemas são evitados numa IRD (ADANI et al., 2001).

A composição do resíduo deve ser estabelecida para que haja obtenção de resultados precisos de respirometria. Para ensaios de campo com o objetivo de estudar a influência de parâmetros físicos de compostagem, a mistura de resíduos deve ser representativa às práticas adotadas no processo adotado em campo (DE GUARDIA et al., 2008). No entanto, muitos pesquisadores avaliaram a respirometria do meio de degradação em amostras de pequenas quantidades na gama, variando de 10 a 100g de biomassa (IANOTTI et al., 1994;. PALETSKI; YOUNG, 1995), e em meio líquido chegando a 1,5L de material (AGUILAR-JUAREZ, 2000), o que pode ser considerado como uma quantidade pequena de amostra para que se possa inferir sobre as reações presentes em maiores volumes de biomassa (BERTHE et al., 2007).

Como a compostagem é um processo pelo qual os micro-organismos aeróbios utilizam O₂ para realizar a oxidação da matéria orgânica, a frequência de aeração deve ser estabelecida para garantir um suprimento adequado de O₂ para assegurar altas taxas de biodegradação, eliminação de patógenos e estabilização da matéria orgânica (EPSTEIN, 1997). Entretanto, elevadas frequências de aeração da leira podem provocar o resfriamento da leira de composto reduzindo a atividade microbiana significativamente (METCALF; EDDY, 2008). Yamada e Kawase (2006), afirmam que taxas de aeração superiores a 4L de O₂/h/kg de matéria seca, em um reator de 120L, causaram a remoção do calor excessivo resultando em menores taxas de decomposição do resíduo.

A maioria dos estudos relata que deve haver um valor mínimo de 5% de O₂ para assegurar as condições de aerobiose em amostras de resíduos (BERTHE et al., 2007;. HAUG, 1993). Os padrões também existem referentes ao tempo mínimo para permitir o arejamento do composto. Ge et al. (2006), afirmaram que uma pilha de material orgânico em decomposição deve ser submetida a arejamento durante um mínimo de 14 dias antes de ser espalhada no solo para assegurar a

decomposição satisfatória da matéria orgânica.

O fornecimento de O_2 é de fundamental importância no processo de biodegradação aeróbica, como no caso da compostagem. Entretanto, a compostagem biotecnológica requer menos frequência de aeração da célula de maturação do resíduo devido à alta velocidade de decomposição dos resíduos e a necessidade de uma temperatura acima de $50^\circ C$. Ensaio práticos mostram apenas a abertura da célula de maturação para entrada de O_2 , sendo necessárias apenas três intervenções durante o período de 20 dias de processo. Já a compostagem realizada pelo método convencional deve ter uma aeração periódica semanal através do tombamento total da leira de composto durante todo o processo, o qual pode levar vários meses para sua finalização (LASARIDI; STENTIFORD, 1996).

2.9.3. Teor de Umidade

Estabelecer um teor de umidade adequado numa determinada proporção heterogênea e/ou homogênea de resíduo requer um ponto de equilíbrio entre o fornecimento de água para os micro-organismos e o espaço de ar livre para que haja suficiente transferência de O_2 em toda a biomassa (HAMELERS, 2004). A água é utilizada para propiciar ótimas condições nas atividades fisiológicas e metabólicas dos micro-organismos, e também serve como um meio para o transporte através da difusão e da translocação de nutrientes. Assim, se o teor de umidade for demasiadamente baixo, os micro-organismos não exercerão uma biodegradação plenamente ativa e o processo de compostagem não será bem sucedido (AGNEW; LEONARD, 2003).

Golueke (1977), afirma que o teor de umidade teoricamente ideal é aquele que se aproxima de 100%, já que esta seria uma garantia sem limites de umidade para a atividade biológica. No entanto, para fins práticos, isto iria criar limitações de difusão de O_2 nas propriedades físicas da mistura e o transporte de nutrientes e substâncias se tornaria difícil e demasiadamente oneroso (HAUG, 1993).

Um teor de umidade considerado como ótimo é aquele que permite uma decomposição microbiana do resíduo orgânico em uma velocidade satisfatória para o método de compostagem. A umidade considerada ideal para a fase inicial do processo de compostagem é de 50% a 60% em toda a pilha de composto (GAJALAKSHMI; ABBASI, 2008).

Quando o teor de umidade é elevado, a água pode deslocar o ar dos espaços vazios dos poros dificultando a transferência de O_2 em toda a leira de compostagem propiciando potenciais zonas anaeróbias. O uso de água em excesso pode também reduzir a resistência da componente matriz do resíduo, permitindo uma compressão da biomassa e limitando os espaços porosos. Isso resultará numa menor quantidade de espaço de ar livre e uma maior produção de substâncias a serem lixiviadas (AGNEW; LEONARD, 2003). Elevados teores de umidade podem conduzir ao esfriamento antecipado da leira e limitar a atividade microbiana devido

ao encharcamento da mistura (RYNK, 1992; TIQUIA et al., 1996). No entanto, a literatura sugere um teor de umidade com uma amplitude muito grande para os valores considerados ótimos quando se trata de diferentes tipos de resíduos. Regan et al. (1973), relataram o uso bem sucedido de teores de umidade no processo de compostagem de 25% a 80%, sendo que os valores mais elevados foram sugeridos por Fernandes et al. (1994), utilizando-se um turfa com uma capacidade de absorção de umidade extremamente elevada. Já Vallini e Pera (1989), sugerem altos teores de umidade para o tratamento de resíduos de madeira e plásticos com uma alta resistência à compactação. Liao e Jones (1993), também ilustram a possibilidade de compostar com sucesso a mistura de dejetos de suínos e serragem com teor de umidade de 71% na proporção de 1/5 (em massa). Já Liang et al. (2003), observaram que o conteúdo de umidade ótimo no seu estudo parecia variar de acordo com a temperatura das amostras, embora os autores não tenham encontrado uma interação significativa entre as variáveis.

Vários estudos sugerem que a capacidade de mitigar os efeitos do elevado teor de umidade pode ser alcançada alterando a densidade e a granulometria do resíduo escolhido ou controlar a temperatura e o consumo de O_2 na leira de compostagem (RICHARD et al., 2002).

Estabelecer uma relação entre o teor de umidade e os outros parâmetros físicos é um passo importante para a criação de receitas de compostagem ideais em função do resíduo a ser biodegradado (BURTON; TURNER, 2003).

2.9.4. Granulometria

A matriz física do material que compõe o resíduo orgânico a ser processado é determinada pela relação área/volume em função do tamanho da partícula a ser processada (DIAZ; SAVAGE, 2007; HAUG, 1993). A fração do resíduo deve proporcionar um suporte estrutural e uma superfície de contato favorável, criando espaços de ar livre no resíduo orgânico. Esse espaço de ar livre permite a movimentação de moléculas de O₂ na biomassa, assegurando que a taxa de atividade microbiana aeróbica não se torne impedida por uma fonte limitada de O₂ (LASARIDI; STENTIFORD, 1998).

A utilização de resíduos com partículas de tamanho excessivo pode aumentar o fluxo de ar e, conseqüentemente, correntes de convecção na amostra promovendo o ressecamento e o esfriamento da biomassa, inviabilizando o processo (AGNEW; LEONARD, 2003). Estudos anteriores tentaram correlacionar a relação entre a granulometria da partícula e o volume da leira de compostagem. Usando um teor de umidade entre 50% e 60%, Banegas et al. (2007), compararam as taxas de compostagem entre lodo de esgoto e serragem de 1/1 a 1/3 em relação ao volume total da leira. Eles constataram que ambas as proporções permitiram taxas de respiração adequadas e, posteriormente, recomendaram a utilização de uma proporção de 1/1 com base no agente de menor volume, ou seja, o lodo de esgoto. Da mesma forma, Eftoda e McCartney (2004), verificaram que a utilização de menor quantidade de resíduos em função do volume do agente de decomposição conduziu a maiores taxas de respiração em leiras de composto feito de lama e serragem numa proporção volumétrica de 1/1 a 1/4.

O tamanho das partículas define a porosidade, a disponibilidade de O₂, a velocidade de clivagem das ligações carbônicas do resíduo, a área de superfície de contato para a fixação dos micro-organismos e a homogeneidade da biomassa como um todo (AGNEW; LEONARD, 2003). Partículas de maior tamanho podem melhorar o espaço poroso e a penetração de O₂, contudo, podem provocar efeitos prejudiciais sobre a disponibilidade de carbono, a maximização da área de superfície de contato e a qualidade final do composto (LASARIDI; STENTIFORD, 1998).

A maioria dos estudos voltados para a granulometria ideal em compostos orgânicos afirma que o tamanho das partículas pode variar de 5,2mm a 25,4mm, para produzir um melhor desempenho na compostagem (DAS; KEENER, 1997; RAICHURA; MCCARTNEY, 2006). O raciocínio mais comum e aceito é de que as partículas menores tendem a aumentar a superfície de contato microbiana à matéria orgânica, resultando em maiores taxas de biodegradação (AGNEW; LEONARD, 2003). No entanto, o material finamente triturado também pode levar a um colapso estrutural e um alto teor de umidade (HIGGINS et al., 1986). Hamoda et al. (1998), descobriram que compostagem de resíduos sólidos urbanos com um tamanho de partícula de 40mm resultou numa maior redução de carbono orgânico total (C.O.), em comparação com compostos feitos a partir de resíduos com partículas com tamanho variando entre 20mm e 30mm. Já Richard et al. (2002), sugerem a possibilidade de utilizar a densidade do substrato para mitigar os efeitos do teor de umidade fora de um intervalo ótimo. Esses resultados sugerem a possibilidade de um efeito interdependente entre os parâmetros físicos de compostagem. No entanto, a natureza da interação entre estes parâmetros essenciais e suas influências sobre a atividade microbiana e a biodegradabilidade da biomassa ainda não está claramente definida.

2.9.5. Relação C/N e pH

Além dos parâmetros físicos, os parâmetros químicos envolvidos no processo de compostagem podem também desempenhar um papel fundamental nas diferentes fases da biodegradação (QINGWEI et al., 2010).

A relação carbono/nitrogênio (C/N) e os níveis de potencial hidrogeniônico (pH) são fatores importante e até determinantes para garantir os elevados níveis de colonização microbiana tão desejáveis no início do processo de compostagem (HAUG, 1993).

O parâmetro químico mais importante e frequentemente não levado em consideração para a seleção de resíduos voltados para uma boa decomposição microbiana é a relação C/N (RICHARD, 2004). Os micro-organismos usam o carbono (C) como fonte de energia e básica. De forma semelhante, o nitrogênio (N) é crucial para os micro-organismos, sendo usado como componente básico na produção de proteínas e ácidos nucleicos (QINGWEI et al., 2010).

As bactérias podem conter de 7 a 11% de N (em função de seu peso seco) (EPSTEIN, 1997). Conseqüentemente, uma baixa quantidade de N em um resíduo orgânico pode resultar em uma não inicialização da multiplicação microbiana e, conseqüentemente, não haver decomposição da matéria orgânica. Por outro lado, o excesso de nitrogênio pode levar a um crescimento microbiano muito rápido e, conseqüentemente, provocar um aumento de temperatura indesejável, a qual pode causar inativação microbiana pelo calor e até mesmo a morte dos micro-organismos (MILLER, 1991). Além disso, a utilização de nitrogênio em excesso pode levar a uma volatilização de gases como a amônia (NH_3), o óxido nitroso (N_2O) e gás nitrogênio (N_2), o que reduz o valor nutricional final do composto orgânico e contribui para a emissão de GEE e odores fétidos (RICHARD et al., 2004). Richard et al. (2004), afirmam que a relação C/N igual a 30:1 é considerada adequada. Já Huang et al. (2004) sugerem a utilização de uma proporção de 20:1 a fim de evitar a volatilização dos compostos de nitrogênio. No entanto, Lau et al. (1992), realizaram experimentos bem sucedidos de compostagem utilizando uma relação C/N de 15:1, embora sem monitoramento da volatilização de NH_3 .

A literatura atual aceita como valor crítico da relação C/N igual a 30/1 (UFC, 1993). Já a poda de árvores possui valores elevados em sua relação C/N, porém a aplicação de uma grande quantidade de unidades formadoras de colônia (UFC) tende a mitigar os possíveis problemas gerados dentro do processo de compostagem biotecnológica.

O monitoramento do pH em amostras de composto orgânico também é um parâmetro importante. No entanto, o pH é um parâmetro que não varia muito e, como resultado, não requer gestão rigorosa em sistema de compostagem aeróbia. O pH de uma amostra é, na realidade, uma medida de acidez, neutralidade ou alcalinidade do meio aquoso em que se encontra determinada amostra. O pH é medido por meio da concentração do íon hidrogênio (H^+) (TAIWO; OSO, 2004). A maioria dos resíduos orgânicos geralmente possuem um pH ligeiramente abaixo da neutralidade, ou seja, abaixo de sete (7,0) e durante a biodegradação, há formação de ácidos orgânicos, os quais diminuem o pH do meio para níveis próximos de cinco (5,0) (EPSTEIN, 1997).

Quando a biodegradação do resíduo ocorre em meio cujo pH encontra-se acima de 7,0 associado a uma temperatura elevada pode haver volatilização e decréscimo nos teores de nitrogênio (N) na biomassa (BISHOP; GODFREY, 1983; TIQUIA et al., 2000). Já o aumento do pH durante o processo de compostagem pode resultar em um aumento na quantidade de amônia (NH_3) libertada devido à degradação de proteínas (LIAO; JONES, 1996). No entanto, com o aumento exponencial dos micro-organismos durante o processo de biodegradação contínua, as proteínas são quebradas e o NH_3 é liberado promovendo um aumento no pH da biomassa. Jeris e Regan (1973), encontraram valores de pH ligeiramente acima da neutralidade em processo de compostagem na fase termofílica. Já Pace et al. (1995), afirmam que um intervalo de pH de 6,5 a 8,0 pode ser favorável para o crescimento de micro-organismos durante o processo de compostagem.

Durante o processo de compostagem pode-se fazer uso de cinzas, minerais à base de cálcio e outras substâncias alcalinas que sirvam como um tampão para manter o pH mais elevado, se as condições anaeróbicas são predominantes. No entanto, um pH mais elevado pode induzir volatilização de substâncias nitrogenadas e, conseqüentemente, uma perda de nutrientes de composto orgânico (HAUG, 1993).

2.9.6. Micro-organismos e População microbiana

Uma grande variedade de micro-organismos está presente no processo de compostagem. Porém, independente da variedade de espécies microbianas presentes durante todas as etapas do processo, os principais micro-organismos que influenciam diretamente na compostagem são fungos, actinomicetos e bactérias, podendo estar presentes também protozoários e algas (STOFFELA; KAHN, 2001).

O processo de compostagem pode conter três classes de micro-organismos: psicrófilos, mesófilos e termófilos (STOFFELA; KAHN, 2001). Os micro-organismos são classificados de acordo com as temperaturas nas quais os mesmo toleram e se multiplicam nas fases de compostagem. A primeira classe é a dos micro-organismos psicrófilos, na qual a população microbiana atua numa faixa de temperatura que varia de 0°C a 25°C e está normalmente envolvida logo no início do processo e também na fase de maturação do composto quando os processos de humificação estão ocorrendo, em vez de biodegradação ativa. A classe de micro-organismos mesófilos está presente na fase ativa que varia entre 25°C e 45°C, na qual há um aumento significativo de temperaturas e uma sucessão de colonizações microbianas durante a biodegradação de compostos orgânicos mais complexos. A classe de micro-organismos termófilos se faz presente uma vez que a temperatura ultrapassa os 45°C propiciando o pico de biodegradação (KRUEGER et al., 1973).

A atividade microbiana presente no processo de compostagem é realizada, aproximadamente, de 80% a 90% por bactérias. As espécies mais encontradas durante o processo de compostagem são *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Arthrobacter* e *Aliccaligenes* (STOFFELA; KAHN, 2001), bem como *Staphylococci* (HASSEN et al., 2001). Os actinomicetos são mais comuns no final do processo de compostagem, quando o pH tende a aumentar e ficar alcalino, sendo as espécies mais comuns *Mucor*, *Aspergillus* e *Humicola* (MILLER, 1996).

Embora a compostagem seja uma prática bastante difundida, pouco se sabe sobre as populações de micro-organismos envolvidos no processo de degradação, solubilização e estabilização de composto orgânico.

O intemperismo biológico resultante da atividade microbiana é um dos

responsáveis pelo processo de compostagem, juntamente com outros fatores de intemperismo, tais como: vento, incidência de radiação solar, temperatura, umidade, dentre outros. A atividade conjunta de sucessivos grupos de micro-organismos degrada materiais orgânicos de forma ambientalmente correta gerando fertilizantes orgânicos e condicionantes de solos (GAJDOS, 1992).

Diferentes comunidades microbianas predominam durante as várias fases da compostagem (fase mesófila e fase termófila), sendo cada população adaptada a determinados aspectos particulares (REBOLLIDO et al., 2008). A composição microbiana das comunidades envolvidas durante o processo de compostagem depende de fatores condicionantes, tais como: temperatura, pH, umidade do material orgânico, relação C/N, composição do resíduo, dentre outros fatores. Sob a condição de aerobiose, a temperatura é o principal fator de seleção de micro-organismos e determina a atividade metabólica atuante na biomassa (LIANG et al., 2003).

O adequado conhecimento da sucessão microbiana é muito importante em qualquer método de compostagem escolhido. Vários estudos biológicos foram realizados para identificar os principais agentes microbianos responsáveis pela biodegradação. Por exemplo, Macdonald et al. (1981), observaram que o processo de compostagem é promovido por diversos micro-organismos, tais como bactérias, inclusive actinomicetos, fungos e protozoários, podendo também envolver invertebrados, como nematóides, larvas, minhocas, ácaros e vários outros micro-organismos. Singh (1987), no entanto, observou que os únicos agentes de decomposição de materiais a base de carbono são os micro-organismos heterotróficos. Hudson (1986) descreveu a sucessão microbiana no processo aeróbio, notando que a composição ativa da microbiota presente na compostagem de resíduos normalmente muda de predominantemente mesófilos nos estágios iniciais da termogênese para termófilos no pico do ciclo de aquecimento. Wani e Shinde (1976), realizaram inoculação com organismos celulolíticos e relataram uma decomposição mais acelerada de resíduos orgânicos. Entretanto, apesar da evolução das técnicas de cultivo de culturas microbianas as mesmas não definem quais espécies estão envolvidas em cada fase do processo de compostagem com precisão. A análise molecular do material extraído da biomassa de cada uma das fases pode identificar inúmeras espécies microbianas, porém sem um grau de especificidade significativa (BRAMBILLA et al., 2001; GURTHUR et al., 2000; DEES;

GHIORSE, 2001).

O ideal é que se faça a escolha dos micro-organismos para a composição de um biocatalisador de acordo com o resíduo orgânico a ser processado, ou seja, de acordo com a especificidade imposta pelo material, juntamente com os resultados esperados na qualidade final do composto orgânico (ZIMIN et al., 2007). Porém, atualmente a atividade microbiana é supostamente finalizada quando a temperatura da biomassa compostada tende a uma diminuição até atingir os valores da temperatura do ambiente, implicando que os componentes já foram estabilizados na forma de húmus e estão aptos para serem aplicados diretamente no solo (DIAZ et al., 2007). Como exemplo prático, a Agência Canadense de Inspeção de Alimentos, *Canadian Food Inspection Agency (CFIA)*, utiliza o monitoramento da temperatura na produção dos compostos orgânicos que serão aplicados na produção de alimentos como um indicador de estabilidade e do acabamento final da compostagem (GE et al., 2006).

2.10. Qualidade Final do Composto Orgânico

A prática da adubação orgânica vem sendo utilizada há séculos, com suas benesses bem definidas em nível de solo e de plantas. A demanda por fertilizantes orgânicos aumentou e vem aumentando cada vez mais. Este aumento é devido, em parte, ao baixo custo do produto e também às exigências impostas pelo mercado interno e, principalmente, pelo mercado externo. Entre as fontes de matéria orgânica aplicáveis na agricultura, o uso da compostagem mostra-se como uma alternativa sustentável (VIEIRA, 2008), pois é um material rico em nutrientes utilizáveis pelas plantas, podendo ser ainda usado como corretivo e condicionador das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (LIMA, 2004).

Os fertilizantes orgânicos devem fornecer sais minerais essenciais para o suprimento de nutrientes às plantas e funcionar como condicionantes e promotores das propriedades físicas, químicas, físico-químicas e biológicas do solo (KIEHL, 1998). Para isso, o monitoramento de todas as fases do processo de compostagem deve ser levado em conta a fim de obter um produto totalmente compostado, considerando não somente as faixas de temperatura, porém outros indicadores de maturação do composto devem ser analisados. Kiehl (1998), apresentou métodos que informam sobre o grau de maturação dos fertilizantes. A utilização de plantas sensíveis em testes biológicos informa sobre o potencial fitotóxico do fertilizante. A fitotoxicidade é uma indicação de que o fertilizante não se encontra suficientemente curado ou que contém substâncias tóxicas. As plantas respondem alterando seu padrão de desenvolvimento. A condutividade elétrica também é um indicador do grau de maturação do fertilizante (não devendo ultrapassar $4.000 \mu\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$). Durante o processo de maturação do fertilizante, a fração mineral total aumenta, enquanto a condutividade elétrica (presença de sais) diminui. Assim, da fase inicial até a metade do processo de maturação, a condutividade pode cair em 50% (KIEHL, 1998).

Além de indicadores como a temperatura, a fitotoxicidade e a condutividade elétrica, a maturação do adubo está diretamente relacionada com a proporção de substâncias húmicas (frações: ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e húmica) (MASON et al., 2007). Demétrio (1988) afirma que a matéria orgânica se

divide em dois tipos de substâncias, as húmicas e as não húmicas. As substâncias não húmicas incluem aquelas com características físicas e químicas ainda reconhecíveis, tais como: carboidratos, proteínas, peptídeos, aminoácidos, óleos, ceras, as quais são prontamente atacadas pelos micro-organismos. Sendo que a principal fração da matéria orgânica consiste das substâncias húmicas. Durante o processo de maturação a matéria orgânica se complexa e estas substâncias húmicas vão sendo sintetizadas. Desta forma, as substâncias húmicas são o estágio final da evolução dos compostos de carbono (STEVENSON, 1994).

Outro indicador do grau de maturação importante é a respiração da biota. As trocas gasosas mostram o grau de atividade microbiana do fertilizante orgânico, sendo maior na fase mais ativa e se reduz consideravelmente na fase final de humificação (KIEHL, 1998). Esta variável é uma das mais antigas utilizadas para se quantificar a atividade microbiana, sendo estes organismos os responsáveis pela degradação de compostos orgânicos. A respiração da biota da amostra representa a oxidação de compostos orgânicos presentes na mesma, ou seja, a conversão de moléculas orgânicas para formas inorgânicas ou minerais, através da decomposição microbiana. No caso do carbono, a mineralização se traduz pela liberação de carbono da matéria orgânica morta na forma de CO_2 (STEUBING, 2002).

A maturação incompleta do material orgânico pode resultar em quantidades desproporcionais das frações de baixo peso molecular, a fração de ácidos fúlvicos. No início do processo de maturação, a fração de ácidos fúlvicos é elevada, por ser a primeira a ser sintetizada (TOMATI et al., 2002). A quantificação das frações é um indicador do grau de maturação do composto e, conseqüentemente, de sua qualidade. As substâncias húmicas informam sobre os processos que regulam ou determinam os benefícios que o fertilizante promoverá no solo e nas plantas (DIAS, 2005). Fertilizantes orgânicos mal curados (não amadurecidos suficientemente) interferem no crescimento das plantas, devido à grande atividade microbiana que o mesmo promoverá no solo, podendo induzir a inúmeras deficiências minerais, já que estes estarão sendo processados pelos micro-organismos, fenômeno conhecido por imobilização (BEIDOU XI et al., 2005).

Com relação à qualidade final do composto orgânico ao se referir aos patógenos e às sementes de plantas indesejáveis, estes podem ser eliminados através do processo completo da compostagem (KIEHL, 1998). Segundo Guedes

(2002), ao se ter uma matéria prima de qualidade a partir de uma decomposição controlada e uniforme, pode-se obter um produto final de qualidade, ou seja, livre destes agentes indesejáveis. Se o processo de compostagem não consegue eliminar os patógenos mais resistentes à temperatura, Kiehl (1998) afirma que “ao se incorporar o fertilizante orgânico ao solo, estes patógenos serão digeridos” pela competição com os micro-organismos selvagens, nativos, existentes no solo.

Em relação à presença de metais pesados, a restrição se dá principalmente quando estes elementos se encontram acima dos limites considerados aceitáveis. Monteiro (2001), afirma que a concentração de metais pesados, na maioria dos fertilizantes orgânicos produzidos no Brasil, estão abaixo dos valores limites estabelecidos pelas normas da EPA (Agência de Proteção Ambiental Americana) e da União Européia (EU), ressaltando que o Brasil ainda não conta com norma técnica própria que estabeleça limites para os metais pesados nestes fertilizantes. A seleção prévia dos resíduos orgânicos evita a contaminação por metais pesados. O monitoramento periódico da qualidade destes fertilizantes é imprescindível, especialmente quando sua utilização final se der em solos destinados ao cultivo de alimentos (QUEIROZ et al., 2000). Como dificilmente se consegue uma seleção totalmente eficiente do resíduo na fonte produtora, Lima et al. (1995) recomendam que além de se monitorar o fertilizante, deve-se fazer a periódica coleta e análise dos solos que receberão o mesmo.

Assim, o produto final proveniente do processo de compostagem, em geral, deve consistir em uma matéria orgânica homogênea, de cor escura e estabilizada, preferencialmente isenta de micro-organismos patogênicos e sementes de plantas invasoras. Este composto deve possuir nutrientes minerais tais como: nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S), que são assimilados em maiores quantidades pelas raízes das plantas, além de ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), boro (B) e outros, que são absorvidos em menores quantidades. Entretanto, a maioria dos compostos orgânicos produzidos e comercializados apresentam baixos níveis de macronutrientes (N P K) e elevados níveis de alguns micronutrientes, tais como: ferro (Fe), manganês (Mn) e boro (B) (VIEIRA et al., 2008).

As características físicas e químicas de compostos orgânicos produzidos de diferentes formas e em diferentes períodos dependem de muitos fatores, dentre

os quais podem ser citados: a procedência do resíduo orgânico a ser usado na compostagem, os minerais adicionados no processo, as condições climáticas (zona tropical, subtropical, moderada ou fria), a acidez e o grau de umidade do material, podendo variar em relação à sua composição mineral. Assim, a porcentagem de matéria orgânica varia na faixa de 40 a 65%, a de nitrogênio de 0,5 e 6% e a de fósforo de 0,1 a 2%, com uma instabilidade intrínseca ao processo de compostagem (VIEIRA, et al., 2008).

A oferta de composto orgânico ainda é escassa e não supre as necessidades dos produtores. Isto ocorre devido ao extenso período de produção, que na maioria dos casos, chega aos 180 dias. Porém, a adubação orgânica pode influenciar, economicamente, a prática da agricultura de várias maneiras: através do aumento da produção e da produtividade das culturas, melhoria das características físicas, químicas e biológicas do solo, controle da erosão, economia de adubos químicos, geração de emprego e renda, dentre outros (VIEIRA, et al., 2007).

2.11. Importância da Matéria Orgânica no Solo

A matéria orgânica do solo é um importante regulador de inúmeros fatores inerentes à produtividade das culturas. O fornecimento, a mineralização e a decomposição de resíduos orgânicos são as maiores fontes de nutrientes orgânicos (SANCHEZ et al., 1989). A atividade microbiana e a fauna nativa do solo servem para promover a agregação das partículas do solo (OADES et al., 1984).

A conservação dos níveis matéria orgânica do solo é crucial para as funções físicas, químicas e biológicas do solo tanto em ecossistemas tropicais quanto temperados. Níveis satisfatórios de matéria orgânica no solo promovem uma boa fertilidade e minimizam os impactos ambientais através do sequestro de carbono, redução dos riscos de erosão e carreamento superficial de solo e preservam a biodiversidade natural ou adaptada do solo (SIX et al., 2002).

Segundo Bauer e Black (1994), a matéria orgânica influencia no aumento da produção e da produtividade das culturas. Os autores afirmam que a produtividade das culturas está associada diretamente ao teor de matéria orgânica no solo; que a variabilidade no teor de matéria orgânica em diferentes tipos de solos determina a variabilidade na produtividade das culturas; e, que o desenvolvimento das culturas é mais satisfatório devido à menor compactação dos solos e ao melhor desenvolvimento radicular.

Os benefícios, físicos, químicos, biológicos e nutricionais proporcionados pela matéria orgânica estão presentes durante todo o ciclo de crescimento das plantas e associados à capacidade do solo em liberar mais facilmente os nutrientes essenciais (MARTIUS et al., 2001). A capacidade de tamponar o pH dos solos impedindo sua rápida acidificação é uma das benesses impostas pelos compostos orgânicos presentes no solo (JONES; WILD, 1975). Já as melhorias físicas no solo, tais como aeração, agregação, rejuvenescimento das camadas agricultáveis e redução de risco de lixiviação, estão associadas à reestruturação das camadas que compõem os horizontes do solo e também são característica inerente à matéria orgânica no solo, bem como mineralização e a imobilização de N, P e S através da decomposição do material orgânico por micro-organismos presentes na microfauna e microflora do solo (DUXBURY et al., 1989).

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADANI, F.; LOZZI, P.; GENEVINI, P. **Determination of biological stability by oxygen uptake on municipal solid waste and derived products.** Compost science and utilization, V.9, 163 - 178p, 2001.

ADANI, F.; UBBIALI, C.; GENERINI, P. **The determination of biological stability of composts using the dynamic respiration.** Index : the results of experience after two years. Waste Management, N°26, 41 - 48p, 2006.

ADHIKARI, B. K. **Urban Food Waste Composting. MSc Thesis, Department of Bioresource Engineering.** McGill University, Montreal, 27p, 2005.

AFNOR (ASSOCIATION FRANÇAISE DE NORMALISATION). **Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO).** Qualité de.l'eau. NFT 90 - 101p, 2001.

AGNEW, J.; LEONARD, J. **The physical properties of compost.** Compost Science and Utilisation. V. 11, 238 - 264p, 2003.

ALVAREZ, I. A. **Qualidade do espaço verde urbano: uma proposta de índice de avaliação.** Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz /USP, Piracicaba - SP, 2004.

ALVES, W. L. **Compostagem e vermicompostagem no tratamento do lixo urbano.** Jaboticabal: FUNEP. 47p, 1996.

AGUILAR-JUAREZ, O. **Analysis and modeling of the aerobic biological reactions during the filling of a landfill cell.** PhD Thesis, Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse, France, 2000.

BACH, P. D.; SHODA, M.; KUBOTA, H. **Rate of composting of dewatered sewage sludge in continuously mixed isothermal reactor.** Journal of Fermentation Technology. N° 62, 285 - 291p, 1984.

BANEGAS, V.; MORENO, J. L.; MORENO, J. I.; GARCIA, C.; LEON, G.; HERANDEZ, T. **Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust.** Waste Management V. 10, 1317 - 1327p, 2007.

BARINGTON, S.; CHOINIÈRE, D.; TRIGUI, M. F. **Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses.** Bioresour. Technol. N° 83, 189 - 194p, 2002.

BARRINGTON, S.; CHOINIERE, D.; TRIGUI, M.; KNIGHT, W. **Compost convective airflow under passive aeration.** Bioresource Technology N° 86, 259 - 266p, 2003.

BAUER, A.; BLACK, A. L. **Quantification of the effect of soil organic matter content on soil productivity.** Am. J. Soil Sci. Soc., V. 5: 185 - 193p, 1994.

BEIDOU Xi; GUOJUN ZHANG; HONGLIANG LIU. **Process kinetics of inoculation composting of municipal solid waste.** Chinese Research Academy of Environmental Science, Beijing, 100012, PR China. April, 2005.

BERTHE, L.; DRUILHE, C.; MASSIANI, C.; TREMIER, A.; GUARDIA, A. **Coupling a respirometer and a pycnometer, to study the biodegradability of solid organic wastes during composting.** Biosystems Engineering N° 97, 75 - 88p, 2007.

BIDDLESTONE, A. J.; GRAY, K. R. **Composting – Application to municipal and farm wastes.** The Chemical Engineer N° 270, 76 - 79p, 1973.

BISHOP, P. L.; GODFREY, C. **Nitrogen variations during sludge composting.** Biocycle, N° 24, 34 - 39p, 1983.

BRAMBILLA, E.; HIPPE, H.; HAGELSTEIN, A.; TINDALL, B.; STACKEBRANDT, E. **16S rDNA diversity of cultured and uncultured prokaryotes of a mat sample from Lake Fryxell, McMurdo Dry Valleys, Antarctica.** – Extremophiles, V.5: 23 - 33p, 2001.

BRASIL. POLÍTICA NACIONAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS (PNRS). Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF. Seção 1, página 3, 03/08/2010.

BURNQUIST, H. L. **Biotecnologia agrícola e os impactos socioeconômicos na economia brasileira.** Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento. 18 - 21p, 2009.

BURTON, H.; TURNER, C. **Manure management, second ed., Treatment Strategies for Sustainable Agriculture.** Silsoe Institute, Lister and Durling Printers, Flitwick, Bedford, UK, 2003.

CAMERON, K. C.; DI, H. J.; McLAREN, R. G. **Is soil an appropriate dumping ground for our wastes.** Australian Journal of Soil Research N° 35, V.5, 995 - 1035p, 1997.

CAVALHEIRO, F.; NUCCI, J. C. **Espaços livres e qualidade de vida urbana.** Paisagem Ambiente e Ensaios, N° 11, 279 - 288p, 1998.

CAVALHEIRO, F.; DEL PICCHIA, P. C. D. **Áreas verdes: conceitos, objetivos e diretrizes para o planejamento.** In: Anais do 1º Congresso Brasileiro sobre Arborização Urbana e 4º Encontro Nacional sobre Arborização Urbana. Vitória – ES, 29 - 38p, 1992.

CCME. (CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT). **Guidelines for Compost Quality.** PN 1340, 2005.

CHAUDHARY, B. K. **Dry continuous anaerobic digestion of municipal Solid waste in thermophilic conditions.** Asian Institute of Technology School of Environment, Resources and Development. Thailand, 139p, 2008.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDTSEN, P.; ALBRECHTSEN, H. J.; HERON, G.; NIELSEN, P. H.; BJERG, P. L.; HOLM, P. E. **Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers.** Critical Reviews in Environmental Science and Technology. V. 24 (2 ed.), 119 - 202p, 1994.

CHYNOWETH, D. P.; PULLAMMANAPPALLIL, P. **Anaerobic digestion of municipal solid wastes.** Microbiology of solid waste, Boca Raton, FL, USA, 1996.

CRAWFORD, J. H. **Composting of Agricultural Wastes.** A Review. Process Biochemistry, V.18, 14 - 18p, 1983.

COOPERBAND, L. **The Art and Science of Composting.** Center for Integrated Agricultural Systems, University of Wisconsin-Madison. 1-17p, 2002.

DAS, K.; KEENER, H. **Moisture effect on compaction and permeability in composts.** Journal of Environmental Engineering, Nº 123, 275 - 281p, 1997.

DEES P.M.; GHIORSE, W. C. **Microbial diversity in hot synthetic compost as revealed by PCR-amplified rRNA sequences from cultivated isolates and extracted DNA.** FEMS Microbiol. Ecol. N° 35: 207 - 216p, 2001.

DE GUARDIA, A.; PETIOT, C.; ROGEAU, D. **Influence of aeration rate and biodegradability fractionation on composting kinetics.** Waste Management. N° 28, 73 - 84p, 2008.

DEMÉTRIO, R. **Efeitos da aplicação de matéria orgânica sobre a biomassa microbiana do solo e o crescimento e absorção de nitrogênio em milho (*Zea mays* L.).** Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Itaguaí, RJ. 1988.

DIAS, B. O. **Estoque de carbono e quantificação de substâncias húmicas de latossolo sob aplicação continuada de lodo de esgoto.** In: Caracterização da matéria orgânica de latossolo sob aplicação continuada de lodo de esgoto. 2005. Cap. 2, 19 - 47p. Dissertação (Mestrado em solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG. 2005.

DIAZ, L. F.; SAVAGE, G. M. **Factors that affect the process.** In: L.F. Diaz, M. de Bertoldi, W. Bidlingmaier, E. Stentiford (ed.) Compost Science and Technology. Elsevier, Amsterdam. 49 - 64p, 2007.

DUXBURY, J. M.; SMITH, M. S.; DORAN, J. W. **Soil organic matter as a source and sink of plant nutrients.** In D.C. Coleman, J.M. Oades and G. Uehara, eds. Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystem. 33 - 67p. USA, University of Hawaii Press, 1989.

EEA. (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY). **A future waste problem?** Indicator Fact Sheet Signals. Sewage sludge. 112 - 119p, 2001.

EEA. (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY). **Greenhouse gas emission trends and projections.** In Europe. Environmental issue report. N° 36, 2003.

EFTODA, G., MCCARTNEY, D. **Determining the critical bulking agent requirement for municipal biosolids composting.** Compost Science and Utilization, N° 12, V. 3, 208 - 218p, 2004.

EPA. (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **Biosolids Management and Enforcement.** Audit Report N° 2000-P-10. Office of the Inspector General, Washington, D.C., 2000.

EPSTEIN, E. **The Science of Composting.** CRC Press LLC, Boca Raton, USA, 1997.

FERNANDES, L.; ZHAN, W.; PATNI, N. K.; JUI, P. Y. **Temperature distribution and variation in passively aerated static compost piles.** Bioresource Technology. V 48, 257 - 263p, 1994.

FERREIRA, A. B. de H. **Dicionário Aurélio eletrônico século XXI.** Rio de Janeiro: Nova Fronteira. 1 CD-ROM, 1999

FETZER, J. C. **The Chemistry and Analysis of the Large Polycyclic Aromatic Hydrocarbons.** New York: Wiley (ed.), 2000.

FINSTEIN, M. S.; HOGAN, J. A. **Integration of composting process microbiology, facility structure and decision-making.** In: H.A.J. Hoitink and H.M. Keener (ed.) Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects, Renaissance Publications, Columbus, OH. 1 - 23p, 1993.

GAJALAKSHMI, S.; ABBASI, S.A. **Solid waste management by composting: state of the art.** Crit. Rev. Environment Science. Technology. N° 38, 311 - 400p, 2008.

GAJDOS, R. **The use of organic waste materials as organic fertilizer- recycling of plant nutrients.** Acta Hortic., N° 302: 325 – 331p, 1992.

GE, B.; MCCARTNEY, D.; ZEB, J. **Compost environmental protection standards in Canada.** Journal of Environmental Engineering and Science N° 5, 221 - 234p, 2006.

GEA, T., BARRENA, R., ARTOLA, A., SANCHEZ, A. **Monitoring the biological activity of the composting process: Oxygen uptake rate (OUR), respirometric index (RI), and respiratory quotient (RQ).** Biotechnology & Bioengineering. V 88, 520 - 527p, 2004.

GIJZEN, H. J. **Anaerobic digestion for sustainable development: a natural approach.** Water Science and Technology V. 45, 321 - 328p, 2002.

GOLUEKE, C.G. **Biological reclamation of solid wastes.** Rodale Press, Emmaus, PA, 03 - 09p, 1977.

GOMEZ, R.; LIMA, F.; FERRER, A. **The use of respiration indices in the composting process: a review.** Waste Management and Research. N° 24, 37 - 47p, 2006.

GUPTA, R.; GARG, V. K. **Stabilization of primary sewage sludge during vermicomposting.** Journal of Hazardous Materials. V. 153, 1023 – 1030p, 2008.

GURTHER, C.; HEYRMAN, J.; PINAR, G.; LUBITZ, W.; SWINGS, J.; ROLLETE, S. **Comparative analyses of the bacterial diversity on two different biodeteriorated wall paintings by DGGE and 16S rDNA sequence analysis.** Int. Biodeterioration Biodegrad. N° 46: 229 - 239p, 2000.

HAMELERS, H. V. M. **Modeling composting kinetics: A review of approaches.** Reviews in Environmental Science and Biotechnology. V.3, 331 - 342p, 2004.

HAMODA, M. F.; ABU QDAIS, H. A.; NEWHAM, J. **Evaluation of municipal solid waste composting kinetics.** Resource Conservation and Recycling. N° 23, 209 - 223p, 1998.

HASSEN, A.; BELGUITH, K.; JEDIDI, N. **Microbial characterization during composting of municipal solid waste.** Bioresource Technology. N° 80, 217 - 225p, 2001.

Haug, R. T. **The practical handbook of composting engineering.** Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 1993.

HENKE-OLIVEIRA, C. **Planejamento ambiental na cidade de São Carlos (SP) com ênfase nas áreas públicas e áreas verdes: diagnóstico e propostas.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos – SP, 1996.

HIGGINS, A. J.; SUHR, J.; SIDDIQUR, L; RAHMAN, M.; SINGLEY, M. E.; RAJPUT, V. S. **Shredded Rubber tires as a bulking agent in sewage sludge composting.** Waste Management and Research. V. 4, 367 - 386p, 1986.

HOWARD, A. **The manufacture of humus by the Indore process.** Journal of the Royal Society of Arts 84. 26 - 29p, 1935.

HUANG, G. F.; WONG, J. W. C.; WU, Q. T.; NAGAR, B. B. **Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust.** Waste Management. N° 24, 805 - 813p, 2004.

HUANG, Y.; XU XAOGUANG.; SHAO, H.; JIAO XIAOGUANG; LU YUNCAI; MAO ZHICHENG; GAO WEI. **Inoculating Microbes Effect on Composting Process of Dairy Manure Under Low Temperature.** Journal of Northeast Agricultural University. Vol. 17, N° 3, pg. 24 to 28, September, 2010.

HUDSON, H. J. **Fungi as inhabitants of extreme environments.** In: Fungal Biology, Edward Arnold Publishers, Great Britain. 298p, 1986.

IANNOTTI, D.; GREBUS, M.; TOTH, L.; MADDEN, L.; HOITINK, H. **Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid-waste.** Journal of Environmental Quality. V 23, 1177 - 1183p, 1994.

INSAM, H.; de BERTOLDI, M. **Microbiology of the composting process.** In: L.F. Diaz, M. de Bertoldi, W. Bidlingmaier, E. Stentiford (ed.) Compost Science and Technology. Elsevier, Amsterdam. 25 - 49p, 2007.

IBGE. (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB).** Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. 219p. 2008.

JARDIM, N. S.; WELLS, C. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento integrado.** São Paulo: IPT: CEMPRE, 1995.

JERIS, J. S.; REGAN, R.W. **Controlling environmental parameters for optimal composting.** Compost Science. V. 14, 10 - 15p, 1973.

JONES, M. J.; WILD, A. **Soils of the West African savannah.** Technical Communication. Commonwealth Bureau of Soils. Farnham, UK, Commonwealth Agricultural Bureaux. N° 55, 1975.

KEENER, H. M. C.; MARUGG, C.; HANSEN R. C.; HOITINK, H. A. J. **Optimizing the efficiency of the composting process.** In: H.A.J. Hoitink, H. M. Keener (ed.) Science and engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological, and Utilization Aspects, Renaissance Publications, Worthington, OH. 59 - 94p, 1993.

KIEHL, E. J. **Manual de Compostagem: maturação e qualidade do composto.** Piracicaba,:E. J. Kiehl, 1998.

KRUEGER, R. G.; GILLHAM, N. W.; COGGIN Jr., J. H. **Introduction to Microbiology.** The Macmillan Co., New York, USA, 1973.

LASARADI, K. E.; STENTIFORD, E. I. **Respirometric techniques in the context of compost stability assessment: principles and practice.** In: M. Bertoldi, P. Sequi, B. Lemmens, T. Papi (ed.) The Science of composting, Part 1. Chapman and Hall, Glasgow. 274 - 285p, 1996.

LASARIDI, K. E.; STENTIFORD, E. I. **A simple respirometric technique for assessing compost stability.** Water Research. V. 32, 3717 - 3723p, 1998.

LARNEY, F. J.; HAO, X. **A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada.** Bioresource Technology. V.98, 3221 - 3227p, 2007.

LAU, A. K.; LO, K. V.; LIAO, P. H.; YU, J. C. **Aeration Experiments for Swine Composting.** Bioresource Technology. V. 41 (2^a ed), 145 - 152p, 1992.

LESAGE, S.; JACKSON, R.E. **Groundwater contamination and analysis at hazardous waste Sites**. Marcel Dekker, New York, 1992.

LIANG, C.; DAS, K.C.; McCLENDON, R. W. **The influence of temperature and moisture content regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend**. Bioresource Technology Nº 86, 2ª ed., 131 - 137p, 2003.

LIAO, P.; JONES, H. **Composting of fish wastes in a full – scale in-vessel system**. J. Bioresource Technology. Nº 59, 163 - 168p, 1996.

LIAO, P.; VIZCARRA, P.; CHEN, A.; LO, K. **Composting of separated solid swine manure**. Journal of Environmental Science and Health Part A- Environmental Science and Engineering & Toxic and Hazardous Substance Control. V. 28, 1889 - 1901p, 1993.

LIMA, C. R. C. **Estudo comparativo entre adubação orgânica e inorgânica, na conservação de solos agrícolas, através de indicadores de sustentabilidade**. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Geoquímica e Meio Ambiente) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA. 2004.

MACDONALD, L; DOW M. G. C.; GRIFFIN SHAY, E. **Returning wastes to the land**. In: food, fuel and fertilizer from organic wastes. Report of *ad hoc* panel of the advisory committee on technology for international development commission on international relations. National Research Council. National Academy Press, Washington, D.C., 1981.

MAPA. (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO). **Regulamento da Lei no 6.894, de 16 de dezembro de 1980**. Capítulo I, Artigo 2º, Inciso 3º, Alínea b, Página 6.

MARTIUS, C.; TIESSEN, H.; VLEK, P. L. G. **Managing soil organic matter in tropical soils: scope and limitations.** Dordrecht: Kluwer. 235p, 2001.

MASON, I.; GEORGE, L. F. J.; HAO, A. **A study of power, kinetics, and modelling in the composting process.** Composting Science, 2007.

McCARTY, P. L. **The development of anaerobic treatment and its future.** Water Science and Technology V. 44 (Chapter 8): 149 - 156p, 2001.

METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse.** The McGraw-Hill Companies, Inc. New York, NY, 2003.

MILLER, F. C. **Biodegradation of solid wastes by composting.** In: A.M. Martin (ed.) Biological Degradation of Wastes, Elsevier Applied Science, London.1 - 3p, 1991.

MILLER, F. C. **Composting of municipal solid waste and its components.** In A. C. Palmisano, and M. A. Barlaz (Eds): Microbiology of solid waste: 115 - 154p, Boca Raton, FL, USA: CRC Press, 1996.

MINNICH, J.; HUNT, M. **The Rodale Guide to Composting.** Rodale Press, Emmaus, USA, 1979.

NEKLYUDOV, A. D.; FEDOTOV, G. N.; IVANKIN, A. N. **Aerobic Processing of Organic Waste into Compost.** Applied Biochemistry and Microbiology. Nº 42 (Chapter 4), 389 - 403p, 2006.

NEVES, L. M. G. F. **Anaerobic Co-Digestion of Organic Wastes.** Universidade de Moinho. Escola de Engenharia. Portugal. Tese de doutorado. 162p, 2009.

OADES, J. M.; GILMAN, G. P.; UEHARA, G. **Interactions of soil organic matter and variable charge clays.** Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems. Honolulu, Hawaii, USA. University of Hawaii Press. 1984.

OLESZCZUK, P. **Sorption of phenanthrene by sewage sludge during composting in relation to potentially bioavailable contaminant content.** Journal of Hazardous Materials, 2009.

OLIVEIRA, C. H. **Planejamento ambiental na cidade de São Carlos (SP) com ênfase nas áreas públicas e áreas verdes: diagnósticos e propostas.** 1996. 181f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, Carlos, 1996.

PACE, M. G.; MILLER, B. E.; FARRELL-POE, K. L. **The Composting Process.** Utah Cooperative Extension Service Fact Sheet, 1995.

PALETSKI, W. T.; YOUNG, J. C. **Stability measurement of biosolids compost by aerobic respirometry.** Compost Science and Utilization. V. 3, 16 -24p, 1995.

PEREIRA NETO, J. T. **Um sistema de reciclagem e compostagem, de baixo custo, de lixo urbano para países em desenvolvimento.** Viçosa, MG. UFV. (Conselho de Extensão, UFV. Informe Técnico, 74). 16p, 1995.

PEREIRA NETO, J. T. **Lixo Urbano no Brasil: Descaso, Poluição Irreversível e Mortalidade Infantil.** Ação Ambiental - Universidade Federal de Viçosa, agosto/setembro. 8 - 11p, 1998.

PETRIC, L.; SESTAN, A. I. **Influence of wheat straw addition on composting of poultry manure.** Process Safety and Environmental Protection, Nº 78, 206 - 212p, 2009.

QINGWEI LI; BINGNAN, L. V; HONG WANG. **Influence of C/N Ratio on Nitrogen Changing during Composting.** 4th International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering (iCBBE), 1 - 4p, 2010.

QUEIROZ, J. E. G.; LIMA, J. S.; KORN, M. G. **Efeito do Uso do Composto Selecionado e Não-selecionado, Provenientes de Lixo Urbano, no Teor de Metais Pesados e na Produção de Biomassa na Cultura do Milho.** Engenharia Sanitária e Ambiental, V. 5, 59-67p, 2000.

QU Q.; LEE, S. J.; BOOS, W. **Treatment, a novel trehalose glycosyltransferring synthase of the hyperthermophilic archaeon *Thermococcus litoralis*.** J Biol Chem.Nº 279: 471 - 477p, 2004.

RAICHURA, A.; McCARTNEY, D. **Composting of municipal biosolids: effect of bulking agent particle size on operating performance.** Journal of Environmental Engineering and Science V. 5, (Chapter 3), 235 - 241p, 2006.

RASMUSSEN, R. A.; KHALIL, M. A. K. **Atmospheric methane in the recent and ancient atmospheres: Concentrations, trends and interhemispheric gradient.** Journal of Geophysical Research, Nº 89, 11599-11605p, 1984.

REGAN, R.; JERIS, J. S.; BASSER, R.; McCANN, K.; HUDEK, J. **Cellulose Degradation in Composting.** USEPA, Washington, DC, 1973.

RICHARD, T. L. **Fundamental parameters of aerobic solid-state bioconversion processes.** Resource Recovery and Reuse in Organic Solid Waste Management. IWA Publishing, London, UK, 2004.

RICHARD, T. L.; HAMELERS, H. V. M.; VEEKEN, A.; SILVA, T. **Moisture relationships in composting processes.** Compost Science and Utilization, V. 10 (Chapter 4), 286 - 302p, 2002.

REBOLLIDO, R.; MARTÍNEZ, J.; AGUILERA, Y.; MELCHOR, K.; KOERNER, I.; STEGMANN, R. **Microbial populations during composting process of organic fraction of municipal solid waste.** APPLIED ECOLOGY AND ENVIRONMENTAL RESEARCH V. 6(Chapter 3), 61 - 67p, 2008.

RYNK, R. **On-Farm Composting Handbook. Agriculture Engineering Services.** Cooperative Extension, Riley-Robb Hall, Ithaca, NY, 1992.

RYNK, R. **On-farm composting handbook.** NRAES, Ithaca, New York, USA, (2^o Ed), 1992.

SANCHEZ, P. A.; PALM, C. A.; SZOTT, L. T.; CUEVAS, E.; LAL, R. **Organic input management in tropical agroecosystems.** Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems. Honolulu, Hawaii, USA. University of Hawaii Press, 1989.

SANETAL. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Fortaleza – Estado do Ceará.** Florianópolis, SC – Volumes I e II, 120p, 2012.

SHARMA, V. K., M. CANDITELLI, F. **Processing of urban and agroindustrial residues by aerobic composting: review.** Energy Conversion and Management. Ed. 38 (Chapter 5): 45p, 1997.

SINGH, C. P. **Preparation of High grade Compost by an enrichment on organic matter decomposition.** Biol. Agric. Hort. V.5, 41 - 49p, 1987.

SIX, J.; FELLER, C.; DENEFF, K.; OGLE, S. M.; SÁ, J. C. M.; ALBRECHT. **Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils – Effects of no-tillage**. INRA, EDP Sciences. Agron. N° 22, 755 - 775p. 2002.

SBAU. (SOCIEDADE BRASILEIRA DE ARBORIZAÇÃO URBANA). “**Carta a Londrina e Ibitiporã**”. Boletim Informativo. V. 3, N° 5, 3p, 1996.

SPANJERS, H.; VANROLLEGHEM, P. A.; OLSSON, G.; DOLD, P. L. **Respirometry in Control of the Activated Sludge Process: Principles**. IWA Publishing, London, UK, 1998.

STENTIFORD, E. **The Specific Oxygen Uptake Rate (SOUR) – the English practice**. In: The Biological Treatment of Biodegradable Waste – Technical aspects. The Environment DG and the Joint research Centre of the European Commission, Brussels, 2002.

STOFELLA, P. J.; KAHN, B. A. **Compost utilization in horticultural cropping systems**. Boca Raton, FL, USA: Lewis Publishers, 2001.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. 2º Ed. New York: J. Wiley & Sons, 496p, 1994.

STEUBING, L. **Métodos de Ecología Vegetal**. Santiago de Chile: Editorial Universitaria, 2002.

STRAUCH, D.; BALLARINI, G. **Hygienic aspects of production and agricultural use of animal wastes**. J. Vet. Med. V. 41, 176 - 228p, 1994.

TAIWO, L. B.; OSO, B. A. **Influence of composting techniques on microbial succession, temperature and pH in a composting municipal solid waste**. African Journal of Biotechnology Vol. 3 (Chapter 4), 239 - 243p, April 2004.

TIQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y.; HODGKISS, I. J. **Microbial activities during composting of spent pig-manure sawdust litter at different moisture contents.** Bioresource Technology. V. 55, 201 - 206p, 1996.

TITJEN, C. **From Biodung to Biogas - Historical review of European experience.** Energy, Agriculture and Waste Management. Ann Arbor Science: 347 - 359p, 1975.

TOMATI, U.; BELARDINELLI, M.; ANDREU, M.; GALLI, E. **Evaluation of Commercial Compost Quality.** Waste Management & Reserch. V. 20, 389 - 397p, 2002.

TREMIER, A.; de GUARDIA, A.; MASSIANI, C.; PAUL, E., MARTEL, J.L. **A respirometric method for characterizing the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be composted.** Bioresource Technology N° 96, 169 - 180p, 2005.

UN. (UNITED NATIONS). POPULATION DIVISION: **World Urbanization Prospects: The 2011.** Revision, ST/ESA/SER.A/216. Department of Economics and Social Affairs, United Nations Secretariat. New York, NY, 2010.

VALLINI, G.; PERA, A. **Green compost production from vegetable waste separately collected in metropolitan garden-produced markets.** Biological Wastes. V. 29, 33 - 41p, 1989.

VIEIRA, M. R., NUNES, J. F.; CARVALHO, P. L. **Produção de composto orgânico biotecnológico a partir de resíduos de poda das árvores.** Artigo técnico não publicado, 2007.

VIEIRA, M. R.; ALMEIDA, P. F.; NUNES, F. J.; CARVALHO, P. L. **Incremento nos níveis de NPK e na percentagem de matéria orgânica e redução nos teores de Fe^{+2} , Cu^{+2} , Zn^{+2} e Mn^{+2} em composto orgânico produzido a partir de resíduo de poda de árvores através de compostagem biotecnológica.** Artigo Técnico-Científico não publicado, 2008.

VIEIRA, M. R.; ALMEIDA, P. F.; NUNES, F. J.; CARVALHO, P. L. **Avaliação da microbiota de composto orgânico para desenvolvimento de biocatalisador específico de resíduos de poda de árvores.** Artigo Técnico-Científico não publicado, 2009.

YAMADA, Y.; KAWASE, Y. **Aerobic composting of waste activated sludge: kinetic analysis for microbiological reaction and oxygen consumption.** Waste Management. V.26, 49 - 61p, 2006.

WANI, S. P.; SHINDE P. A. **Mineralization of nutrients during biological degradation of wheat straw.** Indian J. Microbiol. V. 16: 61 - 63p, 1976.

ZHU, N. **Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw.** Bioresource. Technology. V. 98: 9 - 13p, 2007.

ZHU, N.; DENG, C.; XIONG, Y.; QIAN, H. **Performance characteristics of three aeration systems in the swine manure composting.** Bioresource Technology 95, 319 - 326p, 2007.

ZIMIN WEI; BEIDOU XI; YUE ZHAO; SHIPING WANG; HONGLIANG LIU; YOUHAI JIANG. **Effect of inoculating microbes in municipal solid waste composting on characteristics of humic acid.** Science Direct, Chemosphere 68. 368 – 374p, 2007.