



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Matias Marchesan de Oliveira

**Otimização do processo de compostagem de carcaças de animais mortos em reator
cilindro rotativo**

Florianópolis

2019

Matias Marchesan de Oliveira

**Otimização do processo de compostagem de carcaças de animais mortos em reator
cilindro rotativo**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Paulo Belli Filho, Dr.

Coorientador: Paulo Armando V. de Oliveira, Dr.

Florianópolis

2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Oliveira, Matias Marchesan

Otimização do processo de compostagem de carcaças de animais mortos em reator cilindro rotativo / Matias Marchesan Oliveira ; orientador, Paulo Belli Filho, coorientador, Paulo Armando Victória de Oliveira, 2019. 154 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2019.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. compostagem acelerada. 3. reator cilindro rotativo. 4. carcaças de animais mortos. I. Belli Filho, Paulo. II. Victória de Oliveira, Paulo Armando. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

Matias Marchesan de Oliveira
**Otimização do processo de compostagem de carcaças de animais mortos em reator
cilindro rotativo**

O presente trabalho em nível de doutorado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Joel Dias da Silva, Dr.(a)

FURB

Profa. Maria Elisa Magri, Dra.

UFSC

Prof. Armando Borges de Castilhos Junior, Dr.

UFSC

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de doutor em Engenharia Ambiental.

Profa. Maria Eliza Nagel Hassemer, Dra
Coordenadora do Programa

Prof. Paulo Belli Filho, Dr.
Orientador

Florianópolis, 2019.

AGRADECIMENTOS

Eu acredito que um dos sentimentos mais nobres do ser humano seja a gratidão por aqueles que lhe alcançam a mão... e minha vida acadêmica foi forjada por diversas mãos que acreditaram em mim e me auxiliaram quando necessitei. Durante o período de doutorado, são imensuráveis as pessoas que me ampararam em diferentes momentos do processo... impossível nominar todos!! Porém, por muito representarem essa realização... agradeço especialmente...

Minha família, meus pais que muito sentiram, reclamaram e entenderam minha ausência, principalmente nas datas comemorativas em que a família reunia-se...por nunca terem medido esforços para que eu e minha irmã pudéssemos estudar...

Ao meu orientador, Prof. Paulo Belli Filho, pela acolhida e pela paciência que sempre teve para comigo durante a fase experimental e a escrita do trabalho, meu reconhecimento! Em seu nome, agradeço a todos os professores do PPGEA e servidores da UFSC.

Ao meu co-orientador, pesquisador Dr. Paulo Armando Victória de Oliveira, pela oportunidade de realizar esse estudo na Embrapa, usufruindo de uma infraestrutura de qualidade... pela paciência, vivência, conversas, discussões e compartilhamento de conhecimento. Em seu nome, agradeço a todos os empregados da Embrapa que me auxiliaram (foram muitos, muitos mesmo!)

A estagiária Daniela Refosco Shell, que foi meu braço direito e esquerdo durante a realização dos experimentos, que literalmente pegou no pesado e sujou as mãos. Em seu nome, agradeço todos os estagiários da Embrapa que me auxiliaram em dias de experimento.

Ao Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia Catarinense, IFC-Campus Videira, pela oportunidade e incentivo para realização desse curso...pelas inúmeras mudanças de horários que eu solicitei, e sempre fui atendido, por sempre demonstrarem o reconhecimento de meu trabalho. Aos colegas professores que trocavam aulas quando eu necessitava. Obrigado por tornarem menos penosa a realização de doutorado em paralelo as minhas atividades laborais... Desejo que todos sejam tão felizes quanto eu sou em trabalhar nesse lugar!

Ao Programa de Bolsas Universitárias de Santa Catarina (UNIEDU) pela bolsa recebida durante esse período de estudo!

Sou muito grato a todos!

RESUMO

Há necessidade ambiental de tratamento adequado para as carcaças de animais mortos nos sistemas produtivos. O processo de compostagem acelerado apresenta-se como alternativa de tecnologia para a destinação desse rejeito orgânico. O objetivo desse estudo foi avaliar a utilização de Reatores Cilindros Rotativos (RCRs) para compostagem acelerada de carcaça animal. Para a pesquisa, foi utilizado RCRs com volume de 3,6 m³ (50% de volume útil), sendo realizado monitoramento de parâmetros físico-químicos da biomassa e emissão de gases (C-CO₂, C-CH₄, N-NH₃ e N-N₂O) periodicamente durante o processo. O estudo dividiu-se em três etapas: I) Verificação de parâmetros físico-químicos e emissão de gases; II) a influência da frequência de aeração na temperatura da biomassa e emissão de gases, e III) o emprego de aditivos químicos (dicianodiamida e fosfogesso) para retenção de nitrogênio na biomassa, com quatro tratamentos: adição de dicianodiamida (DCD), adição de fosfogesso (PPG), adição de ambas substâncias (PPG+DCD) na biomassa e o tratamento controle (Ck). Em I, os resultados indicam significativa redução da relação C:N da biomassa no decorrer do processo, finalizando em 15,27, consequência da elevação do teor de nitrogênio, enquanto que a temperatura esteve acima de 40°C em 50% do período de estudo. A redução na concentração de sólidos voláteis indicou a mineralização da matéria orgânica, o que implicou na perda de carbono pela emissão de CO₂. A emissão desse gás foi responsável por 99% da perda de carbono, sendo o restante atribuído à emissão de CH₄. A emissão de NH₃ foi principal responsável pela perda de nitrogênio da biomassa, sendo essa emissão favorecida nos períodos em que a temperatura encontrava-se elevada, enquanto a emissão de N₂O foi significativamente inferior. Em II, foi verificado que a temperatura da biomassa é afetada pela frequência de revolvimento, quanto maior essa frequência, menor será o período na fase termofílica (>50°C). As emissões totais dos gases avaliados não apresentaram diferença (p>0,05) entre os tratamentos. Os modelos matemáticos que melhor representaram a emissão de C-CO₂ e N-NH₃ em função da temperatura foram não lineares, R²=0,75 e 0,78, respectivamente. Por fim, constatou-se que seja utilizado no mínimo duas horas de intervalo entre os períodos de 24 minutos de aeração, para garantir um melhor intervalo de tempo de repouso da biomassa na fase termofílica e eliminação de possíveis contaminantes patogênicos. E em III, os resultados indicaram que para emissão de C-CO₂ e C-CH₄ não houve diferença significativa (p>0,05) para os tratamentos com aditivos quando comparados ao Ck. Para as emissões de NH₃ houve diferença significativa (p<0,05) para uso dos aditivos separadamente quando comparados ao Ck. Constatou-se, também uma redução de 94,71% e 65,80% para as emissões de N₂O, respectivamente para DCD e PPG+DCD, enquanto PPG aumentou em 98% a emissão desse gás. Ao final do processo de compostagem, verificou-se que a perda de nitrogênio na biomassa foi de 44,15; 25,76; 27,85 e 18,66% respectivamente para Ck, DCD, PPG e PPG+DCD. Conforme resultados obtidos, conclui-se que os RCRs podem ser utilizados como tecnologia para tratamento de carcaças de animais mortos, porém deve-se monitorar a temperatura da biomassa, e garantir baixa emissão de amônia para o meio externo.

Palavras- chave: emissão de gases, carcaças de animais, compostagem *in-vessel*.

ABSTRACT

There is an environmental need for adequate treatment for dead animal carcasses in production systems. The accelerated composting process is an alternative technology for the disposal of this organic waste. The objective of this study was to evaluate the use of Rotating Cylinder Reactors (RCRs) for accelerated animal carcass composting. For the research, RCRs with a volume of 3.6 m³ (50% of useful volume) were used. Physical and chemical parameters were monitored for biomass and gas emission (C-CO₂, C-CH₄, N-NH₃ and N-N₂O) periodically during the process. The study was divided into three stages: I) Verification of physical-chemical parameters and emission of gases; II) the influence of aeration frequency on biomass temperature and gas emission; and III) the use of chemical additives (dicyandiamide and phosphogypsum) for nitrogen retention in biomass with four treatments: addition of dicyandiamide (DCD), addition of phosphorus (PPG), addition of both substances (PPG + DCD) in the biomass and the control treatment (Ck). In I, the results indicate a significant reduction of the C:N ratio of the biomass during the process, ending at 15.27, as a consequence of the elevation of the nitrogen content, while the temperature was above 40 °C in 50% of the study. The reduction in the concentration of volatile solid indicated the mineralization of the organic matter, which implied in the loss of carbon by the emission of CO₂. The emission of this gas accounted for 99% of the carbon loss, the remainder being attributed to the emission of CH₄. The emission of NH₃ was mainly responsible for the loss of nitrogen from the biomass, and this emission was favoured in periods when the temperature was high, while the emission of N₂O was significantly lower. In II, it was verified that the temperature of the biomass is affected by the frequency of revolving, the higher this frequency is, the shorter the period in the thermophilic phase gets (>50 °C). The total emissions of the evaluated gases showed no difference ($p > 0.05$) between the treatments. The mathematical models that best represented the emission of C-CO₂ and N-NH₃ as a function of temperature were nonlinear, $R^2 = 0.75$ and 0.78 , respectively. Finally, it is advised to use a minimum of two hours between the periods of aeration, to ensure a longer stay in the thermophilic phase and elimination of possible pathogenic contaminants. And in III, the results indicated that for the emission of C-CO₂ and C-CH₄ there was no significant difference ($p > 0.05$) for the treatments with additives when compared to the control. For NH₃ emissions there was a significant difference ($p < 0.05$) for use of the additives separately when compared to Ck. A reduction of 94.71% and 65.80% for N₂O emissions, respectively for DCD and PPG + DCD, was also observed, while PPG increased the emission of this gas by 98%. At the end of the composting process, it was verified that the loss of nitrogen in the biomass was 44.15; 25.76; 27.85 and 18.66% respectively for Ck, DCD, PPG and PPG + DCD. According to the results obtained, it can be concluded that the RCRs can be used as a technology for the treatment of dead animal carcasses. However, the biomass temperature must be monitored and the ammonia emission should be guaranteed to the external environment.

Keywords: emission of gases, animal carcasses, in-vessel composting.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 2

- Figura 2.1- Ilustração das diferentes fases do processo de compostagem.
Figura 2.2- Relação entre os fatores de interferência no processo de compostagem.
Figura 2.3- Perfil de temperatura em uma leira de compostagem.
Figura 2.4- Variação de temperatura em compostagem com sistema de leira.
Figura 2.5- Variação do pH nos 10 primeiros dias de compostagem.
Figura 2.6- Revolvedores mecanizados, em leira em espaço aberto (A) e em espaço fechado (B).
Figura 2.7- Sistema de leira estática com aeração forçada.
Figura 2.8- Cilindro rotativo utilizado para compostagem.
Figura 2.9- Transformações no ciclo do nitrogênio.
Figura 2.10- Etapas do processo de desnitrificação com identificação da atuação enzimática.

Capítulo 3

- Figura 3.1- Temperatura da biomassa durante o período de compostagem.
Figura 3.2- C(%), C:N e SV(%) durante o período de compostagem.
Figura 3.3- NT(%), Norg(%) e NH_4^+ (mg.kgMS^{-1}) durante o período de compostagem.
Figura 3.4- OUR durante o período de compostagem.
Figura 3.5- Emissão de C-CO₂ ($\text{mg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) e C-CH₄ ($\text{mg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) durante o período de compostagem.
Figura 3.6- Emissão de N-NH₃ ($\text{mg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) e N-N₂O ($\text{mg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) durante o período de compostagem.

Capítulo 4

- Figura 4.1- Temperatura (a) e pH (b) durante o período experimental.
Figura 4.2- Emissão de gases a) C-CO₂, b) C-CH₄, c) emissão acumulada de C-CO₂, d) emissão acumulada de C-CH₄.
Figura 4.3- Concentração de N-NH₄⁺ (mg.kgMS^{-1}) na biomassa em degradação durante o período de compostagem.
Figura 4.4- Emissão de gases a) N-NH₃, b) N-N₂O, c) emissão acumulada de N-NH₃, d) emissão acumulada de N-N₂O.
Figura 4.5- Modelos matemáticos propostos para emissão: a) C-CO₂ e b) N-NH₃.
Figura 4.6- GAP do período de compostagem.

Capítulo 5

- Figura 5.1- Nitrogênio na biomassa: a) N-NH₄⁺ (mg.kgMS^{-1}); b) N-NO₃⁻ ($\text{mg.kg}_{\text{MS}}^{-1}$); c) NT (%MS); d) C:N
Figura 5.2- Emissão total de: a) C-CO₂ ($\text{kg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1}$) e b) C-CH₄ ($\text{g.kg}_{\text{carcaça}}^{-1}$).
Figura 5.3- Emissão total de: a) N-NH₃ ($\text{g.kg}_{\text{carcaça}}^{-1}$) e b) N-N₂O ($\text{g.kg}_{\text{carcaça}}^{-1}$).

LISTA DE QUADROS

Capítulo 2

Quadro 2.1 - Parâmetros de controle do fertilizante produzido.

Quadro 2.2- Classificação dos Fertilizantes, conforme a normativa 25/2009.

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2

- Tabela 2.1- Produção de frango (mil toneladas).
- Tabela 2.2- Produção de carne de frango no Brasil (milhões de toneladas).
- Tabela 2.3- Massa de animais mortos nas regiões brasileiras (ton/ano).
- Tabela 2.4- Indicação de proporção de materiais para compostagem.
- Tabela 2.5- Caracterização legal de fertilizantes orgânicos.
- Tabela 2.6- Limites máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos.

Capítulo 3

- Tabela 3.1- Inserção de carcaça e serragem nos reatores.
- Tabela 3.2- Composição inicial alocada nos reatores no primeiro dia de experimento.
- Tabela 3.3- Presença de coliformes na biomassa.
- Tabela 3.4- Caracterização do composto formado no final do processo de compostagem.
- Tabela 3.5- Balanço de massa na biomassa e comparação com gases.

Capítulo 4

- Tabela 4.1- Materiais adicionado em cada um dos 4 reatores
- Tabela 4.2- Modelos matemáticos para emissão de C-CO₂ e N-NH₃ em função da temperatura.
- Tabela 4.3- Quantificação de patógenos na biomassa pré e pós compostagem.
- Tabela 4.5- Balanço de massa para o carbono e potássio.
- Tabela 4.4- Caracterização físico-química do composto resultante.

Capítulo 5

- Tabela 5.1- Características dos materiais adicionados nos RCRs.
- Tabela 5.2- Tratamentos utilizados nos experimentos.
- Tabela 5.3- Perdas de carbono, nitrogênio e potássio.
- Tabela 5.4- Caracterização físico-química do composto formado.

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

°C	graus Celsius;
ABPA	Associação Brasileira de Proteína Animal;
AIC	Critério de Informação de Akaike;
C	Carbono;
CEC	Coliformes E. Coli;
CEDISA	Centro de Diagnóstico em Saúde Animal;
Ck	controle;
CNEC	Coliformes Não E.Coli;
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente;
CONSEMA	Conselho Estadual de Meio Ambiente
CT	Coliformes Totais;
Cz	Cinzas;
d	dia
DCD	dicianodiamida;
DNA	ácido desoxirribonucleico;
EE	Extrato Etéreo;
g	gramas;
GAP	Potencial de Aquecimento Global;
h	hora;
IN	Instrução Normativa;
K	Potássio;
kg	kilograma;
L	litros;
Labeflu	Laboratório de Tratamento de Efluentes Líquidos e Gasosos
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento;
mg	miligramas;
min	minutos;
MN	matéria natural;
MS	matéria seca;
N	nitrogênio;
NMP	Número Mais Provável;
Norg	Nitrogênio Orgânico;
NT	Nitrogênio Total,
OUR	taxa de consumo de oxigênio;
pH	potencial hidrogênico;
PPG	fosfogesso;
PPGEA	Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
R ²	coeficiente de determinação;
RCR	Reator cilindro rotativo;
SV	sólidos voláteis;
T1	Tratamento 1;
T2	Tratamento 2;
T3	Tratamento 3;
T4	Tratamento 4;
TEC-DAM	Tecnologias de Destinação de Animais Mortos
Trat	Tratamento;
UFC	Unidades Formadoras de Colônia;

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	OBJETIVOS	18
1.1.1	Objetivo Geral.....	18
1.1.2	Objetivos Específicos	18
1.1.3	Hipóteses.....	19
1.2	APRESENTAÇÃO DA TESE	19
2	REFERENCIAL TEÓRICO	21
2.1	CRIAÇÃO DE ANIMAIS NO BRASIL	21
2.1.1	A atividade suinícola	21
2.1.2	Panorama da avicultura de corte	22
2.1.3	Legislação ambiental	24
2.1.4	Destinação de animais mortos	25
2.1.4.1	<i>Alternativas para eliminação de carcaças</i>	<i>27</i>
2.2	O PROCESSO DE COMPOSTAGEM	31
2.2.1	Fundamentos	31
2.2.2	Fases do processo de compostagem.....	32
2.2.3	Parâmetros de controle no processo	34
2.2.3.1	<i>Aeração.....</i>	<i>35</i>
2.2.3.2	<i>Temperatura</i>	<i>37</i>
2.2.3.3	<i>Umidade.....</i>	<i>39</i>
2.2.3.4	<i>Relação C/N.....</i>	<i>39</i>
2.2.3.5	<i>Granulometria</i>	<i>41</i>
2.2.3.6	<i>pH</i>	<i>42</i>
2.2.4	Sistemas de Compostagem	43
2.2.4.1	<i>Sistema de leiras revolvidas (windrow).....</i>	<i>44</i>

2.2.4.2	<i>Sistema de leiras estáticas (static pille)</i>	47
2.2.4.3	<i>Reatores biológicos</i>	48
2.2.5	Compostagem de animais mortos	52
2.2.6	O composto produzido	55
2.2.6.1	<i>Requisitos para utilização do composto</i>	57
2.2.7	Vantagens e desvantagens do processo de compostagem	59
2.2.8	Ciclo do nitrogênio	60
2.2.8.1	<i>Fixação</i>	61
2.2.8.2	<i>Assimilação</i>	61
2.2.8.3	<i>Mineralização</i>	62
2.2.8.4	<i>Nitrificação</i>	63
2.2.8.5	<i>Desnitrificação</i>	64
2.2.9	Mitigação das perdas gasosas de nitrogênio	65
3	COMPOSTAGEM DE CARCAÇAS DE FRANGOS EM REATORES CILINDRO ROTATIVOS: AVALIAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E EMIÇÃO DE GASES	70
3.1	MATERIAIS E MÉTODOS.....	70
3.1.1	Funcionamento dos Reatores.....	71
3.1.2	Coleta de amostras e análises físico-químicas	71
3.1.3	Determinação de OUR (<i>oxygen uptake rate</i>)	73
3.1.4	Determinação de emissão gasosa.....	73
3.1.5	Análise Microbiológica.....	74
3.1.6	Análise estatística.....	74
3.2	RESULTADOS E DISCUSSões	74
3.2.1	Temperatura e pH	74
3.2.2	Carbono, Relação C:N e Sólidos Voláteis.....	77
3.2.3	Nitrogênio na biomassa	79

3.2.4	Eliminação de patógenos.....	81
3.2.5	Caracterização do composto formado	82
3.2.6	Oxigênio dissolvido na biomassa	82
3.2.7	Taxa de consumo de oxigênio (OUR).....	83
3.2.8	Emissão de C-CO ₂ e C-CH ₄	84
3.2.9	Emissão de N-NH ₃ e N-N ₂ O	86
3.2.10	Balanco de massa	88
4	INFLUÊNCIA DA AERAÇÃO NA TEMPERATURA DA BIOMASSA, EMIÇÃO DE GEE E AMÔNIA DURANTE A COMPOSTAGEM ACELERADA DE CARCAÇA DE ANIMAIS.....	90
4.1	MATERIAIS E MÉTODOS	90
4.1.1	Experimentos.....	90
4.1.2	Reatores	91
4.1.3	Análises Físico-químicas	91
4.1.4	Emissão de gases	92
4.1.5	Análise estatística.....	93
4.2	RESULTADOS E DISCUSSÕES	94
4.2.1	pH e Temperatura	94
4.2.2	Emissão de C-CO ₂ e C-CH ₄	96
4.2.3	NH ₄ ⁺ e emissão de N ₂ O e NH ₃	99
4.2.4	Modelos matemáticos para emissão de N-NH ₃ e C-CO ₂	102
4.2.5	Potencial de Aquecimento Global (GAP)	104
4.2.6	Eliminação de patogênicos	105
4.2.7	Caracterização do composto resultante e balanço de massa	106
5	MITIGAÇÃO DE PERDAS DE NITROGÊNIO COM ADIÇÃO DE FOSFOGESSO E DICIANODIAMIDA EM PROCESSO DE COMPOSTAGEM	109
5.1	MATERIAIS E MÉTODOS	109
5.1.1	Tratamentos Experimentais	110

5.1.2	Avaliação gasosa	110
5.1.3	Análises Físico-químicas	111
5.1.4	Análise Estatística.....	112
5.2	RESULTADOS e discussões.....	112
5.2.1	pH e Temperatura	112
5.2.2	Teores de $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$, NT e Relação C:N na biomassa	114
5.2.3	Emissão de C-CO ₂ e C-CH ₄	117
5.2.4	Emissão de N-NH ₃ e N-N ₂ O	119
5.2.5	Balanco de massa e características do composto formado	121
6	DISCUSSÃO GERAL	124
7	CONCLUSÕES.....	129
8	REFERÊNCIAS.....	131
	APÊNDICE I: Modelo de reator utilizado	150
	APÊNDICE II: Equação para determinação da relação C:N.....	151
	APÊNDICE III: Equação para conversão de concentração.....	152
	APÊNDICE IV: Equação para determinação de OUR	153

1 INTRODUÇÃO

Os processos de produção agroindustriais foram renovados e ampliados nos últimos anos com a intenção de atender a demanda de consumo imposta por um mercado exigente e que busca qualidade nos produtos adquiridos. Muitas linhas de produção sofreram alterações, e novos processos tem sido desenvolvidos, com o objetivo de proporcionar a otimização da produção e garantir a qualidade dos produtos, de maneira a satisfazer o público consumidor.

Com a diminuição de recursos naturais e com os fortes prejuízos que o meio ambiente sofreu ao longo dos anos, nota-se uma preocupação em reverter essa situação através da aplicação de métodos sustentáveis de produção, principalmente no que se refere à produção de alimentos, o que implica em transformações e adequações dos sistemas produtivos existentes (MIRANDA, 2009). Nesse sentido, os sistemas de criação de animais confinados estão sendo inovados, assim como o desenvolvimento de novas técnicas que possam reduzir os danos ambientais relacionados a essa atividade, buscando se tornar exemplo de sustentabilidade (REFOSCO, 2011). No entanto, por mais sofisticada que seja a tecnologia implementada nos processos de produção, dificilmente estes não originarão algum tipo de resíduo em paralelo à obtenção do produto final, devendo, esse resíduo, ter um destino adequado para não causar interferências negativas ao meio ambiente.

Dessa forma, inserem-se as atividades de criação animal, tais como a suinocultura e avicultura de corte, em que seus processos produtivos estão passando, nos últimos anos, por mudanças inovadoras perceptíveis, desde os sistemas de confinamento, melhoramento genético, controle de dieta dos animais, até a busca intensa por soluções para os problemas ambientais que a cadeia produtiva dessas atividades pode gerar.

No Brasil, a problemática ambiental relacionada à criação de suínos e frangos de corte ganhou destaque a partir dos anos 1970, momento em que houve uma grande expansão dessas atividades, gerando impactos para o ambiente no qual estava inserida, principalmente devido à grande concentração de animais em pequenas propriedades. Um dos relevantes problemas a ser solucionado para essas atividades tornarem-se sustentáveis refere-se ao tratamento e ao manejo dos animais mortos nos sistemas de criação, de maneira a garantir uma disposição segura para o ambiente e para a saúde pública.

A finalidade de uma destinação adequada das carcaças desses animais é evitar a contaminação do ar, água ou solo, propagação de doenças infecciosas, contagiosas e transmissíveis, o que, muito além dos impactos ambientais, pode afetar a saúde das pessoas

(BASS *et al.*, 2012). Para tal, a utilização do processo de compostagem está sendo cada vez mais conveniente como alternativa para eliminação desses animais (MUKHTAR *et al.*, 2004; HIGGINS *et al.*, 2013), tornando-se um método econômico e eficaz na eliminação, tanto dos animais mortos rotineiramente como daqueles mortos de maneira catastrófica (PRICE e CARPENTER-BOGGS, 2008).

O método de compostagem para essa finalidade emerge sobre as práticas mais comuns de destinação: enterro comum, deposição em valas, ou até mesmo o abandono ao ar livre (OTENIO *et al.*, 2010). O principal fator que torna esse método relevante quando conduzido corretamente diz respeito a sua fácil aplicabilidade e ao comprometimento com as questões ambientais nas propriedades rurais, que, por apresentar tipologias das mais simples até as mais sofisticadas, permite sua instalação em diferentes propriedades, independentemente da disponibilidade de altos valores de investimento.

Essa alternativa é vista como uma tecnologia ambientalmente amigável e que possui viabilidade econômica para o tratamento de resíduos orgânicos (HUANG *et al.*, 2006; TROY *et al.*, 2012), sendo tal método reconhecido como eficaz para o tratamento desses rejeitos (GAOA *et al.*, 2010). Nesse sentido, a biodegradação de materiais orgânicos é considerada um dos métodos de grande potencial para a reciclagem de resíduos, o que resulta na implantação de processos de compostagem em diversas propriedades rurais (HANAJIMA *et al.*, 2010).

A valorização orgânica do produto originado na compostagem, torna essa tecnologia interessante perante a problemática ambiental (NOGUEIRA, 2013). Com tais propósitos, a compostagem vem sendo empregada nas propriedades rurais no Brasil, especialmente nas regiões com grande produção, originando um composto orgânico estabilizado, com grande poder fertilizante (CARDOSO *et al.*, 2015).

Nesse contexto, a compostagem apresenta-se como uma boa alternativa de tratamento para que essa reciclagem de nutrientes possa ocorrer de maneira adequada (PEREIRA *et al.*, 2013). Porém, apesar de muitos estudos e pesquisas abordarem o processo de compostagem, muitos detalhes dos mecanismos e processos devem ser investigados (KUOK *et al.*, 2012).

O uso de reatores biológicos para compostagem apresenta-se como um método que propicia a celeridade do processo, apresentando a estabilização da matéria orgânica em um curto período de tempo. Com esse tipo de sistema, pode-se obter uma eficiente areação (EVANYLO *et al.*, 2009), um bom controle de parâmetros sobre o mesmo (HAAREN, 2009),

evitando a emissão de odores ou gases indesejáveis (ROU, 2007), e atingindo a finalização do processo em poucas semanas (MISRA e ROY, 2003).

Dentre os reatores biológicos, destaca-se o reator cilindro rotativo (RCR), o qual já foi objeto de investigação em alguns trabalhos (KALAMDHAD e KAZMI, 2008; KALAMDHAD *et al.*, 2008; RODRÍGUEZ *et al.*, 2012; KALAMDHAD *et al.*, 2009), apresentando resultados satisfatórios para os resíduos que foram degradados.

Esse tipo de reator possui formato cilíndrico em posição horizontal, cujo princípio de funcionamento, como o próprio nome sugere, baseia-se na rotação do cilindro (local em que a biomassa está inserida), promovendo a mistura e a aeração da biomassa. O tempo de biodegradação aeróbia, nestes reatores, é reduzido devido a periódica aeração da biomassa com a movimentação do cilindro, que promove a mistura do material em processo de degradação (KALAMDHAD e KAZMI, 2009; VILLASEÑOR *et al.*, 2012; KALAMDHAD *et al.*, 2008; SINGH *et al.*, 2009; SINGH e KALAMDHAD, 2013; FERNÁNDEZ *et al.*, 2010; BHATIA *et al.*, 2013, HAZARIKA *et al.*, 2017; VILLASEÑOR *et al.*, 2011; RODRÍGUEZ *et al.*, 2012; FILLINGHAM *et al.*, 2017). Além disso, o uso desse reator diminui o tempo de mão de obra para o descarte do resíduo (FILLINGHAM *et al.*, 2017), devido à facilidade de operação do reator.

Porém, apesar da existência dos estudos já realizados, existem poucas informações referentes às condições de funcionamento desse tipo de reator, especialmente para aqueles com capacidade para grande volume de resíduo. A maioria dos estudos publicados sobre compostagem em RCRs são referentes a estudos em escala laboratorial, com volumes de reatores reduzidos, de 100L (VILLASEÑOR *et al.*, 2012; FERNÁNDEZ *et al.*, 2010; Rodríguez *et al.*, 2012), 250L (KALAMDHAD e KAZMI, 2009; KALAMDHAD *et al.*, 2008), 500L (HAZARIKA *et al.*, 2017) e 550L (SINGH e KALAMDHAD, 2013).

Com esse embasamento, o uso de RCRs para o tratamento de carcaça de suínos e frangos mortos pode consolidar-se como uma proveitosa tecnologia, que garante um processo de compostagem acelerado e eficiente, colaborando para a atividade de produção animal tornar-se ambientalmente amigável, com a valorização dos resíduos por ela gerados. Porém, empenhos devem ser realizados para a investigação e o aprimoramento dessa tecnologia aplicada à destinação de carcaça de animais mortos.

Esse trabalho vem ao encontro das propostas de pesquisas do Laboratório de Tratamento de Efluentes Líquidos e Gasosos (Labeflu) do PPGEA, o qual já foi responsável por diversos estudos sobre tratamento de resíduos agroindustriais, especialmente os originados na suinocultura, cujos resultados estão publicados em teses, dissertações, trabalhos

de conclusão de curso e artigos, além de serem amplamente divulgados em seminários e congressos.

Parceira de diversas investigações científicas desenvolvidas pelo Labeflu, a Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias – Unidade Suínos e Aves (Embrapa-Suínos e Aves), localizada em Concórdia/SC, meio-oeste catarinense, foi responsável por disponibilizar sua infraestrutura para o desenvolvimento deste trabalho, garantindo o aporte necessário para a concretização de mais essa pesquisa entre a parceria Labeflu-Embrapa. O objeto dessa pesquisa faz parte de um dos planos de ação do projeto *Tecnologias de Destinação de Animais Mortos* (TEC-DAM), que foi desenvolvido pela Embrapa, com o objetivo de fornecer subsídios técnicos sobre métodos adequados de destinação de animais mortos para o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), com o propósito de que a destinação desse passivo ambiental seja normatizada.

Espera-se, também, que com esse trabalho exista um impacto social e econômico, a medida que se propicia a utilização de uma nova tecnologia para o tratamento de carcaça de animais mortos. O tratamento adequado desse tipo de resíduo impactará diretamente sobre a qualidade de vida da família e/ou comunidade do produtor rural, uma vez que contribuirá para a segurança de suas saúdes.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Estudar o processo de compostagem acelerada em reator biológico do tipo cilindro rotativo, como tecnologia para a destinação de carcaças de suínos e frangos mortos em sistemas de produção.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar o comportamento de parâmetros físico-químicos, emissão de gases em compostagem de carcaças utilizando RCRs;
- Verificar se há influência da frequência de aeração sobre a emissão de gases e

temperatura da biomassa, propondo modelos matemáticos que relacionem a emissão com a temperatura da biomassa;

- Constatar o efeito da aplicação de aditivos químicos sobre conservação de nitrogênio na biomassa durante o processo de compostagem acelerada de carcaças em RCRs.

1.1.3 Hipóteses

- 1) Os parâmetros físico-químicos terão comportamento variável durante o processo, influenciados pela temperatura ambiente e inserção periódica de carcaças, o que resultará em diferentes emissões gasosas.
- 2) A frequência de aeração afeta a temperatura da biomassa e também a emissão dos gases formados durante o processo de biodegradação aeróbia.
- 3) Aditivos químicos podem ser utilizados no processo de compostagem acelerada para redução da emissão de gases.

1.2 APRESENTAÇÃO DA TESE

Essa tese é composta sete capítulos: 1) Introdução; 2) Referencial Teórico; 3) Avaliação de parâmetros físico-químicos e emissão de gases em compostagem acelerada de carcaças; 4) Influência da frequência de aeração na temperatura da biomassa, emissão de gases durante a compostagem acelerada de carcaça de animais; 5) Mitigação de perdas de nitrogênio com utilização de fosfogesso e dicianodiamida em compostagem acelerada de carcaça de frango; 6) Discussão Geral e 7) Conclusão.

No capítulo de Introdução, apresentado nas páginas anteriores, foi realizada a explanação geral sobre a necessidade de tratamento adequado para as carcaças de animais com ênfase para a utilização do processo de compostagem e a necessidade de informações sobre a utilização de RCRs nesse processo.

No Referencial Teórico, é construída uma revisão bibliográfica sobre conceitos pertinentes à discussão realizada nos capítulos subsequentes. Já no capítulo 3, é apresentado e discutido resultados de experimento realizado com o objetivo de avaliar parâmetros físico-

químicos da biomassa e emissão de gases em sistema de compostagem de carcaças de frango utilizando RCRs.

Para aperfeiçoar o desempenho dos resultados discutidos no capítulo 3, no capítulo 4 é exposto o estudo referente à influência do intervalo de aeração sobre a temperatura da biomassa e emissão de gases em estudo que se utilizou de carcaças de suínos e carcaças de frango. Parte dos resultados apresentados no capítulo 4 foi publicada na Revista Ciência e Agrotecnologia no artigo intitulado “*Aeration frequency on accelerated composting of animal carcasses*” (OLIVEIRA et al., 2018). Para tentar evitar perdas gasosas verificadas nos capítulos 3 e 4, no capítulo 5 são apresentados resultados referentes ao uso de aditivos químicos (dicianodiamida e fosfogesso) e seu efeito sobre a conservação de nitrogênio na biomassa.

Faz-se necessário ressaltar que nos capítulos 3, 4 e 5 são apresentadas a descrição metodologia e resultados do estudo.

No capítulo 6, é exposta a discussão geral da tese, explanando coletivamente os resultados mostrados nos capítulos 3, 4 e 5. Enquanto que, no capítulo 7, são apresentadas as conclusões gerais desse trabalho.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 CRIAÇÃO DE ANIMAIS NO BRASIL

2.1.1 A atividade suinícola

Segundo Viana (1986, *apud* PASQUETTI, 2010), Martin Afonso de Souza foi responsável por principiar a criação de suínos no Brasil. De maneira geral, pode-se descrever que a criação desses animais deu-se de modo rudimentar com o objetivo de produção de carne para o consumo das famílias e, em alguns casos, o comércio da banha produzida. Porém, com a crescente demanda pelo consumo dessa carne, tornou-se uma atividade de relevância para a economia brasileira (PINTO et al., 2014), pois além de gerar grandes valores para as finanças nacionais, também é estimado que esse setor é responsável pela geração de emprego e renda para muitas pessoas (ASSIS, 2004), caracterizando-se com expressivo caráter social em todo território brasileiro (TAKITANI, 2001).

Nas últimas décadas, fica evidente o crescimento da produção de suínos no Brasil, sendo estimado um crescimento de 25,8% entre os períodos de 1970 e 2000 (SILVA e BASSI, 2001). Ainda na década de 80, houve um aumento tanto no número de animais criados como também, porém em menor proporção, no número de propriedades rurais com essa atividade, ganhando destaque o sistema de produção integrado produtor-indústria, surgindo no mercado grande diversidade de produtos, cuja matéria prima tem origem na carne suína (TAKITANE, 2001).

Na produção nacional, destaca-se a região sul, composta pelos estados de Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Paraná, a qual foi responsável por 68,98% do abate nacional de suínos em 2017, sendo o estado de Santa Catarina o maior produtor (28,38) (ABPA, 2018). Registrou-se nesse mesmo ano que a maior parte da produção suína no Brasil (81,5%) é destinada para o mercado interno, sendo 18,5% dessa produção exportada para países dos cinco continentes (ABPA, 2018). A exportação é um indicador importante para o desenvolvimento dos sistemas produtivos no Brasil, pois ambos estão intimamente relacionados (FAUTH, 2008), devido às exigências impostas pelos países importadores.

Em virtude da existência dessa demanda pela produção de carne suína, há um indicativo forte do aumento da produtividade desse setor, ocorrendo sua intensificação nas propriedades rurais. No Brasil, para atender a essa exigência de produção de carne suína, faz-se necessário adotar sistemas que proporcionem alto rendimento de produção, como o

confinamento, que se caracteriza por um grande número de animais em uma área reduzida (FERREIRA, 2012), dessa maneira, viabilizando a produção em pequenas propriedades.

2.1.2 Panorama da avicultura de corte

A atividade avícola no Brasil teve seu início na década de 50, e apresentou rápido e constante desenvolvimento (UNFRIED e YOSHI, 2012; BALDIN, 2013). A avicultura brasileira deu início na produção familiar, sendo vivenciada a criação de linhagens rústicas, em paralelo à realização de outras atividades rurais para a manutenção financeira da propriedade. Apesar de inicialmente ter caráter de subsistência, sendo comercializado apenas o excedente, ainda antes de 1930, já tornou-se uma atividade comercial (ZEN et al., 2014).

Porém, a consolidação dessa atividade deu-se apenas na década de 70, com o início de inovações no setor e da implantação de empresas especialistas em produção de aves no mercado. Dentre as sofisticações do setor, podem-se citar as transformações tecnológicas, sistemas de criação intensivos, desenvolvimento e aprimoramento genético das linhagens (ZEN et al., 2014), nutrição animal, e automatização e elevação da escala de produção (BELUSSO E HESPANHOL, 2010).

A avicultura brasileira tornou-se uma atividade internacional e uniforme, sem fronteiras, podendo ser considerada um relevante complexo industrial do *agribusiness* nacional e internacional, representando um símbolo do crescimento e modernização do agronegócio no Brasil. Essas considerações podem ser realizadas, pois o setor da produção avícola reúne tecnologia de ponta, eficiência na produção e diversificação no consumo em sua estrutura funcional, contribuindo para a expansão da atividade (CAMERINI, 2012).

A avicultura industrial brasileira apresenta-se como uma atividade que possui grande quantidade e sofisticadas tecnologias comparada às demais atividades agropecuárias do Brasil (GUIMARAES, 2009). A aprimorada seleção genética dos frangos criados em escala industrial, melhoradas a partir de seus ancestrais, contribui para o excelente desenvolvimento produtivo (AMALCABURIO, 2008). Em paralelo, há uma preocupação em encontrar alternativas que minimizem os custos de produção, porém sem desfavorecer o desempenho zootécnico, buscando uma constante melhora nos resultados econômicos (FUKAYAMA, 2008).

A atividade de avicultura assegura ao país uma posição de destaque no cenário mundial, conforme pode ser observado na Tabela 2.1. Ela está entre as mais desenvolvidas do

mundo e é uma indústria que movimenta milhões, gera empregos e promove saldo positivo na balança comercial (GUIMARAES, 2009).

Tabela 2.1-Produção mundial de frango/2017 (mil toneladas).

País	Produção	Exportação
EUA	18.596	3.317
Brasil	13.056	4.320
China	11.600	437
EU-28	10.700	1.367

Fonte: ABPA (2018).

Nesse sentido, há uma gigantesca preocupação com a atividade avícola de produção de frango de corte, pois essa atividade é a maneira mais vantajosa de produção de proteína animal (OVIEDO-RONDÓN, 2008). Essa eficiência de produção é caracterizada pelo atual sistema de produção de frango de corte, que busca os melhores índices zootécnicos, confinando os animais para alcançar a melhor relação custo benefício (ZAGO, 2015).

Igualmente à suinocultura brasileira, o modelo de produção em “parceria avícola” com as grandes empresas integradas com outros segmentos da cadeia colabora para o excelente desenvolvimento da avicultura brasileira (GARCIA, 2004). Uma das vantagens do sistema de integração é a troca de informações entre empresa e produtor rural com maior facilidade, o que contribui para o desenvolvimento da atividade. Deve-se observar que o sistema de integração exige um compromisso grande entre os parceiros, uma vez que se faz necessário a prática de normas rígidas de bem-estar animal, biosseguridade e sanidade. As regras e padrões são monitoradas pelas integradoras, garantindo a rastreabilidade do produto da granja à mesa do consumidor e a manutenção de mercados consumidores (ZAGO, 2015).

Colaborando para o desenvolvimento regional, a produção de frangos de corte no Brasil tem crescido nas últimas décadas, assim como a busca por maior produtividade e qualidade do produto, a carne de frango (SCHIASSI, 2013). Apesar de todo o crescimento experimentado pela avicultura de corte no Brasil e no mundo nos últimos anos, evidências sugerem que o setor ainda tem muito a crescer (GARCIA, 2004). Esse crescimento da produção de carne de frango no Brasil na última década é destacado na Tabela 2.2. Observe-se, também, que, concomitantemente ao aumento da produção, tem-se um aumento na quantidade destinada à exportação.

Tabela 2.2- Produção de carne de frango no Brasil (milhões de toneladas).

Ano	Produção	Exportação
2010	12,23	3,82
2011	13,06	3,94
2012	12,65	3,91
2013	12,31	3,89
2014	12,69	4,09
2015	13,14	4,30
2016	12,90	4,38
2017	13,05	4,32

Fonte: ABPA (2016).

Da produção existente no Brasil, em 2017, 66,9% foi destinado ao mercado interno, enquanto o restante foi exportado (ABPA, 2018). O Brasil ocupa lugar de destaque mundial de produção de frangos, sendo o segundo maior produtor e o maior exportador desse tipo de carne, conforme pode ser observado na Tabela 2.1. No contexto da exportação, a região sul brasileira novamente se destaca, pois do total de volume abatido em 2017, o estado do Paraná foi responsável por 34,32%; enquanto que Santa Catarina e Rio Grande do Sul são responsáveis por 16,21% e 13,82%, respectivamente. A maior quantidade de frango exportado foi na forma de cortes (57,7%), seguido pelos animais inteiros (32,6%), salgado (4,2%), industrializados (3,7%) e embutidos (1,8%) (ABPA, 2018).

Com as exigências cada vez maiores do público consumidor, a condição do favorável status sanitário contribui para a avicultura brasileira garantir espaço de mercado no exterior. O rastreamento da cadeia produtiva quanto ao cuidado com o meio ambiente, bem-estar animal e social estão entre as exigências do mercado consumidor, contribuindo para uma produção sustentável (ZAGO, 2015).

2.1.3 Legislação ambiental

No que se refere à legislação aplicada para a atividade de produção animal, em termos nacionais, pode-se destacar o Código Florestal Brasileiro (Lei 12.727/2012), Resoluções CONAMA referentes a lançamento de efluentes em corpos de água (357/2005, 397/2008 e 430/2011) e área de preservação permanente (302/2002, 303/2002 e 369/2006). Também, no estado de Santa Catarina pode-se citar o Código Estadual do Meio Ambiente, lei 14.675/2009 (SANTA CATARINA, 2009), sendo a suinocultura e a avicultura consideradas atividades com potencial de degradação ambiental, conforme a resolução CONSEMA 13/2012 (SANTA CATARINA, 2012).

Quanto à legislação sobre destinação de carcaças de animais mortos, a IN28 (SANTA CATARINA, 2018), a qual aborda o Licenciamento Ambiental para avicultura, prevê a descrição de métodos de utilização para descarte de carcaça de animais mortos, sendo uma das alternativas apresentadas a compostagem, em que é enfatizado que a mesma não deverá causar poluição ambiental. Da mesma forma, para o licenciamento da suinocultura, essa alternativa de destinação é apresentada na IN 11 (SANTA CATARINA, 2014), devendo ser informado o método de descarte de animal, e devendo ser apresentado projeto executivo, com memorial descritivo e de cálculo, plantas e cortes do sistema de tratamento dos resíduos sólidos para Autorização Ambiental ou na Licença Ambiental de Instalação.

2.1.4 Destinação de animais mortos

Uma grande preocupação referente à gestão ambiental nas propriedades de criação de animais é o passivo referente aos animais mortos ao longo do processo, os quais podem representar um risco caso não recebam um destino adequado. As causas da morte também devem ser consideradas no momento da gestão, uma vez que esses animais podem estar patogênicamente contaminados, devendo, então, receber uma atenção especial para seu correto descarte.

A eliminação imprópria dos animais mortos pode gerar graves riscos para a saúde pública e ambiental, tais como, geração de odores, contaminação de águas subterrâneas e disseminação de microrganismos patogênicos (WILKINSON, 2006). No entanto, os produtores devem se preocupar com tais problemáticas, buscando métodos de eliminação que sejam relativamente baratos, ambientalmente seguros e que atendam as legislações ambientais (MORROW et al., 1995).

Para tal, indica-se que se tenha um plano de gerenciamento que atenda a quantidade de animais mortos rotineiramente e também em situação de um evento catastrófico, em que ocorrem mortes em massa (APL, 2010). Para garantir um processo seguro, os animais mortos devem ser removidos rapidamente dos sistemas de criação e destinados para a alternativa de disposição, a qual deve estar devidamente dimensionada (SÁNCHEZ-BASCONES et al., 2008).

O volume de animais que morrem rotineiramente no Brasil é enorme, o que confirma a necessidade de uma destinação adequada. Conforme registrado na Tabela 2.3, verifica-se que os volumes de animais mortos são consideravelmente distintos entre as regiões brasileiras, enfatizando a problemática ambiental concentrada nas regiões de maior criação.

Tabela 2.3- Massa de animais mortos nas regiões brasileiras (ton/ano).

Região	Bov. De Leite	Bov. De Corte	Suíno	Aves
Sul	36.193,64	96.279,47	54.786,85	133.919,05
Sudeste	46.734,59	128.592,63	20.335,18	45.112,50
Centro-Oeste	34.942,47	230.244,58	14.558,94	33.270,34
Nordeste	51.169,38	120.233,68	16.704,12	8.037,99
Norte	22.685,42	155.314,06	4.246,71	2.240,70
Total	191.725,50	730.664,42	110.631,80	222.580,58

Fonte: Krabbe e Wilbert (2016).

As mortes rotineiras nos sistemas de criação de suínos possuem motivos diversos, desde esmagamento, partos mal sucedidos, bem como doenças comuns em suínos. Estima-se que o número de animais mortos seja aproximadamente entre 5 e 8% do total de animais em uma granja de criação de ciclo completo (ANDREAZZI et al., 2015). Já, de acordo com Morrow e Ferket (1993), a mortalidade em granjas de suínos pode chegar a 7% do número total de animais, sendo 10% na fase neonatal, 5% na fase de creche, 1% na fase de crescimento e 1% na terminação. Conforme Krabbe e Wilbert (2016), considera-se que a mortalidade de suínos para matrizes é de 6%, 1,5 % para creche; enquanto que para fase de terminação é 1,75%.

Para cada etapa do ciclo fisiológico, Amaral et al. (2006) estabelecem uma meta de taxa de mortalidade. Essa taxa deve ser menor que 6% para os leitões recém-nascidos, sendo considerado caso crítico se ultrapassar 10%. Já na fase de creche, a meta é que a mortalidade seja inferior a 1,5%, enquanto que para a fase de crescimento é de no máximo 0,6%, tornando-se caso crítico caso seja superior a 1% (AMARAL et al., 2006).

Entretanto, para criação de frangos, o percentual de mortalidade considerado ideal por empresas integradoras é de 6% para machos, 4% para fêmeas e 5% para lotes mistos (RICHETTI et al., 2002). Comparando diferentes sistemas de alojamento, Rovaris et al. (2014) verificou que, aos 42 dias de idade, no sistema convencional de criação, a mortalidade foi de 2,98%. No trabalho de Cassuce (2011) a menor taxa de mortalidade foi de 0,8% e a maior 3% até os 21 dias de idade. Com essa previsão de taxa de mortalidade, dependendo do tamanho do sistema de criação, verifica-se um expressivo problema a ser solucionado, de maneira que atenda a demanda ambiental e apresente resultados favoráveis à saúde humana.

A gestão das carcaças dos animais é um aspecto importante, uma vez que a morte de animais faz parte da rotina do sistema de criação. Embora o abandono de animais a céu aberto tenha sido uma prática histórica, esse método é ambientalmente inapropriado, não tendo, na maioria dos casos, amparo legal, além de promover grande risco biológico e de doenças,

ameaças à qualidade da água, geração de odores, moscas, roedores e poluição visual (BASS et al., 2012). Também, algumas propriedades destinam esses animais à estação de tratamento dos dejetos, o que pode ocasionar falhas nesse sistema; outras utilizam um processo de compostagem que na maioria das vezes não possui nenhum controle sobre sua eficiência, e os produtores recebem pouco treinamento sobre o emprego e gestão dessa tecnologia, originando resultados ambientalmente insatisfatórios.

Nesse contexto, a finalidade do correto destino dos animais mortos possui como viés a prevenção de propagação de doenças, bem como a proteção de qualidade do ar, água e solo. Para isso, os produtores devem ter melhores práticas de gestão ao que se refere a esse tipo de resíduo, garantindo sua apropriada eliminação (BASS et al., 2012).

A maioria dos métodos de descarte dos animais mortos, utilizados atualmente, são incompatíveis com as necessidades apresentadas (OTENIO et al., 2010), seja por questões ambientais e de saúde pública, ou por custos do processo de tratamento. Dentre as alternativas de eliminação, podem-se destacar as queimadas a céu aberto, incineração, enterro, disposição em aterros, processamento e compostagem.

2.1.4.1 Alternativas para eliminação de carcaças

a) Queima da carcaça

Um método utilizado para eliminar os animais mortos é promover a sua queima utilizando algum tipo de combustível, com a intenção que se obtenha, ao final do processo, apenas cinzas, as quais podem ser facilmente descartadas. Porém, essa alternativa de queimar as carcaças a céu aberto pode ser considerada uma medida descabida, uma vez que dificilmente é utilizado um combustível que consiga atingir e manter a temperatura constante e elevada, dificultando a queima total do animal (BASS et al., 2012; APL, 2010; APL, 2015). Além disso, não há um controle sobre a fumaça, a emissão dos gases e suas toxicidades (BASS et al., 2012; APL, 2015), tornando-se também um risco biológico, pela dispersão da matéria orgânica (APL, 2010; APL, 2015).

Nesse sentido, a queima a céu aberto não deve ser o método de eliminação mais apropriado (APL, 2015), devendo ser utilizado em situações de emergência, como mortes catastróficas, sempre com o aval da legislação e órgãos reguladores (BASS et al., 2012).

b) Incineração

Diferentemente do processo de queima a céu aberto, a incineração é um método que possui biossegurança apropriada para a eliminação de carcaças (BASS et al., 2012), uma vez que se bem dimensionada, toda a carcaça é rapidamente consumida pelo fogo, com controle sobre a qualidade do ar e as emissões geradas no processo (BASS et al., 2012). Porém, normalmente essa alternativa é adotada para eliminação de pequenos animais, uma vez que o custo do combustível utilizado torna esse método inviável financeiramente para a destinação de grandes carcaças (HENRY s/d.).

Colabora também para a onerosidade do método o valor do equipamento utilizado, o qual é semelhante ao usado para a eliminação de resíduos clínicos. Além disso, a câmara de combustão deverá atingir uma temperatura de 1000°C, para garantir a decomposição de gases odoríferos, o que se faz necessário grande consumo de combustível (APL,2015).

Em pesquisa realizada pela Embrapa, Oliveira e Zanotto (2008), em parceria com empresa privada, desenvolveram um modelo de incinerador para a eliminação de animais mortos, o qual possui uma capacidade de carga de 45 a 60 kg de animais mortos/hora. Os autores concluíram que esse equipamento é adequado para o tratamento de animais mortos, produzindo pequenas quantidades de cinzas, com emissões gasosas em níveis de acordo com os limites estabelecidos pela legislação vigente (CONAMA 316/2002).

c) Enterro

O processo de enterro das carcaças de animais pode ser considerado o método de eliminação mais comumente utilizado (APL, 2010; BASS et al., 2012), por ser uma alternativa de fácil aplicação (APL, 2015). Porém, para ser considerado uma opção ambientalmente segura, vários fatores devem ser considerados, tais como, o local, distâncias de vias aquáticas, profundidade das águas subterrâneas, entre outros. No entanto, mesmo se tomando esses cuidados, parte das carcaças pode levar anos para se decompor, uma vez que ocorrerá em meio anaeróbio, não havendo qualquer garantia da eliminação de possíveis patógenos presentes nas carcaças (BASS et al., 2012), possuindo grande potencial para contaminação de águas subterrâneas a partir de bactérias e nutrientes (HENRY s/d.).

O risco de contaminação de águas subterrâneas é intensificado em áreas de solo poroso e em locais com águas subterrâneas rasas (APL, 2015). Outra problemática são os

animais vetores (cães, ratos, etc), os quais podem se tornar possíveis impasses se não ocorrer o procedimento adequado durante o processo de enterramento, devendo-se ter cuidado com a cobertura diária das carcaças e outras medidas que evitem o contato entre os vetores e os animais mortos (HENRY, s/d.), evitando, além da presença de animais, a geração de odores e reprodução de vermes no local da eliminação (APL, 2015).

Conforme a APL (2010), além das já citadas, outras desvantagens relacionadas ao processo de enterro dizem respeito ao enchimento rápido dos fossos, necessitando frequentemente a criação de novos fossos; também contaminação do solo e o escoamento de águas pluviais dos poços, com possibilidade de contaminar águas superficiais. Nesse sentido, recomenda-se, que a alternativa de enterro de animais mortos só ocorra no caso em que o processo de compostagem ou processamento não sejam viáveis.

d) Aterros

Os aterros sanitários são utilizados como alternativa para eliminação dos animais mortos por alguns produtores rurais há alguns anos, tanto para as mortes de rotina como para as mortes catastróficas. Esse método é aceitável desde que o aterro de destino das carcaças tenha licença ambiental e seja compatível para o recebimento desse tipo de resíduos orgânicos, devendo o sistema de gestão do aterro ser permissivo ao recebimento das carcaças (BASS et al., 2012).

Esses mesmos autores sugerem que o produtor deve ter um acordo por escrito para a entrega dos animais, assim evitando possíveis problemas futuros pela destinação das carcaças para o aterro. Porém, a utilização desse método para a eliminação dos animais pode-se tornar oneroso para o produtor, devido às taxas de pagamento, transporte e depósito dos animais.

e) Processamento (*rendering*)

O processamento dos animais mortos é uma alternativa que resulta em um produto de valor agregado (farinha) (CARON et al., 2018), sendo um método relativamente simples, o qual não deixa resquícios na propriedade rural (BASS et al., 2012). No entanto, para ser utilizado deve existir uma unidade de processamento próximo a propriedade rural, as quais são pouco disponíveis, existindo um custo para o transporte ou possibilidade de contaminação de uma propriedade para outra, caso o recolhimento seja realizado coletivamente (HENRY s/d.). Entretanto, Caron et al. (2018) verificaram baixo risco de contaminação durante o

recolhimento. Porém, essa alternativa de eliminação é pouco conhecida e utilizada, especialmente no Brasil, necessitando de regulamentação (CARON et al., 2018).

f) Compostagem

As desvantagens mencionadas para os outros métodos de eliminação fazem com que o processo de compostagem sobressaia-se para essa finalidade. Conforme Morse (2009), essa alternativa para destinação de animais mortos possui diversas vantagens, dentre elas:

1) Biossegurança: permite a imediata disposição dos animais após sua morte, atingindo altas temperaturas durante o processo, capazes de eliminar microrganismos patogênicos.

2) Ambientalmente segura: em processos bem projetados, há mínima geração de odores, transformando um resíduo orgânico em fertilizante.

3) Viável economicamente: possui baixos custos para implantação e gestão durante o processo.

4) Facilidade: exige uma gestão simples e materiais amplamente disponíveis.

O processo de compostagem é amplamente indicado para os suínos que tem morte ocasionada por condições ambientais (APL, 2010), porém quando a morte do animal é em decorrência de contaminação por organismos patogênicos, deve-se ter o cuidado para que esses sejam devidamente eliminados durante a compostagem (MORROW et al., 1995)

O emprego de tecnologias pode ser utilizado para melhorar o processo de compostagem de carcaças, porém há bastantes barreiras que devem ser superadas, como por exemplo, a moagem dos animais para ser realizada a compostagem em reatores e a sua homogeneização com o material fonte de carbono, sendo que alternativas devem ser tomadas para facilitar a utilização de reatores no processo (APL, 2008), pois, sendo operados de maneira adequada, não provocam poluição das águas, geração de odores e produzem composto orgânico como produto final do processo (CARON et al., 2018).

Apesar da extensa literatura disponível no campo geral da compostagem, tem havido muito poucos relatórios publicados em revistas e jornais específicos para compostagem de animais mortos (WILKINSON, 2006). Para ampliar a gama de dados e soluções para o melhoramento da compostagem de animais mortos, muitos estudos devem ser realizados, de maneira a suprir as lacunas existentes no aprimoramento desse processo.

No que tange à eliminação de suínos, Morrow et al. (1995) concluíram que a compostagem é um método adequado para a eliminação de carcaças, por permitir eliminar pequenas e grandes carcaças gerando um fertilizante valioso e seguro para o solo.

2.2 O PROCESSO DE COMPOSTAGEM

2.2.1 Fundamentos

Há registros de que a compostagem já era praticada na História Antiga, porém de maneira primitiva e sem grande conhecimento técnico do processo. A utilização desse método era motivada pela possibilidade de retornar os resíduos orgânicos ao solo, melhorando sua fertilidade, sendo uma prática comum aos povos gregos, romanos e alguns orientais. Foi a partir da década de 1920 que a compostagem ganhou embasamento científico, passando a ser realizada de maneira técnica e apropriada, conforme se sucediam as novas descobertas sobre o processo (FERNANDES e SILVA, 1999).

O conceito de compostagem sofreu infinitas alterações até a obtenção de uma definição que melhor a caracterizava, e que sofre adequações à medida que os pesquisadores intensificam suas investigações sobre o tema; no entanto, não existindo uma definição universal de compostagem (NOGUEIRA, 2013). De forma geral, pode ser conceituada como um processo que, de maneira rápida e em melhores condições, proporciona a estabilização da matéria orgânica (MATOS, et al., 1998), de modo a deixá-la propícia a ser utilizada como fertilizante.

O processo de compostagem pode ser utilizado para estabilizar a matéria orgânica originada nos mais diferentes materiais, resíduos domésticos, material orgânico das atividades agrícolas e dejetos animais, os quais podem ser compostados em conjunto ou de modo separado, conforme for a necessidade do processo ou a própria disponibilidade dos resíduos (SILVA, 2007). Nesse contexto, a compostagem pode ser considerada uma das tecnologias mais adequadas, (RAMASWAMY et al., 2010; COUTH e TROIS, 2012), podendo reduzir a massa, destruir as sementes de ervas daninhas, fornecer um efeito suficiente de saneamento e originar produtos finais valiosos. Como possui sistemas que permitem um custo barato de aplicação e manutenção e se apresenta como uma técnica simples de tratamento, é amplamente utilizada, especialmente em países em desenvolvimento (JIANG et al., 2011).

Durante a degradação, o carbono é a principal fonte de energia para os micro-organismos, e o nitrogênio é utilizado para a síntese celular. Outros elementos como fósforo e

enxofre também são importantes, porém suas funções no processo são menos conhecidas. Os micro-organismos têm necessidade dos mesmos micronutrientes requeridos pelas plantas: Cu, Ni, Mo, Fe, Mg, Zn e Na (FERNANDES e SILVA, 1999), sendo uma das finalidades da aplicação do processo de compostagem a possibilidade de reciclagem de elementos que estão nos resíduos e que podem ser aproveitados, de maneira adequada, pelas plantas (SILVA, 2007).

Esse método de biodegradação deve ser submetido ao controle de diversos parâmetros para garantir a obtenção de um produto final higienizado e de elevada qualidade. Para tal, foram desenvolvidas ao longo do tempo várias tecnologias de compostagem (NOGUEIRA, 2013), as quais priorizam a otimização do processo. Inclusive, para garantir um processo eficiente, a preparação do material, no que diz respeito à umidade, ao balanço de nutrientes e à estrutura de matérias-primas, deve ser cautelosa desde o início até a finalização do processo (NOLAN et al., 2011).

A decomposição do material orgânico é diferenciada segundo as características físicas, químicas e biológicas dos seus diversos componentes orgânicos (MATOS et al., 1998). Nesse sentido, a composição e sucessão de comunidades microbianas são diretamente relacionadas com a duração do processo e da qualidade do composto produzido (TIANA et al., 2013). Primeiramente, os compostos de cadeia longa e complexa são transformados, na presença de O₂ e água, em compostos de cadeias simples, sendo então formado o composto final com rico poder fertilizante. Além da formação do fertilizante, também é produzido água e CO₂, conforme pode ser descrito na reação geral abaixo.



Essa reação ocorre, ao longo de todo o processo, com características exotérmicas, liberando grande quantidade de calor, o qual é responsável pela elevação da temperatura, e resulta em alterações na microbiota. É justamente essa variação de temperatura que irá caracterizar as diferentes fases que constituem o processo, visto que a ocorrência adequada dessas fases em paralelo ao controle dos diversos parâmetros implica em resultados satisfatórios.

2.2.2 Fases do processo de compostagem

O processo de compostagem sofre quatro diferentes fases, identificadas pela temperatura atingida no material orgânico em degradação. A Figura 2.1 representa um esquema de como ocorre esse processo de mudança de temperatura ao longo do período da compostagem.

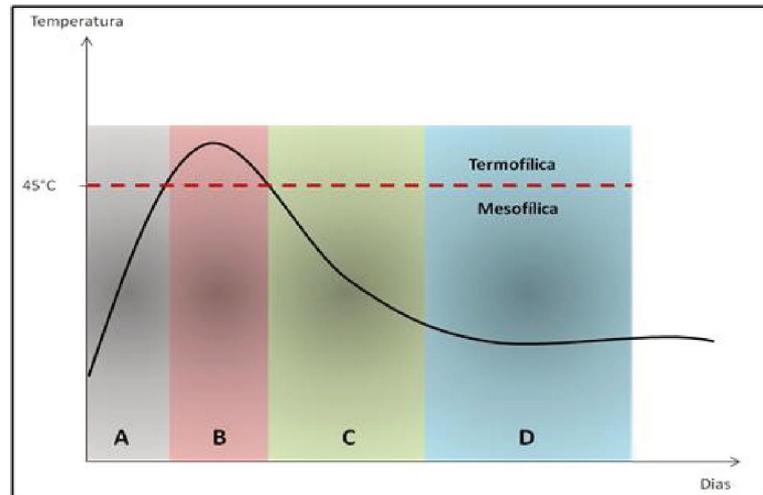


Figura 2.1- Ilustração das diferentes fases do processo de compostagem.
Fonte: o autor.

A Figura 2.1, deixa explícito a existência das 4 fases de temperatura no decorrer do processo de compostagem, sendo classificadas como:

- *Fase mesofílica (A)*: É a fase inicial do processo de compostagem, momento em que os micro-organismos proliferam-se na matéria orgânica, fazendo com que a temperatura eleve-se de 10-15°C para 30-40°C, com uma produção significativa de CO₂, proporcionando uma redução na relação C/N, bem como a acidificação do meio (ZNAIDI, 2005). É nessa etapa inicial que a fauna microbiana mesófila age para degradar moléculas simples, como açúcares, aminoácidos e alcoóis e fazem a quebra de compostos de cadeia longa, formando outras moléculas mais simples. Nesse processo, verifica-se grande consumo de O₂, indicando a necessidade de uma boa aeração para o processo ocorrer adequadamente (DENES, 2014).

- *Fase termofílica (B)*: Nessa etapa, são alcançadas altas temperaturas (~60°C), principalmente no centro de leiras, envolvendo a ação de uma série de micro-organismos termotolerantes, tanto bactérias como fungos (YULIPRIYANTO, 2001; ZNAIDI, 2005), os quais são selecionados devido à resistência para altas temperaturas (DENES, 2014). Nessa etapa ocorrem grandes perdas de nitrogênio, principalmente pela evaporação da amônia (ZNAIDI, 2005; DENES, 2014), ocorrendo elevação do pH, uma vez que os ácidos produzidos na etapa anterior são consumidos pelos micro-organismos (YULIPRIYANTO,

2001). Também, com a alta produção e liberação de CO₂ nessa etapa, pode resultar na perda de 50% da massa inicial (em base seca) (ZNAIDI, 2005).

- *Fase de arrefecimento (C)*: Após o término da etapa termofílica, o composto vai diminuindo gradativamente sua temperatura até atingir a temperatura ambiente, sendo tomado novamente por micro-organismos mesofílicos, os quais são responsáveis pela degradação de compostos remanescentes da etapa anterior (ZNAIDI, 2005; DENES, 2014).

- *Fase de maturação (D)*: Esta fase tem pouca atividade microbiológica, com colonização de fauna mesófila, a matéria orgânica é estabilizada e humificada (ZNAIDI, 2005). A humificação ocorre através de reações secundárias de polimerização de condensação, as quais são responsáveis pela produção de húmus e ácidos húmicos. O composto atinge a maturação, quando não produz mais calor, não se tornando anaeróbio durante o armazenamento (YULIPRIYANTO, 2001), e o material torna-se marrom escuro (MISRA et al., 2005).

Para realizar o monitoramento de cada uma das fases, pode-se fazer o acompanhamento da temperatura durante o processo, a verificação da produção de CO₂ ao longo do período, ou então, através da constatação de consumo de O₂. Esses três parâmetros indicam a atividade microbiana através do metabolismo e respiração respectivamente (DENES, 2014).

2.2.3 Parâmetros de controle no processo

O controle dos fatores de influência na compostagem, como temperatura, teor de umidade, areação, pH, e a relação C/N, faz-se necessário para obter-se êxito no processo (GAOA et al., 2010; TROY et al., 2012), sendo que esse controle deve ocorrer desde o início até a finalização da biodegradação (TROY et al., 2012). Além desses, para o melhor conhecimento do processo, podem-se avaliar outros critérios físicos, como odor, cor, tamanho da partícula e material inerte, bem como critérios químicos, tais como o teor de nutrientes, sais solúveis e poluentes, os quais também determinarão a qualidade do composto (BERNAL et al., 2009), sendo que o monitoramento microbiológico torna-se relevante para um processo de compostagem eficiente (KARADAG et al., 2013). Também, deve-se salientar que existem relações diretas entre esses fatores de interferência, conforme pode ser observado na Figura 2.2.

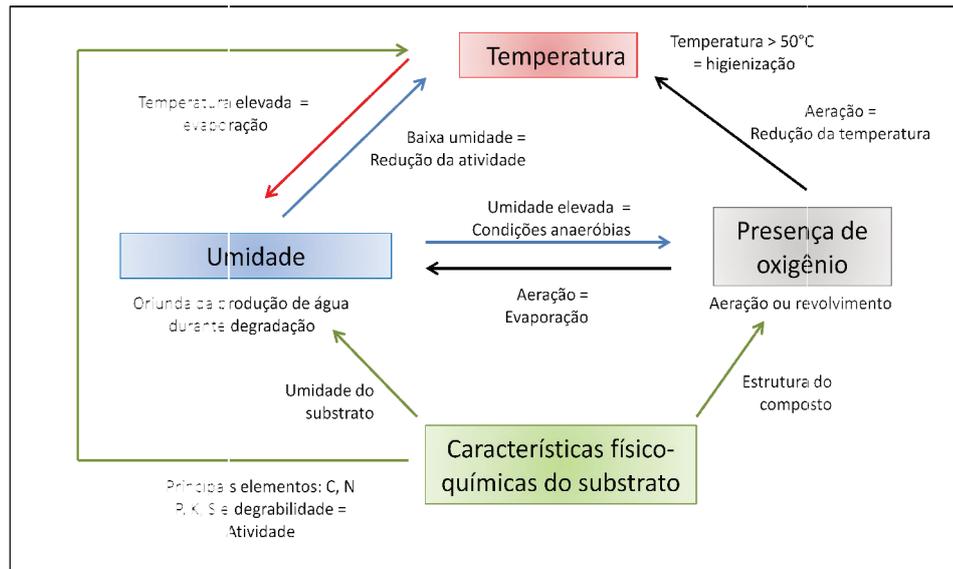


Figura 2.2- Relação entre os fatores de interferência no processo de compostagem.
Fonte: Lashermes (2010).

2.2.3.1 Aeração

Como em todo o processo aeróbio, a circulação de oxigênio em meio ao material é crucial para obter-se um processo de compostagem que seja eficiente, e que resulte em um composto com as características desejáveis de forma rápida, uma vez que o contato do material orgânico com o oxigênio é fator limitante na velocidade de oxidação dos compostos orgânicos (FERNANDES e SILVA, 1999).

Na ausência ou insuficiência de oxigênio, corre-se o risco do processo tornar-se anaeróbio, onde há produção de gases poluentes, com formação de um odor desagradável (FERNANDES e SILVA, 1999; RUSSO, 2003), resultando na diminuição da temperatura e no desacelaramento da biodegradação (ZNAIDI, 2005). Contudo, não existe um valor de taxa de fornecimento de oxigênio apropriado para a compostagem, uma vez que essa taxa depende da composição das matérias-primas e dos métodos de ventilação (GUO et al., 2012).

São vários os fatores responsáveis pela otimização da aeração, todavia se pode destacar a estrutura do material e a tecnologia de compostagem utilizada (FERNANDES e SILVA, 1999; RUSSO, 2003; UNEP, 2005; MISRA et al., 2005). A estrutura da matéria prima relaciona-se ao fator de sua granulometria, pois, quanto maior for o tamanho das partículas, maior será a dificuldade para promover uma aeração eficiente, uma vez que com partículas maiores, menor será a área superficial do material, ou seja, ocorre a minimização do contato entre o oxigênio e o material em compostagem. Enquanto que, a tecnologia adotada para o processo deve ser escolhida levando-se em consideração o fator de aeração, uma vez

que o fornecimento de oxigênio ao processo é dependente direto do método de compostagem implantado.

Entretanto, deve-se considerar que o excesso de fornecimento de oxigênio pode implicar em problemas para o processo, pois além de deixá-lo com um custo maior de operação, pode afetar outros fatores de influência, como umidade e temperatura (GUO et al., 2012), como observado na Figura 2.2.

Nesse sentido, o consumo de oxigênio também pode ser um fator de avaliação para determinação da eficiência do processo de compostagem, pois como a microbiota depende de condições aeróbias, o consumo desse gás será proporcional à quantidade de micro-organismos, os quais são responsáveis pela degradação da matéria orgânica (YULIPRIYANTO, 2001; NOLAN et al., 2011), podendo também indicar a etapa do processo. Por exemplo, na fase de maturação a quantidade de oxigênio consumido pelos micro-organismos diminui, pois a atividade biológica é pequena (FERNANDES e SILVA, 1999; UNEP, 2005), distinguindo-se das demais etapas do processo.

Diversos são os trabalhos que investigam a aeração como uma variável de interferência no processo de compostagem. Guo et al. (2012) verificaram a aeração, a razão C/N e a taxa de umidade como fatores de influência na estabilidade do composto formado. Os autores concluíram que a aeração é o parâmetro que mais afetou a estabilidade, enquanto que a razão C/N comprometeu a maturidade do composto final. Quanto à taxa de umidade, observou-se que a mesma pode afetar, mas não de maneira significativa, a qualidade do composto para as condições em que a pesquisa desses foi desenvolvida.

Jiang et al. (2011) constataram em seu trabalho que a emissão de gases do efeito estufa durante o período de compostagem pode ser significativamente afetada pela taxa de aeração, entretanto, com o aumento da aeração, verificou-se um acréscimo na emissão de N_2O e NH_3 .

Já Glanville et al. (2016) estudaram a aeração através do emprego de ventilação passiva com tubos plásticos para a compostagem emergencial de suínos mortos por doenças. Os autores concluíram que, apesar desse método possuir uma exigência maior quanto à construção, quando comparados às leiras convencionais, apresenta-se como uma boa opção quando a biossegurança é primordial, mostrando bom potencial para eliminação de suínos mortos.

2.2.3.2 *Temperatura*

O controle da temperatura faz-se necessário, pois é um parâmetro de fácil monitoramento, o qual poderá indicar a eficiência do processo, tornando-se um indicativo de equilíbrio biológico. Nesse sentido, é crucial a realização da determinação dos valores de temperatura ao longo do processo, para ter-se conhecimento do equilíbrio biológico, e a verificação do andamento do processo. Por exemplo, se a temperatura na composteira atingir valores de 40-60°C no segundo ou terceiro dia, pode-se considerar que o processo está ocorrendo conforme previsto, caso contrário deverão ser revistos outros parâmetros, como pH, relação C/N, umidade, com finalidade de encontrar possíveis erros nos mesmos (FERNANDES e SILVA, 1999). Quando for constatada a diminuição da temperatura na composteira, após terem alcançado altas temperaturas na fase termofílica, tem-se um indicativo de que o processo está entrando na fase final, a maturação, ou pode ser um indicativo que o processo está entrando em fase de anaerobiose, seja por excesso de umidade ou aeração ineficiente (NOGUEIRA, 2013).

O valor da temperatura é elevado e mantido durante o processo devido ao calor gerado pelas reações exotérmicas, responsáveis pela biodegradação, cuja quantidade de energia produzida pode viabilizar temperaturas acima de 70°C no decorrer do processo (FARRELL e JONES, 2009), favorecendo a eliminação de patógenos, e um melhor desempenho das atividades metabólicas dos micro-organismos (TANG et al., 2004). Não obstante, o aquecimento externo do sistema de compostagem deve ser evitado, pois nem sempre é propício ao processo, uma vez que a variação de energia fornecida não será de maneira gradativa, conforme a necessidade para o desenvolvimento dos micro-organismos (Li et al., 2013).

A produção de calor por micro-organismos durante a compostagem é proporcional à massa do material orgânico, enquanto a perda de calor dependerá da área superficial em que esse material está distribuído (ZNAIDI, 2005). Nos sistemas de leiras, a temperatura no centro será bem maior que na superfície, uma vez que são dificultadas as trocas térmicas. **A Erro! Fonte de referência não encontrada.** apresenta um perfil de temperatura em uma leira de compostagem com formato triangular.

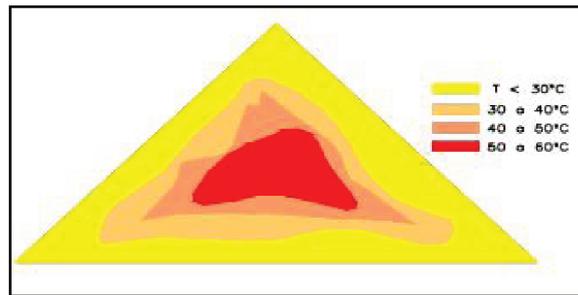


Figura 2.3- Perfil de temperatura em uma leira de compostagem.
Fonte: Russo (2003).

Como esse fator influencia a velocidade de degradação da matéria orgânica através da atividade microbiana, temperaturas muito elevadas podem ser prejudiciais, pois o excesso de temperatura pode inibir a ação de enzimas, retardando a atividade dos micro-organismos e, conseqüentemente o processo de compostagem (YULIPRIYANTO, 2001; RUSSO, 2003). Nesse sentido, apesar de altas temperaturas serem requeridas para a eficiência do processo, deve-se cuidar para que não atinjam valores muito altos, superiores a 80°C, pois nessa temperatura por um longo período de tempo pode causar prejuízos ao processo, através da inibição dos micro-organismos, ou até mesmo levam a mortes daqueles que não forem termotolerantes (RUSSO, 2003). A Figura 2.4 representa uma variação de temperatura típica em compostagem utilizando o sistema de leira.

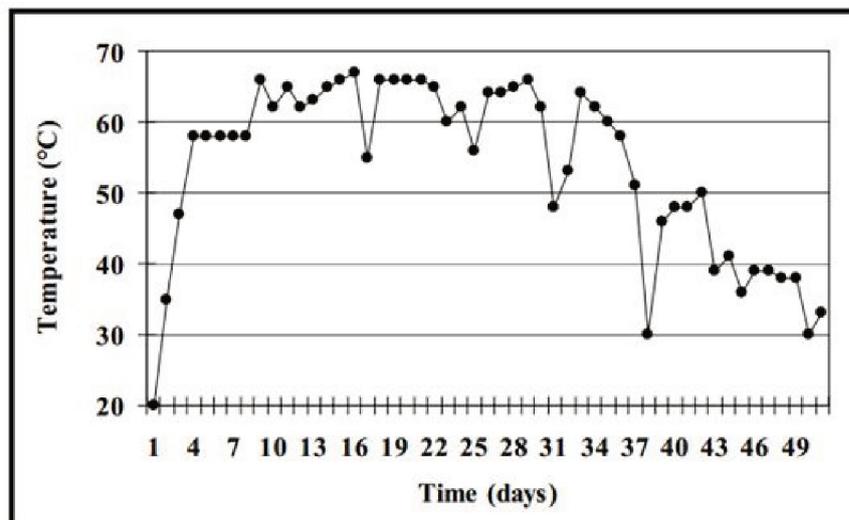


Figura 2.4- Variação de temperatura em compostagem com sistema de leira.
Fonte: UNEP (2005).

O monitoramento da temperatura envolve tanto a aferição como o registro nas leiras de compostagem, fazendo observações sobre a sua condição (BASS et al., 2012). Nesse

sentido, Tiquia et al. (1998) verificaram a eliminação de *Salmonella* no processo de compostagem de cama de suínos (serragem e dejetos). Os resultados mostraram que a temperatura foi o principal fator para ocorrer a eliminação desse micro-organismo. Constatou-se que, para temperaturas entre 64 e 67 °C durante 2-3 semanas, a bactéria patogênica foi eliminada, estando também correlacionado com a diminuição progressiva de coliformes e de estreptococos fecais.

2.2.3.3 Umidade

A umidade é um importante fator de controle para o processo de compostagem, já que como se trata de um processo de biodegradação, a presença de água é vital para o desenvolvimento eficiente, pois é fundamental para as necessidades fisiológicas dos micro-organismos, devendo esse parâmetro não estar em estado de escassez e nem em excesso, o que pode comprometer o processo (SILVA, 2007). Se a umidade apresenta valores muito baixos (menores que 40%), a atividade microbiana diminui, implicando em uma velocidade de biodegradação menor; caso esteja em excesso (maiores que 65%), pode implicar em prejuízos na aeração, além de provocar lixiviação de nutrientes (HERITY, 2003; FERNANDES e SILVA, 1999).

Para o controle da umidade, pode-se fazer uso da adição de água durante o processo, o que implica, muitas vezes, no arrefecimento do material em biodegradação (NOGUEIRA, 2013), indicando-se a colocação da água durante o momento de aeração (revolvimento) (BASS et al., 2012). No entanto, deve-se buscar um teor de umidade entre 50 e 60% (MISRA et al., 2005), pois, nessa faixa, encontra-se, de maneira geral, um teor ótimo para o desenvolvimento do processo, sendo a umidade dependente da eficácia de aeração e granulometria do material (FERNANDES e SILVA, 1999). Os micro-organismos durante as reações bioquímicas de degradação da matéria orgânica são responsáveis pela geração de água, sendo perdida sob forma de vapor com o aumento da temperatura, da ventilação ou do revolvimento do composto (SEQUEIRA, 2013).

2.2.3.4 Relação C/N

A relação C/N pode apresentar variação entre 20 e 70 dependendo da facilidade, ou não, de biodegradabilidade do material orgânico, considerando-se ideal para uma relação

inicial um valor próximo a 30, tendo cuidado para essa relação não estar muito baixa, nem muito alta, pois pode implicar em um processo de compostagem não eficiente (FERNANDES e SILVA, 1999). Quando a relação C/N apresenta valores elevados, indica uma baixa quantidade de nitrogênio, o que pode ser inconveniente para o processo, pela limitação desse nutriente para a microbiota, desacelerando as reações de biodegradação. Por outro lado, quando essa relação é muito baixa, representa uma quantidade elevada de nitrogênio, que, por estar em excesso, não será todo utilizado, favorecendo a volatilização de gases, como a amônia, podendo comprometer o processo, além de produzir odores desagradáveis (MISRA et al., 2005; SEQUEIRA, 2013).

Em contra partida, indiferentemente do valor inicial da relação C/N, ao fim do processo, obter-se-á um composto com um valor entre 10 e 20 para essa relação, o que acontece, em decorrência de maiores perdas de carbono do que de nitrogênio ao longo do processo (FERNANDES e SILVA, 1999), sendo que 2/3 deste é convertido em CO₂, e o restante (1/3) é combinado com o nitrogênio nas reações de biodegradabilidade constituindo o composto final (RUSSO, 2003). Já, de acordo com Nogueira (2013), apenas 25% do carbono é perdido na forma de gás carbônico e o restante forma novas moléculas combinando-se com o nitrogênio. O mesmo autor enfatiza que a maior perda de carbono na forma de gás ocorre durante a fase termofílica do processo (NOGUEIRA, 2013), conforme já mencionado.

Nesse sentido, em situações em que o material orgânico não possui fácil biodegradabilidade, como no caso de resíduos celulósicos, a razão C/N pode ser aumentada, pois o material é rico em carbono, e este não está disponível de maneira apropriada para os microrganismos (RUSSO, 2003). Em outros casos, a incorporação do elemento carbono é recomendada para facilitar a atividade metabólica dos micro-organismos termofílicos durante o processo, com a finalidade de assegurar que os agentes patogênicos estão expostos a temperaturas elevadas, sendo dessa forma inativados (ERICKSON et al., 2010).

No processo de compostagem, o carbono e o nitrogênio são fundamentais para o desenvolvimento, especialmente no que diz respeito aos micro-organismos, uma vez que são os elementos que constituem as células microbianas, sendo 50% de carbono e de 2 a 8% de nitrogênio. O carbono possui importantes funções fisiológicas e constituição celular. Já o nitrogênio é constituinte de proteínas, atua no processo de nitrificação/desnitrificação (RUSSO, 2003), visto que as transferências de nitrogênio durante o processo afetam o crescimento microbiano (LI et al., 2013).

Por exemplo, dejetos de animais necessitam de outros materiais ricos em carbono para converter o nitrogênio durante a compostagem, o que aumenta o custo do processo. A proporção recomendada do dejetos/serragem, com base na proporção C/N, é de aproximadamente 3:2 (TROY et al., 2012). Huang et al. (2004) avaliaram a relação C/N em sua pesquisa utilizando dejetos de suínos e serragem. Para o experimento foram utilizadas duas leiras de compostagem de dejetos suínos e serragem, para as quais havia diferença na relação C/N. Na leira A, essa relação era 30 e na B, era 15. Os resultados indicaram que o composto formado na leira A adquiriu maturidade após 49 dias de processo. Já o composto da leira B, que possuía uma baixa relação C/N, teve diversos parâmetros de monitoramento afetados, levando um maior tempo para maturação. Nolan et al. (2011), em sua pesquisa, utilizou diversos tratamentos para a compostagem da fase sólida de dejetos, variando a relação C/N, entre os tratamentos, de 12 a 23,3, concluindo que as relações avaliadas foram baixas para o processo de compostagem.

2.2.3.5 Granulometria

Dentre os fatores que afetam a velocidade de uma reação química está a área de contato dos reagentes, nesse caso quanto maior for a superfície de contato maior será a velocidade da reação. É exatamente dessa forma que a granulometria do material orgânico será fator de interferência no processo de compostagem. Quanto menor for o tamanho das partículas, maior será a área de contato, e mais rápido ocorrerá o processo (YULIPRIYANTO, 2001). Indica-se que os tamanhos das partículas estejam entre 25 e 75 mm para a obtenção de resultados satisfatórios (FERNANDES e SILVA, 1999).

Os mesmos autores relatam processos de compostagem em sistemas que apresentavam porosidade entre 30 e 36%, os quais apresentaram ótimos resultados. Isso ocorre, pois a granulometria também afetará a oxigenação do sistema, a qual possui efeito sobre as reações bioquímicas. Com a diminuição do tamanho das partículas, maior quantidade de espaços vazios existirá, o que favorecerá o aumento da concentração de oxigênio, promovendo um aumento na velocidade do processo de biodegradabilidade (ORRICO JR, 2007).

Em muitos casos, as partículas brutas não são pequenas, e devem passar por um processo de redução de tamanho, a qual geralmente é realizada com um triturador, o que agregará custos ao processo. Porém, para fazer a redução deve-se ter cuidado quanto ao material, pois materiais macios não podem ser reduzidos a tamanhos muito pequenos, uma

vez que, se assim estiverem, tendem-se a compactar-se. Nesse sentido, a granulometria recomendada para detritos vegetais frescos, legumes frescos, e resíduos de cozinha é de em torno de 15 cm, podendo ser maior para materiais mais macios (UNEP, 2005).

2.2.3.6 *pH*

A compostagem da matéria orgânica pode ocorrer com variação do pH entre 3 e 11, porém são com valores próximos da neutralidade (5.5 a 8) que o processo possui um melhor desempenho, uma vez que os micro-organismos possuem melhor adaptação em meios com pH neutros, especialmente as bactérias. O pH, após o início do processo de biodegradação, depende das reações envolvidas, pois não pode ser afetado de maneira considerável por fatores operacionais do processo (RUSSO, 2003).

Nos casos em que, no início do processo, a massa orgânica possui um valor de pH na faixa da neutralidade, ocorre uma leve queda no valor desse parâmetro logo no início do processo, ainda na fase mesofílica (FERNANDES e SILVA, 1999; FRANCOU, 2003; UNEP, 2005). Já, no caso do pH ser menor ou próximo a 5, poderá ocorrer uma inibição da atividade microbiológica, diminuindo as reações e, por consequência, a liberação de calor, o que fará com que o processo não atinja a fase termofílica. Entretanto, quando essa fase for alcançada ocorrerá uma elevação do pH, devido à hidrólise de proteínas e à liberação da amônia, podendo atingir valores entre 7,5 e 9 (FERNANDES e SILVA, 1999). Porém, na fase de arrefecimento ou maturação o pH geralmente reduz para valores próximos da neutralidade (NOGUEIRA, 2013). A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** representa a variação de pH no início de um processo de compostagem.

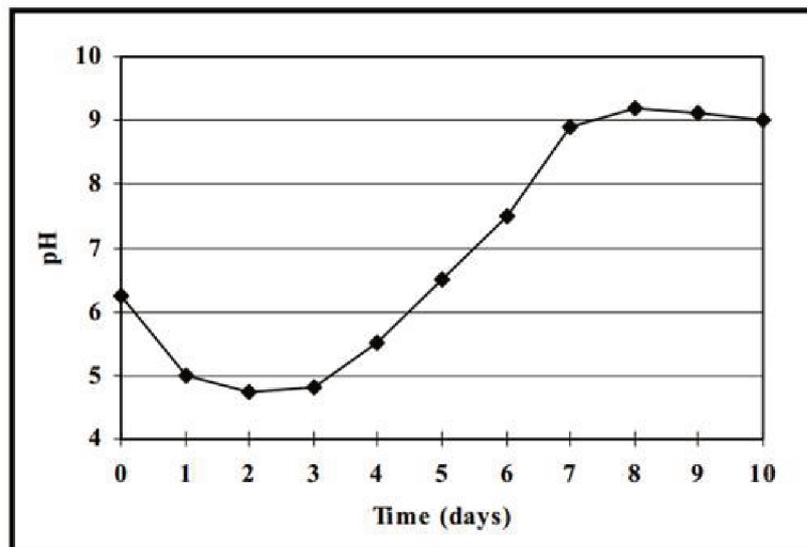


Figura 2.5- Variação do pH nos 10 primeiros dias de compostagem.
Fonte: UNEP (2005).

Porém, se o pH diminui para valores muito baixos, como mostrado na Figura 2.5, o crescimento da população de microrganismos, especialmente as bactérias, termina e por isso a decomposição diminui (NOGUEIRA, 2013). A atividade metabólica dos micro-organismos aeróbios fica comprometida em baixo pH por um longo período de tempo, o que pode fazer o processo ser mais duradouro (LI et al., 2013).

2.2.4 Sistemas de Compostagem

A tecnologia de compostagem a ser escolhida para o processo depende da matéria, área disponível, velocidade do processo e formação de compostos indesejáveis, sendo a qualidade do produto final um importante critério a ser considerado (HERITY, 2003).

Os processos de compostagem podem ocorrer em diferentes sistemas aeróbios, os quais podem ser classificados em três grupos (FERNANDES e SILVA, 1999):

1) Sistema de leiras revolvidas (*windrow*): o material orgânico é distribuído em leiras, as quais são aeradas através do revolvimento da massa em biodegradação.

2) Sistema de leiras estáticas aeradas (*static pile*): o material a ser compostado é colocado sobre um sistema de canalização de ar previamente dimensionado, sendo esse sistema de canalização responsável pelo fornecimento de ar para o sistema.

3) Sistemas fechados ou reatores biológicos (*In-vessel*): a massa orgânica é disposta dentro de reatores biológicos, os quais são fechados, permitindo o controle de todas as variáveis do processo.

2.2.4.1 Sistema de leiras revolvidas (*windrow*)

O sistema mais simples para compostagem é, sem dúvidas, o sistema de leiras revolvidas, sendo utilizado em grande escala mundialmente, com a finalidade de promover a decomposição dos mais variados tipos de resíduos orgânicos (HAAREN, 2009), onde o material a ser compostado é disposto em leiras de grande comprimento (FERNANDES e SILVA, 1999), podendo chegar a centenas de metros, com altura que pode ser de até 2- 3 metros e uma largura de 3-5 metros, sendo o material revolvido com determinada periodicidade, de modo a manter as temperaturas elevadas e também permitir algum fluxo de oxigênio para o núcleo central (HAAREN, 2009). É com esse revolvimento que ocorre a aeração, através dos processos de difusão e convecção, os quais permitem a transferência do oxigênio para os vazios entre as partículas do material orgânico (FERNANDES e SILVA, 1999).

Com essa entrada de ar, supre-se momentaneamente a necessidade de oxigênio para as reações bioquímicas (FERNANDES e SILVA, 1999). A eficiência da aeração irá depender da porosidade da leira, ou seja, quanto maior for esse parâmetro melhor será a eficiência do revolvimento para promover a entrada de ar, provocando o aumento da concentração de oxigênio entre as partículas do material em decomposição (MISRA e ROY, 2003).

Apesar do processo de revolvimento ter como principal objetivo a realização da aeração no processo, ele propicia outros benefícios para o melhoramento do processo de compostagem. Dentre eles, pode-se salientar a exposição de todos os componentes do material de compostagem no centro da leira, sendo esse o local onde há maior atividade microbiana e maior temperatura, propiciando um aceleração do processo de degradação. Também, pode promover a redução do tamanho das partículas e promover uma perda de água, o que pode ser benéfico, caso este parâmetro esteja alto (UNEP, 2005). Nesse sentido, para diminuir o tempo do processo, a leira pode ser revolvida uma ou duas vezes ao dia (MISRA e ROY, 2003).

Uma aeração eficiente e uniforme em toda leira é um princípio básico para ter-se um processo que apresente resultados satisfatórios com esse tipo de sistema. Nesse caso, deve-se ter cuidado com as leiras que possuem tamanho muito grande, pois zonas anaeróbias podem ser formadas próximas ao centro, liberando odores desagradáveis no momento do revolvimento. Também, para esse tipo de leira pode-se encontrar zonas em que a temperatura

não atinge valores elevados para evaporar a umidade, matar agentes patogênicos e sementes de ervas daninhas (MISRA e ROY, 2003).

Já, para o equilíbrio da umidade, alguns sistemas mais sofisticados possuem sistemas de irrigação instalados junto à leira, para manter sempre uma concentração de água ideal para as reações de degradação (HAAREN, 2009). Para aumentar a eficiência desse sistema de irrigação, o mesmo funciona simultaneamente ao processo de revolvimento, pois como o material estará sendo misturado, resultará em uma umidade uniformemente distribuída. Igualmente, nos sistemas de tratamento de dejetos líquidos de suínos, especialmente, esse sistema de irrigação é o processo pelo qual os dejetos são inseridos nas composteiras, sobre o substrato, que já estão em processo de compostagem.

Os sistemas de leira podem ser implantados em locais fechados ou parcialmente fechados (UNEP, 2005). Porém, geralmente, são instalados em áreas abertas, onde a ventilação natural auxilia no processo de aeração, sendo que algumas propriedades rurais têm investido em coberturas sobre as leiras, com a finalidade de controlar as condições de umidade e temperatura (MOON, 1997), de modo a aplicar melhorias em busca de um processo com melhores resultados.

Nesse contexto, para aprimorar a qualidade do sistema ou quando revolvimento manual não é viável, podem-se adotar sistemas de revolvimento mecanizados (UNEP, 2005). Para isso, uma gama de equipamentos e máquinas foram desenvolvidos para facilitar e otimizar a uniformidade do processo de revolvimento, de modo a reduzir o tempo e mão de obra destinado a essa atividade com a produção de um composto que apresenta características mais uniformes (MISRA e ROY, 2003).

Essas máquinas podem ser denominadas de revolvedores mecânicos (UNEP, 2005). Algumas delas são projetadas para funcionar quando acopladas e propulsadas por tratores agrícolas, enquanto outras funcionam de maneira autônoma (MISRA e ROY, 2003). Embora representem um investimento de capital significativo em equipamentos de aplicação única, esses dispositivos têm a capacidade de misturar os materiais mais profundamente, desmanchar possíveis aglomerados de material e produzir um composto mais uniforme (MOON, 1997). Na Figura 2.6, pode-se observar algumas dessas máquinas.



Figura 2.6- Revolvedores mecanizados, em leira: em espaço aberto (A) e em espaço fechado (B).
 Fonte: maesso.wordpress.com (A) e www.umac.com.br (B).

Apesar do sistema de leiras ser simples, apresenta-se como uma boa alternativa, sendo um dos métodos mais baratos para a realização da compostagem de materiais orgânicos. Porém, é uma tecnologia que possui limitações quanto ao controle de emissões de gases (MOON, 1997; HAAREN, 2009), e quando instalada sem cobertura pode ser problemática para climas chuvosos, que, devido à alta umidade da leira, a eficiência do processo pode ser reduzida drasticamente (MOON, 1997).

No trabalho de Chen et al.(2015) foi objetivado a constatação da emissão de N_2O em leiras de compostagem de dejetos de gado leiteiro, com revolvimento periódico. Os resultados indicaram uma maior taxa de emissão após o revolvimento do que anterior ao mesmo, sendo que o revolvimento da leira e o transporte de O_2 para as zonas anaeróbias do composto aumentaram a produção de N_2O por desnitrificação. Por outro lado, eles melhoraram o estado aeróbio durante o período estático.

Hrada et al. (2014) verificaram em sua pesquisa a emissão de metano em um sistema de compostagem com leira para bio-resíduos, sendo que o revolvimento da mesma acontecia cinco vezes na semana. As taxas de emissões de CH_4 específico do sistema variaram entre 1,7 e 14,3 g CH_4 /m³d para diferentes condições de operação (antes, durante e após o revolvimento), constando-se que os menores valores de emissão foram registrados nos momentos em que a leira estava estática, enquanto que as maiores taxas de emissão foram durante as fases de revolvimento. Já Zhang e Sun (2016) utilizaram o sistema de leiras com revolvimento para testar diferentes substratos na compostagem de resíduos verdes, constatando redução no tempo de compostagem para os agentes utilizados, bem como uma melhor qualidade no fertilizante produzido.

No estudo de Davis et al., (2004) foi investigado o uso de leiras com revolvimento para a compostagem de plásticos degradáveis, utilizando polietileno como resíduo. Os autores

concluíram que o polietileno pode ser compostado, porém, para isso, deve passar por um pré-processamento, devendo ser forte suficiente para atender as suas demandas de uso doméstico e frágil o suficiente para degradar-se em um processo biológico. Já Gavilanes-Terán et al. (2016) estudaram a compostagem com o revolvimento de leiras para resíduos de horticultura, concluindo que esse sistema de tratamento é eficiente. Os resultados mostraram a produção de um fertilizante de qualidade e adequado para ser utilizado em plantações.

2.2.4.2 Sistema de leiras estáticas (*static pile*)

Comparado ao sistema de leiras revolvidas, o sistema de leira estática é uma tecnologia mais sofisticada, pois permite um controle maior sobre o processo de aeração (LETON e STENTIFORD, 1990). Nesse sistema, o material a ser compostado está disposto sobre tubulações perfuradas, as quais, através de um soprador, promovem a aeração do sistema. Também, nesse sistema, pode-se controlar o consumo de oxigênio pela microbiota, fornecendo somente a quantidade de ar requerida para o funcionamento do processo de compostagem, permitindo a aplicação de um sistema automatizado (FERNANDES e SILVA, 1999). A aeração poderá ser por sucção, modo negativo, ou por ventilação, modo positivo (LETON e STENTIFORD, 1990).

Esse método elimina a necessidade de revolvimento para o fornecimento de ar para os materiais em compostagem. O princípio de aeração ao longo da altura da leira tem como base o fenômeno de convecção, através da diferença de densidade dos gases, sendo que os gases quentes, que já estão na leira, tendem a subir pela mesma, fazendo com que ocorra um fluxo de ar nesse sentido (MISRA e ROY, 2003). Na Figura 2.7, pode-se observar um exemplo de leira estática com aeração forçada, com detalhe da tubulação da entrada de ar na base da leira.



Figura 2.7- Sistema de leira estática com aeração forçada.
 Fonte: www.slideplayer.com.br/slide/290401/

A alimentação de ar é mantida conforme as condições desejadas. A taxa de aeração deve ser ajustada para manter os níveis adequados de oxigênio e temperaturas. Se a taxa de aeração for muito elevada, a leira irá diminuir a temperatura e a fase termofílica poderá ficar comprometida (MOON, 1997). Porém, quando a temperatura no interior da leira atinge um valor pré-estabelecido, o sistema de aeração pode ser acionado promovendo a diminuição da temperatura (EVANYLO et al., 2009). Com o fim do término do processo de compostagem os tubos podem ser removidos e todo o material pode ser misturado, a fim de garantir a uniformidade do composto resultante (MISRA e ROY, 2003).

A principal vantagem desse método diz respeito à garantia de fornecimento de oxigênio em qualquer período do processo, o que faz com que as reações bioquímicas de degradação não sejam prejudicadas por este parâmetro. Porém, como desvantagem, emergem os custos tanto de instalação como de operação, devido ao gasto de energia para o funcionamento do sistema (EVANYLO et al., 2009), podendo, também, caso a distribuição da tubulação de aeração não esteja adequadamente dimensionada, propiciar o surgimento de zonas anaeróbias, apresentando emissão de odores.

2.2.4.3 *Reatores biológicos*

Os reatores biológicos podem ser considerados um aliado para a eliminação de patógenos ou outros contaminantes durante o processo de compostagem, uma vez que garante a uniformidade em relação à temperatura do meio, facilitando, também, o controle da emissão de gases, pois esse tipo de sistema fechado possui aeração controlada, podendo ser facilmente adequada às necessidades do processo (FERNANDES e SILVA, 1999).

Embora os procedimentos de compostagem tradicionais levem até 8 meses para produzir o composto estabilizado, métodos de compostagem acelerada, com os reatores biológicos, oferecem possibilidades de redução do período de transformação até três semanas (MISRA e ROY, 2003), além de minimizar ou eliminar os impactos adversos sobre o ambiente. Nesses reatores, quando a temperatura atinge um nível pré-estabelecido, o soprador de ar pode ser automaticamente acionado para arrefecer a massa e assegurar condições de arejamento (EVANYLO et al., 2009). Também, por assemelhar-se a um reator químico, todos os parâmetros podem ser altamente controlados, e níveis de oxigênio e umidade podem ser otimizados, com a finalidade de se obter as mais altas taxas de conversão (HAAREN, 2009; ROU, 2007).

Os processos de compostagem que fazem uso de reatores biológicos são denominados, também, de compostagem acelerada, uma vez que esse tipo de sistema reduz significativamente o tempo do processo, devido à melhoria das condições de digestão, principalmente no que diz respeito à boa aeração da massa orgânica e ao cuidado para não haver perdas de calor. O processo de compostagem diferencia-se essencialmente dos sistemas clássicos por possuir um maior controle sobre os parâmetros do processo, o que permite fornecer condições favoráveis para o desenvolvimento do processo, contribuindo para redução de seu tempo.

Como nos reatores há um excelente controle sobre a emissão de odores indesejáveis, essa tecnologia torna-se adequada para propriedades que estejam próximas a cidades ou residências. Os odores que são produzidos durante o processo de compostagem podem ser reduzidos ou eliminados em biofiltros instalados na saída de gases do reator (ROU, 2007). Outra vantagem dos reatores biológicos inclui a possibilidade de trituração dos materiais em sua entrada, mistura mecânica da massa orgânica em degradação com o substrato e aeração forçada, sendo, no final do processo, formado uma leira para a decomposição final (EVANYLO et al., 2009).

Fazendo uso de um biorreator aerado, Kulikowska (2016) estudou a cinética de remoção da matéria orgânica e de humificação durante a compostagem de lodo de esgoto e resíduos lignocelulósicos (aparas de madeira, palha de trigo, folhas). Os resultados demonstraram que tanto a degradação da matéria orgânica quanto as reações de humificação obedecem uma cinética de 1ª ordem, com uma constante de velocidade para a degradação de $0,196 \text{ d}^{-1}$. Já as constantes de velocidade da formação de substâncias húmicas e ácidos húmicos foram 0.044 d^{-1} e 0.045 d^{-1} , respectivamente.

De acordo com Fernandes e Silva (1999), os reatores biológicos podem ser classificados em:

- Reatores biológicos de fluxo vertical: são reatores que lembram silos de depósitos, onde o material orgânico é disposto na parte superior do reator, apresentando um fluxo descendente ao longo do sistema. A aeração é realizada por meio de entrada de ar forçado (FERNANDES e SILVA, 1999).

- Reatores biológicos de fluxo horizontal: apresentam funcionamento semelhante aos reatores com fluxo vertical, porém apresenta um layout na horizontal, com aeração forçada sob pressão ao longo do reator (FERNANDES e SILVA, 1999).

- Reatores biológicos cilindro rotativo: esse reator possui um sistema de agitação que promove a aeração e a mistura da massa orgânica, sem o seu deslocamento ao longo do eixo do reator. O sistema de agitação é preconizado pela rotação do reator ao redor do seu próprio eixo e/ou por um sistema de mistura interna (FERNANDES e SILVA, 1999), o que faz com que a compostagem ocorra de maneira rápida. Em processo contínuo, o material é alimentado em uma extremidade, com aeração, por meio de mistura e/ou ar forçado. O cilindro gira continuamente a uma velocidade lenta, e o composto é empurrado para fora do reator (CWMI, 2006). Na Figura 2.8, pode-se observar um reator biológico do tipo cilindro rotativo.



Figura 2.8- Cilindro rotativo utilizado para compostagem.
Fonte: www.xactsystemscomposting.com

O funcionamento do reator cilindro rotativo, como o próprio nome sugere, baseia-se na movimentação da lateral cilíndrica (cilindro) do reator, enquanto que as extremidades circulares são fixas. É a rotação do cilindro que contribuirá para o processo de oxigenação.

Para melhorar a mistura/oxigenação junto à parte interna do cilindro, pode haver hastes metálicas que favorecem a mistura do material orgânico. A movimentação do cilindro rotativo não necessariamente é contínua, podendo ser periódica, com um período em movimento e outro estacionário.

Também, ao longo de todo o comprimento do reator há um eixo helicoidal que contribui para a mistura dos materiais e é utilizado como sistema de transporte para retirada do composto de dentro do reator após finalizado o processo de compostagem. O fornecimento de oxigênio pode ser realizado de maneira forçada, com a utilização de um exaustor na saída do túnel, responsável pela retirada dos gases presentes dentro do reator, diminuindo a pressão interna, o que implica na entrada de ar por abertura localizada na extremidade oposta à retirada de ar.

No trabalho de Kalamdhad e Kazmi (2008), foi estudada a aplicação de um reator cilindro rotativo para a compostagem de uma combinação de resíduos vegetais, com dejetos de bovinos e serragem. Verificou-se que a temperatura manteve-se acima de 55 °C durante um período de dois dias, coliformes fecais foram reduzidos de $7,5 \times 10^8$ para 5×10^2 bactérias/g e estreptococos fecais diminuíram de $1,5 \times 10^7$ para 5×10^3 bactérias/g. Houve uma insignificante produção de ácidos graxos voláteis, indicando que houve uma completa condição aeróbia, sendo constatado que a nitrificação ocorreu após o sexto dia. Também, a razão DBO/DQO diminuiu nos 12 primeiros dias e, posteriormente, manteve-se estável, sugerindo a estabilidade do composto em termos de biodegradação.

Em outro estudo, Kalamdhad et al. (2008) verificaram a estabilidade do fertilizante produzido no processo de compostagem utilizando cilindro rotativo como reator, para quatro diferentes relações C/N. O material orgânico era formado por uma mistura de aparas de grama, resíduos vegetais misturados, dejetos bovinos, resíduos de alimentos e serragem. Para avaliar a estabilidade do composto, foi verificado a evolução de produção de CO₂ e a taxa de consumo de oxigênio durante o processo. Os resultados indicaram que o cilindro rotativo pode ser utilizado para a compostagem de diversos materiais orgânicos, com diferentes razões C/N.

Nesse mesmo tipo de reator, Rodríguez et al. (2012) investigaram a influência de quatro variáveis de processo: frequência do giro do cilindro, concentração de oxigênio e a razão entre lodo de esgoto com o substrato, com o objetivo de otimizar a fase termofílica e aumentar a velocidade de degradação. Os autores puderam constatar que, com uma frequência de giro de 12 h⁻¹ e uma concentração de oxigênio de 10%, obtiveram condições ótimas para o processo. Quanto ao substrato, obtiveram-se melhores resultados quando utilizado aparas de

madeira, propiciando uma temperatura de 70°C, garantindo, assim, a remoção completa de agentes patogênicos.

Estudo de compostagem em um reator cilindro rotativo foi conduzido por Kalamdhad et al. (2009), sendo realizada uma avaliação em escala laboratorial de resíduos orgânicos (resíduos vegetais, galhos de árvores, etc). Durante a compostagem, foram constatadas temperaturas elevadas, 60-70 °C na área de entrada do reator e 50-60 °C na área do meio, resultando em alta degradação do material orgânico. Ainda, todos os parâmetros, incluindo COT, relação C/N, produção de CO₂ e coliformes apresentaram diminuição significativa dentro de poucos dias de compostagem. Em curto período, também, foi produzido um fertilizante de alta qualidade com 2,6% de nitrogênio e 6g/Kg de fósforo, concluindo que o processo obteve êxito nas condições em que foi executado.

2.2.5 Compostagem de animais mortos

Conforme Bass et al. (2012), são muitos os produtores de animais que estão preocupados com a maneira adequada de dispor os animais mortos em suas propriedades, pois o manejo correto desses animais tem implicações sobre a gestão ambiental da propriedade e saúde pública, tanto da família da propriedade, como das pessoas das comunidades circundantes. No Brasil, a problemática da gestão de animais mortos sempre existiu, sendo que, por muito tempo, o destino era simplesmente jogá-los a céus abertos em locais isolados, ou, em algumas outras situações, eram enterrados em valas comuns ou até mesmo queimados aos montes a céu aberto (ABCS, 2011).

Uma tecnologia como opção para o tratamento dos animais mortos, bem como de outros resíduos biológicos, como feto e restos de parição é a compostagem (MUKHTAR et al., 2004; NUTSCH, 2005; PRICE e CARPENTER-BOGGS, 2008; OTENIO et al., 2010; HIGGINS et al., 2013), sendo considerado um dos métodos mais ecológicos para a eliminação de carcaças (ELLIS, 2001). A eliminação, tanto nos casos de rotina quanto catastróficas, deve ser definida por um plano de gestão para que esses animais não tragam prejuízos ambientais (BASS et al., 2012). Nesse sentido, a compostagem permite a eliminação dos animais durante todo o ano com um baixo custo, reduzindo o número de patógenos e produzindo um fertilizante com grande poder de nutrientes (PRICE e CARPENTER-BOGGS, 2008).

A compostagem de animais mortos ou outros materiais semelhantes pode ser realizada por diversos métodos (PAIVA, 2011), sendo que esses, de maneira em geral, isolam os animais do ambiente. Porém, a compostagem em reatores biológicos oferece algumas vantagens sobre os demais métodos, sendo que os reatores tipo cilindro rotativo beneficiam o processo, por garantir uma homogeneização da mistura, o que faz com que o tempo de compostagem seja reduzido (BONHOTAL et al., 2014).

Deve-se considerar que esse tipo de material diferencia-se dos demais resíduos orgânicos convencionais, especialmente devido ao tamanho dos animais, o que implica em um processo mais longo, uma vez que inicialmente as fontes de carbono e nitrogênio não estão devidamente misturadas (PAIVA, 2011). Para o melhor desempenho do processo, Mukhtar et al. (2004) indicam que os animais podem ser cortados em tamanhos menores, ou até mesmo triturados, o que proporciona uma melhor mistura entre os materiais, propiciando uma porosidade ideal, a qual é atingida quando o sistema atinge equilíbrio no tamanho das partículas e uniformidade da umidade.

As carcaças possuem alto teor de umidade e nitrogênio, sendo necessário acrescentar bastante carbono para o processo ocorrer de maneira adequada (MORSE, 2009; BASS et al., 2012). Quanto à relação C/N, uma proporção de 25:1 a 40:1 é suficiente para o desenvolvimento da compostagem, podendo esse valor ser aumentado para 50:1, no caso de uma disponibilidade de fonte de carbono. Os mesmos autores revelam que o tempo do processo depende de uma série de fatores, incluindo a temperatura do meio, as espécies animais em compostagem, mistura, aeração e o acompanhamento durante o desenvolvimento do processo (MUKHTAR et al., 2004). Na Tabela 2.4, encontra-se uma indicação da proporção carcaças/serragem que deve ser disposta para o processo de compostagem, com a finalidade de obter uma relação C/N favorável.

Tabela 2.4- Indicação de proporção de materiais para compostagem.

Material	Proporção	
	Peso	Volume
Serragem	1,5	5,5
Carcaça	1,0	1,0
Água	Adicionar, conforme necessário	

Fonte: HENRY (s/d).

Para uma melhor logística, a instalação do sistema de compostagem deve estar próxima ao alojamento dos animais, devendo ser dimensionado para a sua destinação considerando o peso médio de animais mortos diariamente (HIGGINS et al., 2013).

Morrow et al. (1995) estudaram o processo de compostagem em leira de carcaças de suínos, verificando a segurança desse método para contaminantes biológicos. Nos experimentos, algumas leiras continham *Salmonella* spp ou *Erysipelothrix rhusiopathiae* e em outra, vírus da pseudo-raiva (PRV). Os autores constataram que o processo de compostagem desintegrou a maioria das carcaças, incluindo a maioria dos ossos, e chegou a temperaturas suficientes para matar todos os *Erysipelothrix rhusiopathiae* e PRV, eliminando parcialmente a *Salmonella*, observando pouco odor associado ao processo e algumas moscas. Nesse estudo, os autores concluíram que o processo de compostagem é um método seguro, eficiente e sustentável para a eliminação das carcaças de suínos.

Na pesquisa de Akdeniz et al. (2010a), foram investigadas as emissões de compostos orgânicos voláteis (COV) no processo de compostagem de tecidos de suínos com plantas, em escala laboratorial, com o objetivo de simular a compostagem de carcaças de animais. Verificaram-se 43 tipos de COV durante o processo, também, a presença de dimetil dissulfeto, dimetil trissulfeto, pirimidina, os quais são oriundos exclusivamente do material proveniente de suínos, indicando sua degradação. Constatou-se que essas substâncias foram identificadas em maior quantidade nas três primeiras semanas, sendo que após a sexta semana não foram mais percebidas.

Em outro trabalho de Akdeniz et al. (2010b), foi pesquisada a emissão de COV no processo de compostagem de carcaças de suínos, em ensaios de campo. Constatou-se a emissão de 55 diferentes COV. As maiores emissões ocorreram no início do processo, diminuindo vagarosamente, o que indica a degradação das carcaças.

Semelhante ao processo para suínos, a compostagem de aves mortas é um importante recurso para a gestão destes resíduos, a qual pode ocorrer em conjunto com a cama de frango, proporcionando a higienização desses dois materiais (WILKINSON, 2007).

Buscando conhecer o efeito de diferentes substratos como fonte de carbono para a compostagem de carcaças de frango, Abreu et al. (2011) utilizaram casca de arroz e palhada de soja, sendo esses dois tratamentos avaliados quanto a parâmetros físico-químicos, com o acompanhamento contínuo da temperatura. Foram montadas câmaras de compostagem com carcaças de dez frangos, sendo realizado quatro repetições no tempo. Ao final dos experimentos, os autores concluíram que a palhada de soja pode ser utilizada como substrato, atendendo os padrões da legislação ao final da 3ª reutilização, enquanto que a casca de arroz deve ser reutilizada por um número maior de vezes.

Couto et al. (2010) avaliaram se o processo de compostagem é adequado para o descarte de carcaças de aves. O experimento consistiu em duas caixas de 1 m³ com furos nas partes inferior e lateral. Como fonte de carbono foi utilizada serragem, sendo montado em camadas, com alternância de serragem e carcaça, sendo que cada camada tinha aproximadamente 20 cm. Após a estabilização da temperatura do composto, houve revolvimento do material, sendo novamente montadas as camadas. Os autores concluíram que as carcaças foram devidamente decompostas, apresentando, o processo, resultados satisfatórios com a produção de um bom fertilizante.

Orrico Jr et al. (2007) realizaram a avaliação de um sistema de compostagem de cama e carcaças de frango, sendo inicialmente montada uma composteira em forma de camada alternando os dois tipos de material orgânico, onde o material permaneceu por 60 dias, para uma decomposição prévia, sendo após transferido para leiras de compostagem. A compostagem de carcaças e cama de frangos demonstrou ser um método eficiente para o tratamento e o aproveitamento desses resíduos.

2.2.6 O composto produzido

Aplicação com matéria orgânica, como excreções de animais, é uma abordagem importante para restaurar os solos degradados devido à aplicação excessiva de fertilizantes inorgânicos (SELVAM et al., 2012).

Esse tipo de procedimento é utilizado desde a antiguidade, sendo encontrado relatos da sua utilização no Antigo Testamento e na *Iliada* de Homero. Com a criação de um sistema de tratamento de esgoto na antiga Roma, foi possível a utilização do fertilizante produzido nas plantações daquele povo (BUSATO et al., 2008). Dependendo de sua origem, os fertilizantes orgânicos possuem uma vasta quantidade de nutrientes, que graças às pesquisas e investigações, podem ser otimizadas, apresentando melhores benefícios para o solo e as plantas (MAGRO, 2012). São justamente essas pesquisas e estudos de otimização que distinguem a qualidade dos compostos orgânicos na antiguidade para seu uso atualmente (BUSATO et al., 2008).

A fertilização orgânica baseia-se na ativação e manutenção da vida do solo, com a reposição de nutrientes e energias, as quais são responsáveis pela garantia dos ciclos biogeoquímicos naturais. Porém, deve-se ter cuidado quando ocorre a substituição de fertilizantes químicos por orgânicos, pois as culturas poderão apresentar uma produção menor, sendo necessário um tempo de adaptação para a substituição total do fertilizante

químico por fertilizante orgânico, dependendo das adequações dos processos biológicos que ocorrem no solo (BUSATO et al., 2008).

Nas propriedades rurais, há uma vasta gama de resíduos orgânicos que podem ser reutilizados para fins de adubação, desde que sejam manejados corretamente, sendo tratados e estabilizados, e que a aplicação seja de acordo com as necessidades do solo, dentro dos padrões agronômicos (ECKHARDT, 2015). Como ferramenta para o tratamento desses resíduos orgânicos emerge a compostagem, a qual é utilizada, normalmente, no manejo de dejetos de animais, produzindo um composto rico em nutrientes (BAO et al., 2010).

O fertilizante formado no processo da compostagem é motivo para adoção desse sistema de tratamento em diversos países (SZABOVÁ et al., 2010), pois a aplicação do substrato resultante no solo proporciona grandes vantagens para sua qualidade e propriedades nutritivas (SELVAM et al., 2012). Esse poder nutritivo dos fertilizantes orgânicos deve-se a maior capacidade de troca de cátions, não apresentando riscos fisiológicos às plantas, sendo capazes de uma maior retenção de nutrientes e água (HIGASHIKAWA, 2013).

Atingir o grau de maturação e estabilização é a condição ideal para o produto final da compostagem (HIGASHIKAWA, 2013), a qual depende da preparação do material e do controle inicial do processo (NOLAN et al., 2011), bem como do cuidado e manejo correto até a finalização do processo. Nesse sentido, a maturidade não é representada por um único parâmetro de controle, devendo-se considerar no mínimo dois desses para ter-se conhecimento da maturação do fertilizante produzido (BERNAL et al., 2009).

Para determinação da maturidade do composto formado, pode-se fazer uso de testes respirométricos, os quais objetivam a constatação da estabilidade do composto, através da avaliação do consumo de oxigênio na atividade microbiana. Quanto maior for o consumo de oxigênio, menor será a estabilidade, indicando que há bastante matéria orgânica para ser mineralizada, enquanto que, se houver um pequeno consumo, ou se esse for nulo, é um indicativo de que toda matéria orgânica já foi mineralizada.

Dentre diferentes métodos para determinação do consumo de oxigênio, destacam-se a taxa de consumo de oxigênio (OUR do inglês *Oxygen Uptake Rate*) e a taxa específica de consumo de oxigênio (SOUR do inglês *Specific Oxygen Uptake Rate*). O primeiro método quantifica a atividade biológica através do conhecimento da diferença de concentração de oxigênio na entrada e saída do reator. Já o segundo método, baseia-se em teste experimental de respirometria em laboratório em que uma amostra do composto é submetida a um processo

de oxigenação e posterior medição do consumo de oxigênio pela microbiota presente no material.

No trabalho de Gomes (2011), foi estudado o processo de compostagem em três reatores laboratoriais com aeração passiva, com diferentes vazões de entrada de ar nos reatores (2,09; 6,62 e 10,80 L/min). Verificou-se uma elevação de OUR nos primeiros dias de compostagem, o que indicou uma grande atividade microbiana. Ao longo do processo de compostagem esses valores foram diminuindo, indicando a mineralização da matéria orgânica. Próximo à finalização do processo, os valores de OUR 0,07; 0,02 e 0,02 gO₂/kg.SV.h para cada um dos reatores indicaram a finalização do processo, devido à quase total mineralização da matéria orgânica.

Já Muniz (2010) concluiu que o SOUR é um teste satisfatório para indicar o andamento do processo de compostagem, apresentando vantagem sobre outros métodos de respirometria, principalmente por não requerer grandes sofisticções e apresentar baixo custo, assim como relatado em outros trabalhos (JAHNEL et al., 1999; SCAGLIA et al., 2007; GÓMEZ et al., 2005).

2.2.6.1 Requisitos para utilização do composto

A maturação é necessária para ser garantida a segurança do fertilizante. Se não adequada, pode implicar em prejuízos para as plantas cultivadas no solo, pois os compostos imaturos podem conter amônia livre, ácidos, entre outros. Para um fertilizante ser considerado adequado para aplicação no solo deve estar isento dessas substâncias (BERNAL et al., 2009). O composto gerado deverá apresentar características inodoras, textura fina, baixo teor de umidade, volume e peso, dessa forma facilitando a manipulação, estocagem e aplicação (QIAO et al., 2012). Os principais parâmetros que devem ser caracterizados do fertilizante produzido no processo de compostagem podem ser observados no Quadro 2.1.

Quadro 2.1 - Parâmetros de controle do fertilizante produzido.

Físico	Odor, cor, temperatura, granulometria, materiais inertes
Químico	Análise de nitrogênio e Carbono (C/N); Capacidade de troca catiônica; Extrato solúvel em água; nitrogênio mineralizado; contaminantes e qualidade da matéria orgânica.
Biológico	Indicadores de atividade microbiana; Fitotoxicidade (Testes de germinação e crescimento de plantas; verificação de presença de patógenos).

Fonte: BERNAL et al. (2009).

No sentido de garantir a qualidade e segurança de fertilizantes orgânicos, cada país possui sua própria legislação, de maneira a proporcionar uma padronização mínima nesses produtos. A primeira legislação importante sobre o assunto surgiu em 1982 com o Decreto 86.955, em fevereiro daquele ano, cujo objetivo era regulamentar a inspeção e a fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes ou biofertilizantes destinados à agricultura (BRASIL, 1982).

Atualmente, os fertilizantes orgânicos são regulamentados pela Instrução Normativa 25/2009, expedida pelo Ministério da Agricultura, Pesca e Abastecimento, a qual em seu 1º artigo esclarece sua finalidade: aprovar as normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura (BRASIL, 2009).

No primeiro Anexo dessa normativa, encontra-se a classificação dos fertilizantes, conforme sua fonte de origem, cuja descrição dessa classificação segue no Quadro 2.2.

Quadro 2.2- Classificação dos Fertilizantes, conforme a normativa 25/2009.

Classificação	Descrição
CLASSE A	fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza matéria-prima de origem vegetal, animal ou de processamentos da agroindústria, onde não sejam utilizados, no processo, metais pesados tóxicos, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos, resultando em produto de utilização segura na agricultura;
CLASSE B	fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza matéria-prima oriunda de processamento da atividade industrial ou da agroindústria, onde metais pesados tóxicos, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos são utilizados no processo, resultando em produto de utilização segura na agricultura;
CLASSE C	fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda de lixo domiciliar, resultando em produto de utilização segura na agricultura;
CLASSE D	fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda do tratamento de despejos sanitários, resultando em produto de utilização segura na agricultura.

Fonte: BRASIL (2009).

Conforme o Quadro 2.2, verifica-se que o fertilizante produzido a partir de suínos ou frangos mortos são classificados como CLASSE B, uma vez que esses resíduos são contaminados com metais pesados. Para fertilizantes dessa classe a IN 25/2009 prevê as características físico-químicas constantes na Tabela 2.5.

Tabela 2.5- Caracterização legal de fertilizantes orgânicos.

Parâmetros*	Classe			
	A	B	C	D
Umidade (%Max.)	50	50	50	70
N _{total} (min.)	0,5	0,5	0,5	0,5
C _{org} (min.)	15	15	15	15
pH (min)	6,0	6,0	6,5	6,0
Relação C/N (Max.)	20	20	20	20

Fonte: BRASIL (2009).

*valores expressos em base seca.

Constata-se na Tabela 2.5 que não está regulamentado, nesta normativa, valores referentes a metais pesados ou contaminantes patogênicos, os quais estão presentes nos fertilizantes Classe B. Essa regulamentação pode ser encontrada na IN 27/2006, a qual estabelece em seu 1º artigo que os fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, para serem produzidos, importados ou comercializados, deverão atender aos limites estabelecidos nos Anexos I, II, III, IV e V desta Instrução Normativa, os quais se referem às concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas (BRASIL, 2006). Em vista disso, a

Tabela 2.6 apresenta os valores estabelecidos por essa normativa para concentrações de contaminantes em fertilizantes orgânicos.

Tabela 2.6- Limites máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos.

Contaminante	Valor máximo
Arsênio (mg/kg)	20,00
Cádmio (mg/kg)	3,00
Chumbo (mg/kg)	150,00
Cromo (mg/kg)	200,00
Mercurio (mg/kg)	1,00
Níquel (mg/kg)	70,00
Selênio (mg/kg)	80,00
Coliformes termotolerantes (NMP/g de MS)	1000
Ovos viáveis de helmintos totais (nº em 4g ST)	1,00 Ausência em 10g de matéria seca
<i>Salmonella SP</i>	

Fonte: BRASIL (2006).

2.2.7 Vantagens e desvantagens do processo de compostagem

A utilização de sistemas de compostagem como estratégia de tratamento de resíduos agropecuários possui diversas vantagens quando é bem projetado e executado. Pode-se destacar a produção de fertilizante, com baixa geração de odores, a eliminação de contaminantes como patógenos do material orgânico, baixo custo de implantação e operação

do sistema, apresenta resultados com ganhos ambientais (RUSSO, 2003; BERNAL et al., 2004; OLIVEIRA e HIGARASHI, 2006), estabilização microbiana, redução do volume e umidade, facilidade de armazenamento, transporte e uso (BERNAL et al., 2004), fornecendo biossegurança às propriedades rurais (BONHOTAL et al., 2014), produzindo um produto de alta qualidade para múltiplos usos agrícolas (BERNAL et al., 2004), uma vez que o nitrogênio é fixado no composto, não o perdendo por lixiviação quando aplicado (OLIVEIRA e HIGARASHI, 2006). Além disso, o sistema de compostagem permite estocar o fertilizante para utilizá-lo no momento mais apropriado, sendo que o custo de implantação de sistema de compostagem é 35% mais barato que um sistema de tratamento para os dejetos em forma líquida (OLIVEIRA e HIGARASHI, 2006).

Entre as desvantagens do uso de compostagem como meio de tratamento de rejeitos orgânicos encontra-se o mau odor quando o sistema apresenta problemas (OLIVEIRA e HIGARASHI, 2006; HANAJIMA et al., 2010); dependendo do sistema adotado, requer grandes áreas para aplicação e a necessidade de grande uso de mão de obra (RUSSO, 2003; BERNAL et al., 2004); disponibilidade de substrato, o custo se o mesmo for comprado e monitoramento periódico do processo (OLIVEIRA e HIGARASHI, 2006).

2.2.8 Ciclo do nitrogênio

As reações de transformação biológica do nitrogênio envolvem um sistema enzimático bastante variado, que, em algumas vias, é bem elucidado, embora em outras seja, ainda, pouco conhecido (NDAW, 2007).

O ciclo do nitrogênio é regido por mecanismos que são influenciados principalmente por dois fatores: o fator biológico e o físico-químico. Durante o seu ciclo, o nitrogênio pode ocorrer em diferentes formas químicas, cada uma com propriedades e comportamentos específicos, implicando em consequências funcionais particulares para os ecossistemas (YULIPRIYANTO, 2001). Este ciclo pode ser considerado um dos mais complexos entre os elementos essenciais, apresentando vários processos de transporte e armazenamento no ambiente (TALL, 2012). Na Figura 2.9, é possível observar as principais transformações que ocorrem durante o ciclo do nitrogênio.

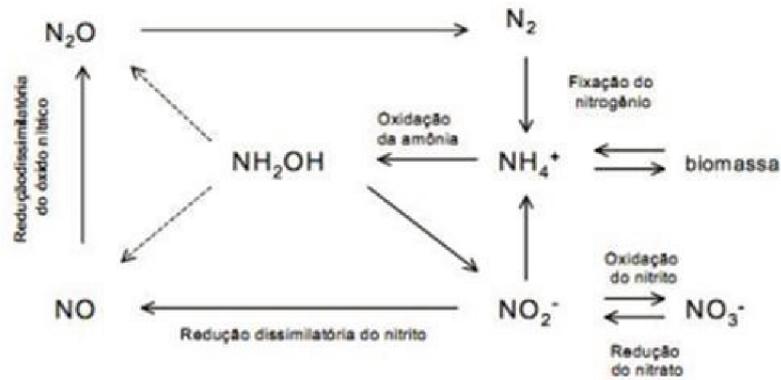


Figura 2.9- Transformações no ciclo do nitrogênio.
Fonte:Ye e Thomas (2001).

2.2.8.1 Fixação

Fixação biológica de nitrogênio é um dos processos bioquímicos mais importantes após a assimilação de CO_2 (IBRAHIM, 2013). A maioria dos seres vivos não é capaz de utilizar o nitrogênio atmosférico (N_2) para sintetizar proteínas e outras substâncias orgânicas. A fixação biológica do nitrogênio é a capacidade de alguns organismos, denominados diazotróficos, de utilizarem diretamente o nitrogênio atmosférico (N_2) como fonte de nitrogênio para o seu crescimento.

Esse processo é definido como sendo a conversão do nitrogênio molecular em amônia ($N_2 \rightarrow 2NH_3$). Essa reação é dependente da atividade da enzima nitrogenase, a qual catalisa a conversão do nitrogênio atmosférico à amônia.

Existem, na natureza, três grandes sistemas fixadores: vida livre (micro-organismos organotróficos - dependentes de fonte de carbono orgânico - ou fotossintéticos aeróbios, facultativos e anaeróbios), associativo (a superfície dos tecidos de plantas constitui um habitat com fonte de carbono e umidade para alguns tipos de micr-organismos diazotróficos que, além de promoverem a fixação de nitrogênio, podem secretar hormônios de crescimento e participar do desenvolvimento da planta) e mutualístico (interdependência entre plantas e bactérias, com formação de estruturas especializadas como, por exemplo, a simbiose entre o rizóbio e as leguminosas) (NDAW, 2007).

2.2.8.2 Assimilação

É a transformação da matéria nitrogenada mineral ou orgânica inerte em matéria viva. O nitrogênio é assimilado durante o crescimento de todos os micro-organismos

(autotróficos e heterotróficos) de maneira simultânea à assimilação de carbono (KERMARREC, 1999).

Uma vez fixado, o nitrogênio é assimilado pelos micro-organismos e plantas constituindo componentes celulares, tal como proteínas e ácidos nucleicos. Os organismos superiores consomem os organismos produtores primários, extraindo o nitrogênio necessário ao seu metabolismo, crescimento e reprodução. Em contrapartida, os organismos vivos geram subprodutos em seu metabolismo, estes ricos em nitrogênio (uréia da urina). Ao fim da vida desses organismos, a decomposição da matéria orgânica nitrogenada acarretará na liberação de nitrogênio amoniacal no ambiente (ASSUNÇÃO, 2009).

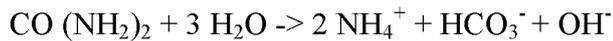
A assimilação do N compreende os processos de redução do nitrato ao amônio e a incorporação do amônio em aminoácidos (ASSUNÇÃO, 2009). Muitos seres vivos podem assimilar nitrogênio mineral diretamente na forma de íon amônio (NH_4^+). A sua presença nesta forma, em ambientes naturais, é mais frequente, resultado da degradação da matéria orgânica, em particular, durante a destruição da ureia através de urease (YULIPRIYANTO, 2001).

A taxa e a quantidade de nitrogênio assimilado dependem da atividade das enzimas envolvidas no ciclo do nitrogênio e da disponibilidade de energia necessária para os processos de assimilação. A assimilação pode ser mediada por grupos distintos de enzimas, sendo a glutamina sintetase (GS), a glutamato sintase (GOGAT) e a redutase do nitrato (RN) as principais enzimas envolvidas neste processo (ASSUNÇÃO, 2009).

2.2.8.3 Mineralização

A mineralização ou amonificação de compostos orgânicos nitrogenados ocorre por meio das reações sucessivas de aminação e amonificação, que são processadas por microrganismos heterotróficos que utilizam o substrato orgânico como fonte de energia (ASSUNÇÃO, 2009). A mineralização resulta de interações que envolvem substratos heterogêneos e uma diversidade de micro-organismos (NDAW, 2007).

A molécula de uréia, presente nos resíduos animais e excreções vegetais e microbianas, contém o N na forma orgânica (amídica). Sua mineralização dá-se pela sua hidrólise que é catalisada pela enzima urease, produzindo o íon amônio (NH_4^+) (DEGRÉ et al., 2001):



Este é um processo de mineralização realizado por um grande número de micro-organismos e, assim, pode ser feito em uma vasta gama de condições ambientais (pH, temperatura, condições redox) (TALL, 2012). Parte do nitrogênio amoniacal produzido será assimilado pelos micro-organismos, isto é, sofrerá aminação e constituirá uma nova proteína. A porção do nitrogênio amoniacal que não é assimilada é excretada para o meio externo onde será convertida no íon amônio que pode ser convertido em NO_2^- e NO_3^- por meio da nitrificação (ASSUNÇÃO, 2009).

2.2.8.4 Nitrificação

A nitrificação é um processo que ocorre em vários ambientes naturais, como por exemplo, no solo, quando bactérias denominadas genericamente de nitrificantes oxidam o amônio até nitrato (PHILIPS, 2008). Esse processo é essencialmente biológico e aeróbio, que ocorre em duas etapas, mediado por bactérias quimiolitotróficas responsáveis pela oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrato (ASSUNÇÃO, 2009).

A nitrificação é realizada por gêneros distintos de bactérias. Geralmente, as bactérias do gênero *Nitrosomonas* sp. são as responsáveis pela oxidação da amônia a nitrito e as bactérias do gênero *Nitrobacter* sp. por oxidarem o nitrito a nitrato. Pode-se dizer que ambos os gêneros, *Nitrosomonas* sp. e *Nitrobacter* sp., somente desenvolvem atividade bioquímica na presença de oxigênio dissolvido, isto é, são aeróbios obrigatórios (AUN, 2007).

De maneira geral, pode-se classificar o processo todo de nitrificação em duas etapas a nitrificação e nitratação, existindo reações intermediárias entre essas etapas. Na nitrificação ocorre a oxidação do íon amônio em nitrito, através da ação metabólica de organismos nitrificantes, como as bactérias *Nitrosomonas* sp. A nitratação ocorre logo em seguida, sendo então o nitrito oxidado até a formação do nitrato, através das reações bioquímicas da microbiota nitrificante (*Nitrobacter* sp., por exemplo). Essas reações são observadas abaixo:

1)Nitrificação:



2)Nitratação:



Sendo a equação global do processo:



Nessa reação pode-se observar que o processo da nitrificação, mais especificamente a nitritação, gera íons H^+ que podem diminuir o pH do processo, caso o efluente não contenha alcalinidade em quantidade suficiente para tamponar a ação destes íons (PHILIPS, 2008), podendo comprometer o restante do processo, uma vez que o pH ótimo do processo está na faixa de 7,2 a 9,0 (METCALF e EDDY, 1991).

2.2.8.5 Desnitrificação

O processo de retorno do nitrogênio para a atmosfera é denominado desnitrificação, que também é um processo biológico ocorrendo em condições anóxicas, onde, devido à exaustão do oxigênio dissolvido, bactérias heterotróficas facultativas passam a utilizar os nitratos como aceptores de elétrons (NO_3^- em substituição ao oxigênio) no seu processo respiratório, convertendo-os a N_2 , que escapa para a atmosfera, completando assim seu ciclo (ASSUNÇÃO, 2009).

Nesse sentido, a desnitrificação é o processo pelo qual o nitrato (NO_3^-) é convertido em gases (N_2O , N_2), por meio de processos químicos e biológicos. As *Pseudomonas* sp. são bactérias desnitrificantes que utilizam os nitratos, nitritos e compostos orgânicos (VOIGTLAENDER, 2012). De acordo com Conell (2014), várias enzimas redutases estão envolvidas na cadeia respiratória da desnitrificação, incluindo a nitrato redutase (nar ou nap), nitrito redutase (nirS ou nirK), óxido nítrico redutase (norB) e óxido nitroso redutase (nosZ), conforme mostrado na Figura 2.10.

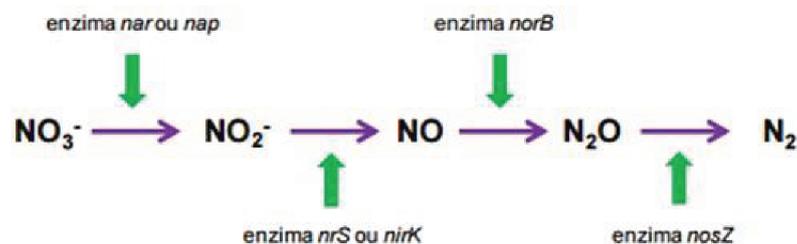


Figura 2.10- Etapas do processo de desnitrificação com identificação da atuação enzimática.
Fonte: Conell (2014).

É no processo de desnitrificação que ocorre maior perda de nitrogênio, podendo essa perda tornar o fertilizante agrícola inviável (IBRAHIM, 2013).

2.2.9 Mitigação das perdas gasosas de nitrogênio

Um grande problema dos processos de compostagem é remetido à emissão de gases, especialmente aos gases nitrogenados, pois, com a perda gasosa de nitrogênio do material, o composto produzido terá um menor valor fertilizante. Essas emissões são agravadas, principalmente, quando a matéria orgânica a ser degradada apresenta uma baixa relação C/N, ou seja, há uma maior quantidade de nitrogênio do que o necessário, favorecendo sua emissão para a atmosfera.

Porém, mesmo com uma relação C/N favorável, as perdas de nitrogênio são inevitáveis, podendo chegar a 50%, ou mais, sendo principalmente ocasionada pela emissão de NH_3 e N_2 . Nesse sentido, inúmeros são os esforços para evitar a fuga desses gases do material orgânico. Dentre esses, destacam-se as pesquisas utilizando aditivos químicos junto à massa orgânica, com a finalidade de inibir a formação de gases. Os principais aditivos utilizados são fosfogesso, dicianodiamida, ácido fosfórico, e sais de Mg/P para precipitação da estruvita.

O fosfogesso, também conhecido como gesso agrícola, é um subproduto da industrialização de rochas fosfáticas para obtenção de fertilizantes. Esse composto é formado a partir da lixiviação ácida da rocha fosfatada com ácido sulfúrico concentrado e água. Como produto dessa reação, tem-se o ácido fosfórico e o fosfogesso, sulfato de cálcio dihidratado ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), cujas características químicas e físicas são semelhantes ao gesso natural (OLIVEIRA, 2012). A ação do fosfogesso durante a compostagem é realizada pela reação entre o sulfato de cálcio e os íons amônio, produzindo sulfato de amônia, dessa maneira evitando a volatilização do íon em forma de gás.

A dicianodiamida é utilizada como inibidor do processo de nitrificação, não permitindo a conversão do íon amônio em nitrato, e, por consequência, não ocorrendo a etapa de desnitrificação, onde é produzido o N_2 , a qual é responsável pela perda de grande massa de nitrogênio durante o processo de compostagem. Esse aditivo irá interferir na atividade das bactérias *Nitrosomonas* spp., as quais são responsáveis pela etapa de nitrificação do processo de nitrificação (STÜKER, 2012). Além de evitar a continuidade do ciclo de nitrogênio e a formação do N_2 , a utilização desse inibidor não permite a formação do nitrato, que, se não convertido a N_2 e presente no fertilizante, pode implicar em prejuízos para as plantas.

A utilização de ácido fosfórico no processo de compostagem é recentemente pesquisada, existindo poucos trabalhos com o emprego dessa substância. O método baseia-se na acidificação da massa orgânica como forma de proporcionar a reação do íon amônio com o

ácido, formando o fosfato diamônico, capturando assim os íons de amônio, evitando sua volatilização e interrompendo o ciclo do nitrogênio. Além disso, em pHs ácidos esse ciclo fica prejudicado, otimizando a mitigação das perdas de nitrogênio, bem como desfavorecendo a emissão de NH_3 .

Outro método utilizado para evitar a perda de nitrogênio é a precipitação de estruvita através da adição de sais de Mg/P no material orgânico a ser degradado. Com o emprego desses sais, há elementos disponíveis suficientes para que ocorra a reação de formação do fosfato de amônio-magnésio hexa-hidratado, a estruvita. O processo de precipitação de estruvita é muito utilizado como estratégia para captação de fósforo em sistemas de tratamento de efluentes ricos nesse elemento. No caso da compostagem, o fósforo é adicionado para que ocorra essa precipitação, de maneira a estar presente para a reação com o nitrogênio amoniacal disponível no meio. Como a estruvita possui grande poder fertilizante ela se torna propícia para essa finalidade, uma vez que estará junto ao composto ao final da compostagem.

Um experimento em escala laboratorial de compostagem, com aeração forçada, utilizando dejetos de suínos com pés de milho foi realizado por Luo et al. (2013) para investigar os efeitos, sobre a emissão de NH_3 , de fosfogesso e dicianidamida (DCD, $\text{C}_2\text{H}_4\text{N}_4$), separadamente e combinados, quando utilizados como aditivos. Além de um experimento controle, havia três tratamentos alterados com diferentes quantidades de aditivos. Os resultados indicaram que a adição de fosfogesso, em uma dose de 10% de mistura em peso seco, implicou na redução da emissão de CH_4 e NH_3 significativamente durante a compostagem. A adição de DCD a uma taxa de 0,2% de peso seco de mistura em conjunto com 10% de fosfogesso reduziu também a emissão de N_2O , afetando o processo de nitrificação. Reduzindo a adição fosfogesso a 5% com 0,2% DCD, implicou no aumento moderado das emissões de NH_3 , mas não nas emissões de N_2O . Nenhum efeito adverso sobre a degradação da matéria orgânica ou o índice de germinação do composto foi encontrado nos tratamentos. Os autores concluíram que os aditivos empregados no processo de compostagem podem ser usados com o objetivo de reduzir as emissões de NH_3 , CH_4 e N_2O , sendo que as concentrações ótimas de uso devem ser determinadas para cada material.

O estudo de Yang et al. (2015) investigou os efeitos de fosfogesso e superfosfato sobre a maturidade e as emissões de gases na compostagem de resíduos de cozinha. Para a investigação, dois tratamentos de compostagem alterados foram conduzidos utilizando fosfogesso e superfosfato como aditivos, com a concentração de 10% da massa de matérias-

primas iniciais (peso seco). Os tratamentos foram realizados em condições aeróbias durante 35 dias em reatores com capacidade de 60 litros, existindo um experimento testemunho. Os autores constataram que os aditivos não tiveram efeitos negativos sobre a maturidade do composto, apesar do tratamento com superfosfato ter a temperatura inibida nos primeiros dias. Quanto à emissão de gases, foi verificado que os aditivos as reduziram drasticamente, sendo que o fosfogesso reduziu em 85,8% as emissões de CH_4 , 23,5% de NH_3 e o superfosfato diminuiu 80,5% e 18,9% as emissões de CH_4 e NH_3 , respectivamente, havendo um leve aumento na emissão de N_2O para os dois tratamentos com aditivos. Porém, a redução total de gases do efeito estufa foi de 17,4% e 7,3% para o fosfogesso e para o superfosfato, respectivamente, concluindo que esses aditivos são benéficos para a redução da emissão de gases durante o processo de compostagem.

Com o propósito de avaliar a eficiência do gesso agrícola e do superfosfato simples em controlar as perdas de amônia por volatilização durante o processo de compostagem de esterco, Prochnow et al. (1995) conduziram um experimento em reatores de 1,6 litros de capacidade, nos quais diferentes quantidades (50, 100, 150 e 200 kg.t^{-1}) dos aditivos foram misturadas com a matéria orgânica constituída por esterco fresco de galinha e de bovino em partes iguais. A amônia perdida por volatilização foi determinada após 7, 14, 21, 28 e 35 dias. A emissão de amônia diminuiu com a presença dos aditivos pesquisados, sendo o gesso agrícola mais eficiente em todos os tratamentos. Constatou-se, também, que quanto maior foi a dose de aditivos, também, maior foi a redução da emissão de amônia, sendo que para todas as doses o fosfogesso foi mais eficiente que o outro aditivo.

Doneda (2014) estudou a acidificação, com ácido fosfórico, do material orgânico como estratégia de reduzir a emissão de amônia em um sistema automatizado de compostagem. O processo de compostagem em leira com revolvimento de uma mistura de maravalha e serragem teve adições semanais de dejetos líquidos de suínos e totalizou um tempo de 154 dias. Para a investigação usou-se um tratamento com acidificação até o pH ser próximo a 6, e um segundo tratamento como controle, sendo a emissão de gases avaliada com sistema de campânula. O tratamento acidificado apresentou pH 6,7 em média durante o estudo, enquanto que o testemunho apresentou média de 8,1. O teor de amônio no composto foi 287,3% e o de nitrato 204,94 vezes maior para o experimento acidificado. Para esse mesmo tratamento, a emissão de amônia (NH_3) foi 70% inferior, sendo concluída a eficiência de acidificação com ácido fosfórico para diminuição da emissão de amônia.

Giacomini et al. (2014) utilizaram o emprego de zeólitas naturais (clinoptilolita e estilbita) como estratégia para redução de emissão de NH_3 , durante a fase inicial (14 dias) de

compostagem de dejetos líquidos de suínos, com uma mistura de serragem (70%) e maravalha (30%) como substrato. Foram realizadas três aplicações de dejetos + zeólitas por tratamento, com doses crescentes de concentração de zeólitas, sendo que sempre após a aplicação foi realizado o revolvimento, além da realização de outros três revolvimentos durante o processo. Os autores verificaram que as zeólitas reduziram as emissões de NH_3 e a sua eficiência foi diretamente relacionada à dose aplicada. A clinoptilolita apresentou maior eficiência do que a estilbita, chegando a reduzir em 76% as emissões de NH_3 , demonstrando sua eficiência para a mitigação da emissão de NH_3 .

No trabalho de Ren et al. (2010), uma mistura absorvente de hidróxido de magnésio ($\text{Mg}(\text{OH})_2$) e ácido fosfórico (H_3PO_4) foi adicionada em misturas de material de dejetos suínos com hastes de milho em diferentes razões molares (T1- 1: 1; T2- 1: 2; T3- 1: 3) com objetivo de avaliar seu efeito sobre as emissões de amônia durante o processo de compostagem. Os ensaios foram realizados em reatores de 60 litros com aeração forçada, em que a mistura de absorvente foi adicionada com proporções de 3,8%, 7,3 % e 8,9% de peso seco para T1, T2 e T3, respectivamente. Os resultados mostraram que a perda de nitrogênio total foi reduzida de 35% para 12%, 5% e 1% da massa inicial de N, respectivamente para cada um dos tratamentos. No composto final, o teor de nitrogênio total em T1, T2 e T3 foi melhorada em 10, 14, 12 g/kg, e de $\text{NH}_4\text{-N}$ no T1, T2 e T3 foi melhorada em 8, 9, e 10 g/kg. Os resultados do teste de índice de germinação do composto mostraram que o T2 foi o melhor entre os tratamentos, seguido por T1 e T3. Os resultados de difração de raios-X (DRX) confirmaram a formação do fosfato amônio-magnésio hexahidratado ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) nos três tratamentos experimentais. Os autores concluíram que a adição da mistura de $\text{Mg}(\text{OH})_2 + \text{H}_3\text{PO}_4$ pode controlar eficazmente a perda de nitrogênio durante a compostagem através da precipitação de estruvita. No entanto, um excesso de ácido fosfórico (1:3) teve uma influência negativa sobre as propriedades de compostagem, sendo que o valor de pH diminuiu, o que levou a uma redução da atividade de microrganismos, implicando em uma reduzida biodegradação da matéria orgânica.

Nessa perspectiva, Jeong e Kim (2005) realizaram um estudo objetivando determinar as melhores concentrações de sais de Mg e P para precipitação de estruvita na compostagem. Os autores constataram que a produção de NH_3 total foi cerca de 33-36% do nitrogênio total inicial, independentemente das quantidades de sais de Mg e P adicionadas. A partir dos resultados foi concluído que as melhores concentrações de sais de Mg e P devem ser de cerca de 20% do nitrogênio inicial, não causando nenhum efeito adverso na compostagem.

Para reduzir as emissões de nitrogênio no processo de compostagem, Fukumoto et al. (2011) utilizaram duas estratégias em compostagem de dejetos de suínos: 1) formação de estruvita pela adição de Mg e P no início da compostagem; e 2) a estratégia 1 combinada com a promoção da nitratação com a adição de bactérias oxidantes de nitrito após a fase termofílica de compostagem. As perdas totais de nitrogênio foram reduzidas em 60% pela estratégia 2, contra 51% apenas pela formação da estruvita.

A estratégia de precipitação de estruvita também foi utilizada na investigação de Jeong e Kim (2001), em que foram adicionados sais de Mg e P na matéria a ser compostada. Os resultados indicaram que a volatilização de amônia foi bastante reduzida por esse método e também contribuiu para um aumento notável no conteúdo amoniacal total no composto, chegando a 1,4% da massa seca, sendo 3 –5 vezes maior do que no composto normal.

Sardá et al. (2015) avaliaram o emprego de dois aditivos: 1) Mg/P e 2) inibidor de nitrificação dicianidamida (DCD), sendo também analisado o efeito combinado dos dois aditivos sobre a emissão de óxido nitroso durante o processo de compostagem de resíduos da suinocultura. O monitoramento do gás foi realizado em 30 dias de experimento, para todos os tratamentos (controle, DCD, Mg/P e DCD + Mg/P). Os resultados mostraram que as emissões de N_2O-N foram reduzidas em cerca de 70, 46 e 96% através das adições de DCD, $MgCl_2 \cdot 6H_2O + H_3PO_4$ e ambos os aditivos, respectivamente, em comparação ao tratamento controle. No trabalho não foi relatado se houve ou não a formação de estruvita.

Com o conhecimento de que a precipitação de estruvita no processo de compostagem aumenta a condutividade elétrica (CE), fazendo com que o uso do fertilizante fique limitado, Chan et al. (2016) investigaram o emprego de zeólita para o controle de CE. Foram adicionadas zeólitas a 5 e 10% (massa seca) no material de compostagem que continham sais de Mg e P para precipitação da estruvita. No tratamento testemunho (sem zeólita) foi verificado no composto produzido uma CE de 6,45 mS/cm, enquanto que no tratamento com 10% de zeólita foi reduzida para 2,82 mS/cm, melhorou a maturidade do composto e reduziu 18% de perda de nitrogênio total durante o processo de compostagem.

3 COMPOSTAGEM DE CARCAÇAS DE FRANGOS EM REATORES CILINDRO ROTATIVOS: AVALIAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E EMISSÃO DE GASES

3.1 MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi executado na unidade experimental da Embrapa Suínos e Aves no período de maio a agosto de 2018, totalizando 94 dias (14 semanas). Para avaliação do processo, foram utilizados quatro reatores cilindro rotativos, sendo que cada reator representa uma repetição do experimento, ou seja, o experimento foi executado em quatro repetições.

Cada reator foi inicialmente carregado com 130 kg de carcaça de frango e 300 kg de serragem, sendo que periodicamente, conforme disponibilidade do material, foi alimentado com carcaça de frango, sem adição de nova quantidade de serragem. A periodicidade da adição dos materiais e respectivas quantidades ocorreu conforme a Tabela 3.1.

Tabela 3.1- Inserção de carcaça e serragem nos reatores.

Dia do experimento	1	10	16	21	32	39	44	53	70		
Semana do experimento	1	2	3	4	5	6	7	8	11	Total	
Material (kg)	Frango	130	40	40	40	40	40	40	40	150	560
	Serragem	300	-	-	-	-	-	-	-	-	300

Fonte: o autor.

A adição dos materiais foi realizada de maneira que propiciasse uma boa uniformidade de distribuição no sentido longitudinal dos reatores. Sempre que necessário, foi adicionada água à biomassa com finalidade de manter a umidade próxima a 50%.

As carcaças utilizadas eram provenientes de experimentos de nutrição animal realizados na unidade da Embrapa. Após os animais serem sacrificados, foram conservados congelados a -13°C, sendo mantidos à temperatura ambiente e triturados antes de serem adicionados aos reatores. A serragem foi escolhida como fonte de carbono e agente de volume pela disponibilidade local. A caracterização do material adicionado (carcaça de frango e serragem) é apresentada na Tabela 3.2. Nessa mesma tabela, é exposta a caracterização físico-química da biomassa inicial (adicionada no primeiro dia do experimento), determinada por média ponderada entre as características e respectivas quantidades de cada material. Não

foi possível mensurar a granulometria das carcaças após a trituração, uma vez que as víceras, por serem tecidos moles, apresentavam-se em tamanhos maiores.

Tabela 3.2- Caracterização dos materiais alocadas nos reatores no primeiro dia de experimento (média±erro padrão).

Material	Frango ¹	Serragem ²	Biomassa (Frango+Serragem) ³
Massa (kg)	130	300	430
C*	53,43±1,31	47,35±0,22	48,43
NT*	8,85±0,65	0,12±0,01	1,66
C:N	6,04	376,98	29,26
Norg*	8,85	0,12	1,66
MS**	33,59±2,25	68,46±3,22	57,91
Cz*	5,93±1,25	0,86±0,05	1,75
EE*	37,08±3,64	0	10,8
K*	7501,63±609,41	3410,40±187,24	1027,52
pH	6,34±0,09	5,46±0,1	5,73

C (Carbono), NT(nitrogênio total), Norg (nitrogênio orgânico), Cz (Cinzas), EE (extrato etéreo), K (potássio), pH (potencial hidrogênico).

Fonte: o autor.

3.1.1 Funcionamento dos Reatores

Os reatores utilizados nesse experimento são reatores comerciais de tamanho de 3,6 m³, com 50% de volume útil, com período de rotação de 24 minutos e um tempo de 4 horas de repouso entre as aerações (rotações do cilindro). Esse tempo prolongado entre os períodos de rotações foi utilizado para diminuir a perda de calor da biomassa, uma vez que o experimento foi realizado no final da estação de outono e início de inverno.

Os reatores estavam equipados com sistema de ventilação positiva, o qual é responsável pela renovação do ar no interior dos reatores, garantindo uma vazão de saída em cada reator (153,15±4,62 m³.h⁻¹). O desenho esquemático dos reatores pode ser observado no Apêndice I.

3.1.2 Coleta de amostras e análises físico-químicas

Foram coletadas quatro amostras de serragem e doze amostras de frangos, as quais foram encaminhadas para análise no Laboratório de Análises Físico-químicas da Embrapa. As

amostras enviadas ao laboratório eram o resultado de mistura de cinco sub-amostras, as quais eram homogeneizadas, e então coletada a amostra que seria encaminhada para análise. Periodicamente, no dia anterior à adição de nova massa de carcaça, as amostras foram coletadas de cada um dos reatores (repetições). A coleta da biomassa era realizada após o fim do período de revolvimento, garantindo a mistura da mesma no reator. De cada reator eram coletadas dez sub-amostras no sentido longitudinal do reator, as quais eram misturadas e coletada uma amostra representativa do reator (aproximadamente 500g), a qual era enviada para análise. Os parâmetros avaliados durante o processo foram: Matéria Seca (MS), Carbono (C), Nitrogênio Total (NT), Nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+), Nitrato (N-NO_3^-), Nitrito (N-NO_2^-), Cinzas (Cz) e Potássio (K), Fósforo (P), Extrato Etéreo (EE), Cobre (Cu), Zinco (Zn) e pH.

A MS foi determinada com aquecimento a 105°C , durante 18 horas. O teor de Cz foi definido com a calcinação da amostra previamente seca a uma temperatura de $550\text{-}600^\circ\text{C}$. A concentração de SV foi determinada pela diferença entre a MS e Cz. Concentrações de C e NT foram determinadas por um analisador elementar Thermo-ScientificTM Flash 2000 CHNS/O (Waltham, MA, USA). As concentrações de N-NH_4^+ , N-NO_3^- e N-NO_2^- foram determinadas por procedimentos oficiais /APHA 4500, conforme descrito pela American Public Health Association (APHA, 2012). O Norg foi calculado pela diferença entre NT e a soma de N-NH_4^+ , N-NO_3^- e N-NO_2^- . K foi determinado por fotometria de emissão em chama, e P por espectrometria UV-VIS. A análise de metais (Cu e Zn) foi realizada conforme *Association of Official Analytical Chemists* (AOAC, 1995), enquanto pH foi determinado por potenciometria. Todas as análises foram realizadas em duplicadas aceitando apenas erros menores de 5%.

A temperatura da biomassa foi aferida diariamente em cinco pontos aleatórios, sendo a média aritmética dos pontos de leitura a representação da temperatura do material no reator. Para aferição da temperatura foi utilizado um termômetro tipo espeto marca Testo®.

A mensuração da concentração de oxigênio na biomassa ocorreu semanalmente, em que foi determinada a concentração em cinco pontos diferentes e aleatórios dentro dos reatores, sendo a média aritmética desses pontos a representação da concentração do reator. As medidas ocorreram em dois momentos distintos: I) no início do período de repouso dos reatores, ou seja, imediatamente após o término do processo de revolvimento da biomassa, e II) no final do período de repouso, ou seja, aproximadamente 4 horas após o término do revolvimento e instantes que antecediam um novo período de revolvimento. Para aferição do

oxigênio dissolvido na biomassa foi utilizado um equipamento Landtec GEM™ 5000 Portable Gas Analyzer (LandTec).

3.1.3 Determinação de OUR (*oxygen uptake rate*)

Nos dias em que os reatores eram pesados para determinação da massa de biomassa, também era efetuado a medida de concentração de O₂ no ar que entrava e saía do reator. A medida de O₂ foi sempre determinada durante o processo de revolvimento, momento crítico de concentração de O₂ no ar de saída dos reatores. Com esses valores de concentração, temperatura do ar e a massa de sólidos voláteis foi possível determinar a taxa de consumo de oxigênio (OUR – do inglês, *oxygen uptake rate*) ao longo do processo. A determinação foi realizada conforme Gea et al. (2004) (APÊNDICE IV).

3.1.4 Determinação de emissão gasosa

Diariamente foi realizada a determinação de concentração de gases do ar ambiente, ou seja, o ar que entrava nos reatores, sendo executada a aferição durante um tempo de aproximadamente 1 hora, com registro de leituras de repetição aproximadamente a cada 1,5 minutos. A mensuração dos gases no ar de saída dos reatores foi determinada durante aproximadamente 23 horas contínuas com registros periódicos em aproximadamente 1,5 minutos. Durante o período experimental, a periodicidade de leitura em cada reator foi de 4 dias.

Para mensuração de concentração dos gases, CO₂, CH₄, NH₃ e N₂O foi utilizado um equipamento fotoacústico, INNOVA 1412, o qual também era responsável pela sucção do ar (na saída ou entrada do reator), com realização das leituras em ppmv. Junto ao ponto de sucção das amostras de ar, havia instalado um datalogger Testo® para registro da temperatura do ar, possibilitando a transformação da unidade de medida do equipamento para mg/m³. A emissão de cada gás foi determinada pela diferença entre as concentrações da entrada e saída dos reatores:

$$E_i^m = Q \times (C_{i,out}^m - C_{i,in}^m)$$

Em que E_i^m é a emissão (mg.h⁻¹) de gás em termos de carbono para C-CO₂, C-CH₄, e em termos de nitrogênio para N-NH₃ e N-N₂O; Q é a vazão (m³.h⁻¹) de ar na saída do

reator; $C_{i,out}^m$ é a concentração (mg.m^{-3}) na saída do reator; e $C_{i,in}^m$ é a concentração (mg.m^{-3}) na entrada. A partir dessas informações foi estimada a média diária semanal de emissão para os gases avaliados.

3.1.5 Análise Microbiológica

O material alocado nos reatores e o composto resultante foram analisados quanto à presença de *Salmonella spp*, coliformes totais e isolamento de anaeróbios pelo Centro de Diagnóstico em Saúde Animal (CEDISA). Isolamento de *Salmonella spp* utilizando o método conforme descrito na Portaria 126/1995 do MAPA (BRASIL, 1995). Contagem de coliformes e *E.coli*: a enumeração foi realizada utilizando a metodologia Petrifilm® (Contagem de *E. coli*/Coliformes 6404, 3M®), e o procedimento foi realizado conforme instruções do fabricante. Contagem de anaeróbios foi realizada com inoculação da amostra em Agar TSC *pour plate*.

3.1.6 Análise estatística

Para discussão dos resultados, os dados foram analisados por estatística descritiva, sendo apresentado na seção “resultados e discussão” as médias aritméticas e erros padrões das quatro repetições realizadas. A análise estatística foi realizada utilizando o PROC MIXED do Statistical Analysis System® (SAS, 2012). Os dados referentes aos parâmetros físico-químicos são apresentados como concentração do parâmetro em relação à matéria seca no dia da coleta da amostra analisada, enquanto que os resultados referentes às emissões gasosas são apresentados em relação ao total de carcaça adicionada nos reatores durante todo o período experimental.

3.2 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.2.1 Temperatura e pH

Considera-se a temperatura um importante parâmetro (VILLASEÑOR et al., 2012, HAN et al., 2014, SIVAKUMAR et al., 2008, ERMOLAEV et al., 2015), pois é diretamente

relacionada ao desempenho da biodegradação aeróbia e de fácil mensuração no processo de compostagem. Verificou-se (Figura 3.1) que a temperatura da biomassa apresentou comportamento semelhante à temperatura do ar ambiente, sendo essa ação esperada, uma vez que o sistema de ventilação dos reatores transportava o ar ambiente para o interior do reator, o que gerava perdas de calor da biomassa para o ar interno do reator, especialmente durante os períodos de revolvimento. Ali et al. (2014) também relataram em seu estudo com esse tipo de reator que a temperatura da biomassa variava por influência da temperatura ambiente.

Esse fator fundamenta os vários momentos em que a biomassa atingiu temperaturas abaixo de 40 °C, não característico do processo de compostagem. Correntemente, a temperatura voltava a elevar-se quando era alocado nova carga de carcaça, em razão de ter nova quantidade de material de fácil degradação, desencadeando o processo de biodegradação, sendo a mudança da temperatura resultado da atividade microbiológica (BERNAL et al., 2009), em que ocorre a oxidação exotérmica da biomassa (HAN et al., 2014, Yang et al., 2016). Esse aumento de temperatura é importante para o processo entrar na fase termofílica, propiciando a boa atuação da microbiota (RAWOTEEA et al., 2017).

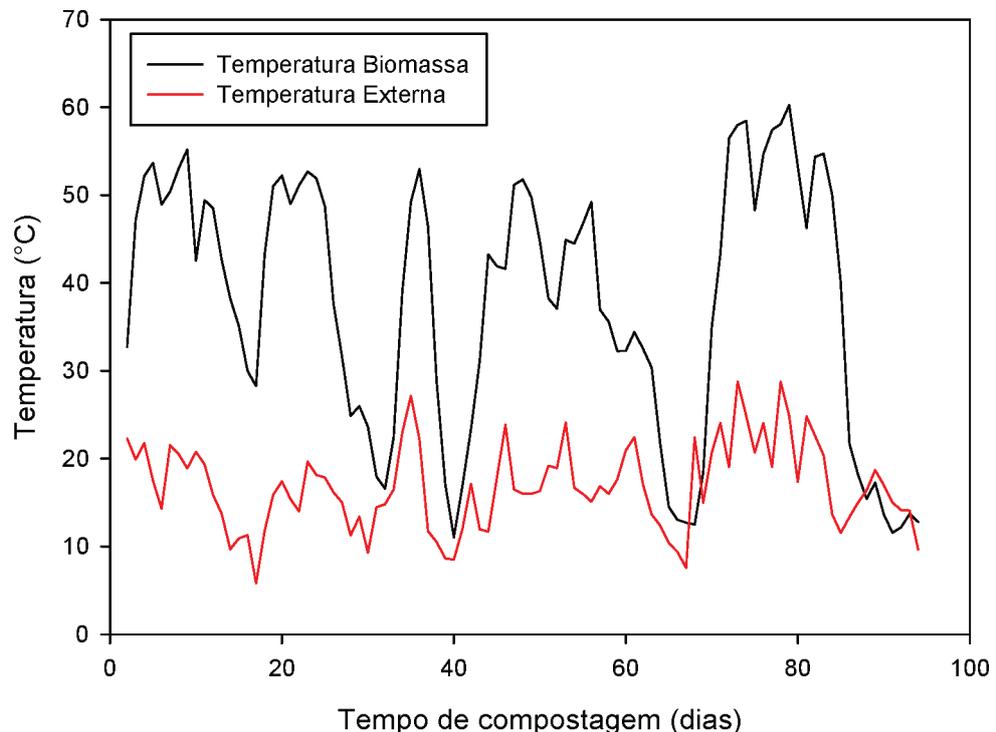


Figura 3.1: Temperatura da biomassa e ambiente durante o período de compostagem.
Fonte: o autor.

Identifica-se que durante todo o processo, em 28 dias, a temperatura da biomassa esteve acima de 50°C, sendo considerada a fase termofílica, em que ocorre a eliminação de

possíveis patógenos presentes nas amostras. Esse período na fase termofílica totaliza 30% do período do experimento, enquanto que, constatou-se que em 50% do período experimental a temperatura da biomassa esteve acima de 40°C, podendo ser considerada adequada para o desenvolvimento do processo.

A maior temperatura registrada foi no 79º dia do experimento, em que a biomassa atingiu 60,25°C; período que procedia a maior disposição de carcaça no reator, propiciando as reações bioquímicas e liberação de energia para o meio, e não sendo elevada suficientemente para prejudicar a atuação microbiológica (BERNAL et al., 2009, KEENER et al., 2000).

Esses valores são superiores ao estudo de compostagem enterrada de carcaça de suínos (KI et al., 2018), em que, no início do processo, a temperatura era 22 °C e após apresentou uma elevação gradual variando entre 28 °C e 37 °C após 200 dias de processo. Já em estudo com reator cilindro rotativo (ALI et al., 2014), verificou-se ao meio do reator que a temperatura variou entre 50-54°C, enquanto que próximo à saída, a variação foi entre 28-30°C, indicando a finalização do processo. Em outra pesquisa (JAIN et al., 2018), com esse mesmo tipo de reator, constatou-se a temperatura máxima (45°C) logo no segundo dia, sendo observado apenas cinco dias com temperaturas da biomassa superior a 40°C, sendo justificado pelos autores pela difícil biodegradabilidade do material lignocelulósico que formava a biomassa, porém temperatura considerada adequada para o desenvolvimento do processo. Essa diferença de valores desse trabalho com os dos autores citados acima, possivelmente ocorre devido aos diferentes tipos de biomassas, sistemas de compostagem, e as condições climáticas em que o processo ocorreu.

Em estudo de Jain e Kalamdhad et al. (2019), foram investigadas diversas composições de biomassa para compostagem em reatores cilindros rotativos, no qual se verificou que os tratamentos com uso de inóculo apresentaram maiores temperaturas que aquele sem inóculo. Constataram-se períodos de temperatura acima de 45°C de 3, 5 e 9 dias para os tratamentos com inóculo, enquanto que o sem o inóculo ultrapassou essa temperatura apenas uma vez.

Além da temperatura, a taxa de biodegradação da matéria orgânica pode ser influenciada pelo pH, o qual afeta as diferentes atividades microbiológicas durante o processo (SHARMA et al., 2018). Ademais, esse parâmetro, se bem controlado, pode ser um aliado do processo para evitar as perdas de nitrogênio, especialmente devido à volatilização da amônia (BERNAL et al., 2009). O pH da biomassa quando alocada e misturada nos reatores foi 5,73, devido especialmente à acidez da carcaça, porém no início da biodegradação ocorre a

liberação de ácidos, o que promove a redução do valor do pH. No entanto, nas etapas seguintes do processo, há a biodegradação desses ácidos, originando uma elevação desse valor (WANG e ZENG, 2018), sendo constatado no 9º dia do experimento, dia que antecedeu ao segundo carregamento de material, um pH de $8,65 \pm 0,032$. Após esse dia até o final do período do estudo, observou-se que o pH sempre esteve na faixa alcalina, apresentando como valor máximo $8,87 \pm 0,016$ (45º dia), sendo que, no final do estudo o composto resultante apresentou pH de $8,58 \pm 0,13$. É esperado a redução de valor do pH ao final do processo, uma vez que ocorre a volatilização de amônia e a nitrificação com liberação de H^+ (CÁCERES et al., 2018).

3.2.2 Carbono, Relação C:N e Sólidos Voláteis

A concentração de carbono na biomassa pode ser utilizada como ferramenta para verificar a idade e propriedades físicas do composto (KALAMDHAD et al., 2009). Durante o processo de compostagem, verifica-se uma variação na concentração de carbono, ocasionada pelas reações de biodegradação, especialmente devido à perda desse elemento pela emissão de gases, originada pela decomposição da matéria orgânica (BERNAL et al., 2009, ZHANG et al., 2012, SINGH et al., 2009). Constatou-se (Figura 3.2) que a concentração de carbono apresentou pequena variação ao longo do período experimental. Inicialmente, a matéria seca total disposta nos reatores apresentava 48,44% de C, sendo que, no final do período experimental, atingiu-se o menor valor percentual desse elemento, $43,58 \pm 0,35\%$, com uma redução aproximada de 5% durante o período investigado, sendo essa redução semelhante ao carbono orgânico total em outros sistemas de compostagem com o mesmo tipo de reator (KALAMDHAD et al., 2009, JAIN e KALAMDHAD et al., 2018), justificada essa redução pela mineralização do carbono na fase ativa do processo emitindo CO_2 como resultado da atividade metabólica (SHARMA et al., 2018).

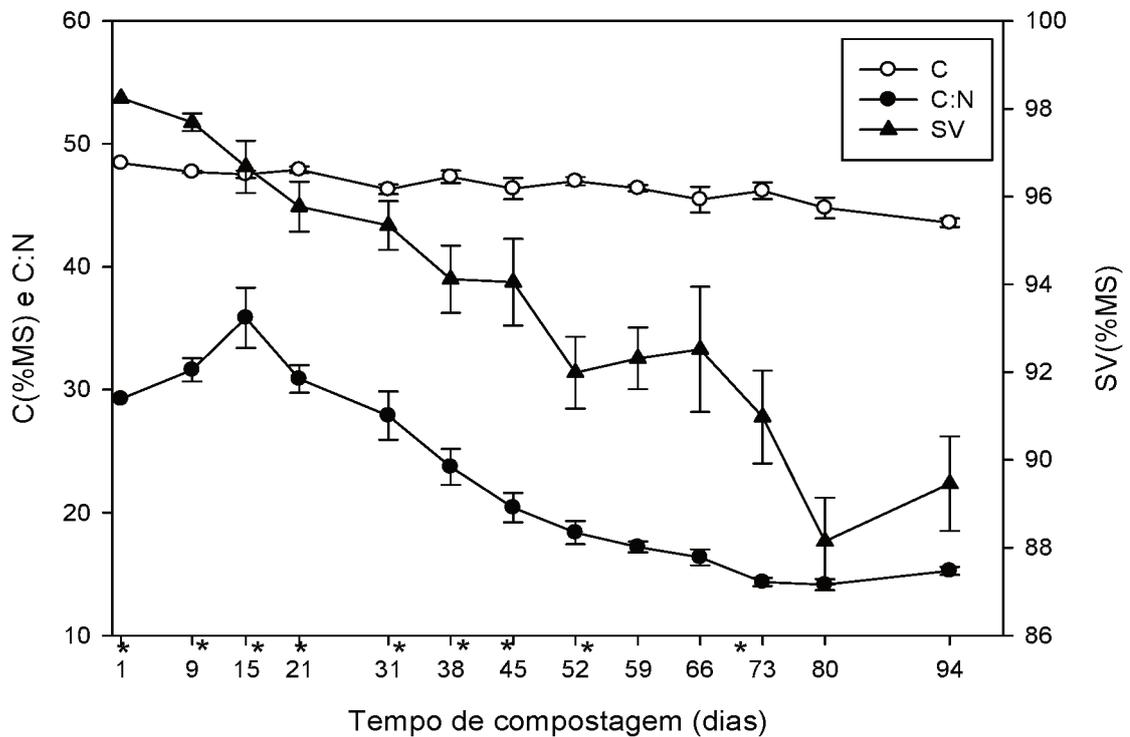


Figura 3.2- C(%), C:N e SV(%) durante o período de compostagem, em que os dias que ocorreu inserção de carcaças estão identificados com *.

Fonte: o autor.

Para o bom desempenho do processo de compostagem deve-se atentar para a relação C:N da biomassa, pois esse parâmetro afeta os microrganismos durante o processo, e a qualidade do fertilizante originado (HAN et al., 2014). Caso essa relação seja muito alta, indica excesso de substrato, o que tornará o processo lento, enquanto que, para baixas relações, há um excesso de nitrogênio, o que poderá implicar numa alta mineralização, podendo ser perdido por lixiviação ou volatilização da amônia (BERNAL et al., 2009). A variação na concentração de C com as transformações do NT, que ocorrem no processo de biodegradação, implicam na alteração da relação C:N ao longo do período de compostagem. A relação C:N da biomassa no primeiro dia de experimento era 29,26, estando este valor de acordo com o recomendado, 30 (PROIETTI et al., 2016). Após, percebeu-se que houve elevação dessa relação até o 15º dia, no qual atingiu $35,84 \pm 2,45$, sendo que após esse período houve redução desse valor, finalizando o processo com um valor de $15,26 \pm 0,31$. O aumento no início do período experimental está relacionado a maior perda de nitrogênio quando comparado às perdas de carbono, sendo que após, com a inserção periódica de novas

quantidades de carcaça, material com baixa relação C:N, esse parâmetro começou a diminuir, ou seja a quantidade de carbono perdida era maior que a quantidade de nitrogênio, sendo esse comportamento esperado (HAN et al., 2014).

A redução da relação C:N ocorre como resultado da oxidação da matéria orgânica, ou seja, diminuição de SV na biomassa (BERNAL et al., 2009), parâmetro que representa a matéria orgânica do rejeito (JAIN e KALAMDHAD et al., 2018). O maior consumo de SV pela microbiota ocorre na fase termofílica, no início do processo, com a rápida biodegradação dos compostos de fácil degradação (JAIN e KALAMDHAD, 2018; JAIN e KALAMDHAD, 2019), carboidratos, proteínas e lipídios (SINGH et al., 2009). A taxa de degradação reduz-se ao longo do processo, conforme as fontes de carbono deixam de existir, prevalecendo ao final a fase de maturação em que são originados novos compostos orgânicos (BERNAL et al., 2009). Como resultado do processo de mineralização dos SV, há um aumento no teor de cinzas na biomassa (RAMASWAMY et al., 2010).

Constatou-se, também, que a concentração de SV foi diminuindo ao longo do período experimental, com pequenas elevações após os dias em que eram inseridas novas cargas de carcaças. A maior concentração de SV na MS foi no dia do carregamento inicial dos reatores, 98,24%, sendo reduzida com a finalização do processo, $89,45 \pm 1,37\%$. Verifica-se que houve uma redução de 9%, sendo semelhante a valores encontrados em outros estudos sobre compostagem em reatores cilindros rotativos (JAIN e KALAMDHAD et al., 2019, JAIN e KALAMDHAD et al., 2018). A maior parte desses SV, não mineralizado, é pertinente aos compostos mais resistentes, especialmente, nesse estudo, aos materiais celulósicos da serragem, representados pela celulose, lignina e hemicelulose, em que ocorre apenas uma pequena degradação durante o processo (BERNAL et al., 2009).

3.2.3 Nitrogênio na biomassa

O nitrogênio e o carbono são os principais elementos envolvidos no processo de compostagem, que, na proporção adequada, colaboram para a otimização do processo (CÁCERES et al., 2018). Observa-se que o NT (Figura 3.3) possui o mesmo comportamento da relação C:N, confirmando-se que foi o nitrogênio o maior responsável pelos resultados de relação C:N. O NT inicial foi 1,65% da MS, reduzindo esse valor até o 15º dia, e posteriormente houve elevação até atingir $3,22 \pm 0,067\%$ MS, sendo novamente reduzido até a finalização do processo, quando alcançou $2,85 \pm 0,048\%$ MS.

O Norg apresentou comportamento semelhante, verificando-se que o aumento de NT está relacionado ao aumento de Norg, ou seja, quando era realizado a inserção de novas carcaças, rica em nitrogênio orgânico, implicando em um aumento no teor total. Além disso, $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ pode ser utilizado pelos microorganismos para seu crescimento, gerando novamente Norg (WANG E ZENG, 2018). Durante o processo, as transformações de Norg inicialmente produzem NH_4^+ , e depois esse íon é oxidado, originando NO_3^- por bactérias nitrificantes na presença de oxigênio (LV et al., 2018).

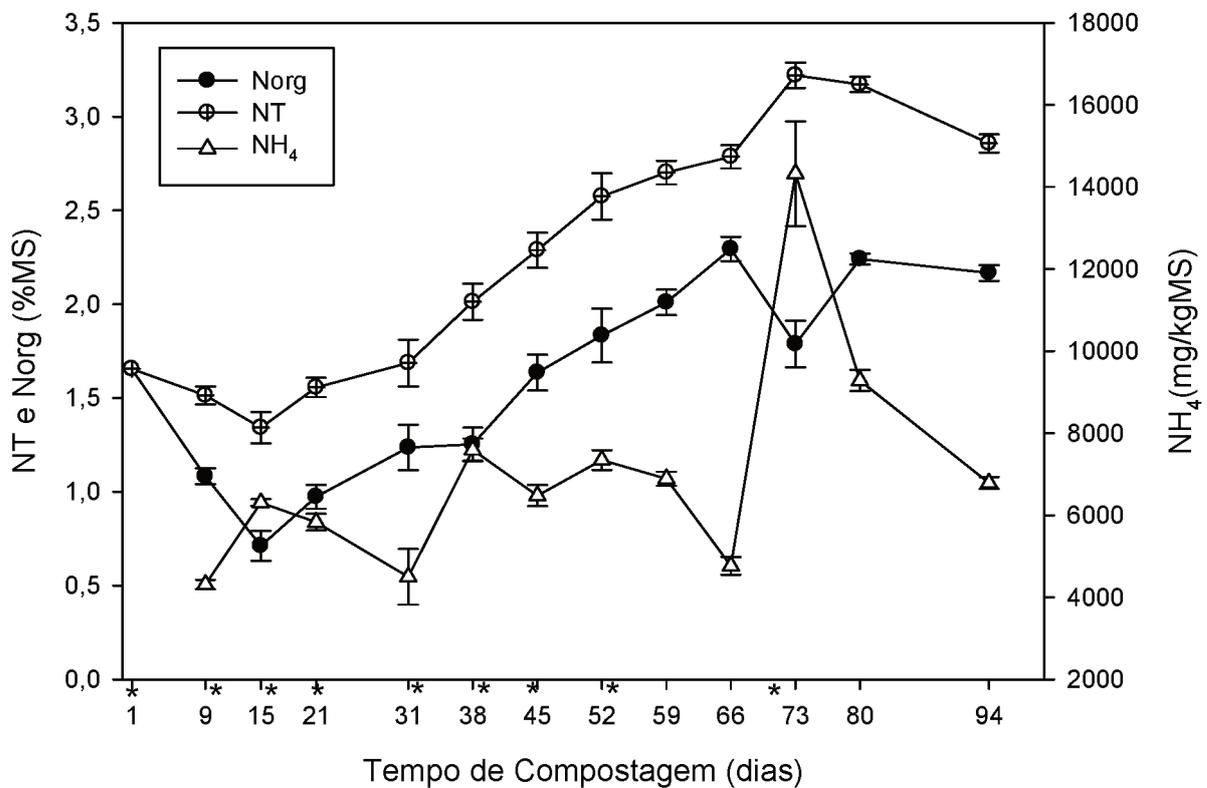


Figura 3.3- NT(%), Norg(%) e NH_4^+ (mg.kgMS⁻¹) durante o período de compostagem, em que os dias que ocorreu inserção de carcaças estão identificados com *.

Fonte: o autor.

A concentração de N-NH_4^+ foi bastante variável durante o período de estudo. Essa variação é esperada pois esse parâmetro é dependente de diversas interações para existir (KALAMDHAD et al., 2009). O N-NH_4^+ é originado do Norg pelas reações de amonificação, e, dependendo da temperatura e pH, pode permanecer como íon ou então ser reagente das reações nitrificação, ou ainda, por equilíbrio químico, ser transformado em NH_3 e perdido por via gasosa. Verificou-se que, antes da segunda inserção de carcaça, a concentração era

4313,14±114,14 mg/kgMS, sendo a menor concentração registrada durante todo o período, enquanto que a maior concentração, 14324,57±1275,30 mg/kgMS, foi registrada no 73º dia do experimento (com grande quantidade de carcaça já inserida), em que também foi verificada a maior temperatura, indicando o consumo de matéria orgânica e a amonificação do Norg (BERNAL et al., 2009). Entretanto, esse valor foi reduzido, constatando-se um teor de 6786,16±147,44 mg/kgMS ao final do processo, sendo parte do N-NH₄⁺ volatilizado e outra parte nitrificado, com a diminuição da temperatura no final do processo (BERNAL et al., 2009). Essa redução no teor do íon amoniacal no final do processo pode ser considerada um indicador de uma compostagem de boa qualidade (KALAMDHAD et al., 2009), porém pode também indicar a perda de nitrogênio total, quando os mecanismos nitrificação/desnitrificação forem completos.

3.2.4 Eliminação de patógenos

Os materiais alocados nos reatores foram avaliados quanto à presença de *Salmonella spp.*, contagem de anaeróbios e Coliformes (*E. Coli*, não *E.Coli* e Totais). *Salmonella* não foi identificada nas amostras iniciais, não sendo possível avaliar sua possível presença ao final do processo, apesar de no composto final também não ser verificada presença deste patógeno. Em amostra de carcaça, foi identificada presença de *Clostridium perfringens*, o qual não estava presente no composto resultante, demonstrando que as temperaturas atingidas no processo foram suficientes para sua eliminação (HASSEN et al., 2001). Nesse mesmo sentido, observou-se (Tabela 3.3) significativa diferença na quantificação de coliformes, quando comparado o início do processo ao final. Apesar do resultado de coliforme ser apresentado em unidade diferente da legislação, pressupõe-se que os valores desses indicadores de patógenos, ao final do processo, atendem a legislação, <1000 NMP/gMS (BRASIL, 2009). Possivelmente essa redução está relacionada ao fato da temperatura ter ultrapassado os 55°C (BERNAL et al., 2009) e também a presença de amônia na biomassa.

Tabela 3.3- Presença de coliformes na biomassa.

Patógeno	Período	logUFC/gMS (UFC/gMS)
<i>E. Coli</i>	Início	5,06 (123720,9)
	Fim	0,54 (36,64)
Não <i>E.Coli</i>	Início	4,92 (85313,95)
	Fim	0,72 (198,51)
Coliformes totais	Início	5,31 (209034,9)
	Fim	0,74 (235,15)

Fonte: o autor.

3.2.5 Caracterização do composto formado

As características do composto formado ao final do processo são expostos na Tabela 3.4, em que se observa que todos os parâmetros avaliados existentes na legislação brasileira atendem os padrões legais para ser considerado fertilizante orgânico. Porém, a concentração de NH_4^+ está bastante elevada quando comparado a outro estudo (WANG et al., 2017), sendo que em altas concentrações esse elemento pode ser tóxico para o desenvolvimento vegetal. Apesar das características do composto formado atender a legislação brasileira para obter registro como fertilizante orgânico, fazem necessário testes agrônômicos para indicar a dosagem.

Tabela 3.4- Caracterização do composto formado no final do processo de compostagem.

Parâmetro	Valor	Legislação*
C (%)	39,70±0,35	>15%
NT(%)	2,60±0,05	>0,5%
Norg(%)	1,97±0,04	
NH_4^+ (mg/kg)	6182,10±147,44	
NO_3^- (mg/kg)	114,29±	
C/N	15,27±0,31	<20
MS(%)	54,12±2,84	>50%
K(mg/kg)	7656,69±358,32	
P(mg/kg)	14753,26±1886,14	
Cu(mg/kg)	10,89±0,90	
Zn(mg/kg)	75,87±3,58	
Cz(%)	9,60±1,08	
EE(%)	0,57±0,27	
pH	8,58±0,13	>6

Com exceção de MS, os demais parâmetros estão expressos em base seca. *IN 25/2009 (BRASIL, 2009).

Fonte: o autor.

3.2.6 Oxigênio dissolvido na biomassa

A presença de oxigênio na biomassa é importante para garantir a aerobiose do processo e evitar a geração de grandes zonas anaeróbias, as quais podem prejudicar a comunidade microbiana envolvida no processo (BERNAL et al., 2009). Porém, nota-se que no processo de compostagem acelerada há uma intensa atuação microbiana, implicando em um elevado consumo de O_2 dissolvido em meio à biomassa (LUO et al., 2014). Observaram-

se concentrações bastante baixas de oxigênio na biomassa ao longo do processo, mesmo ao final do processo de aeração, em que o teor chegou a um valor mínimo de 0,5% (73° dia), demonstrando o elevado consumo da microbiota, sendo esses diminutos valores intensificados após a inserção de novas cargas de matéria orgânica, em que é disponibilizado material biodegradável para os microrganismos. Ao final do processo de repouso do reator, momento que antecedia o período de revolvimento, as concentrações na biomassa eram menores, devido ao período que a biomassa ficou em repouso, sem inserção ativa de oxigênio e em pleno processo de biodegradação. Porém, observa-se que a média de todas as aferições de oxigênio, no início e final do intervalo de repouso do reator, durante todo o período de estudo, apresentou uma concentração média de 10,27% de O₂ na biomassa, sendo esse valor adequado para o processo (CÁCERES et al., 2018). No último dia de avaliação do processo, momento em que a matéria orgânica de fácil biodegradabilidade já havia sido decomposta, o teor de O₂ foi >19%, valor próximo à concentração no ar atmosférico (LUO et al., 2014).

3.2.7 Taxa de consumo de oxigênio (OUR)

A atividade microbiana durante o processo de compostagem está relacionada com a OUR (Gea *et al.*, 2004), representando a estabilidade do composto a partir da matéria orgânica ainda presente na biomassa (SINGH et al., 2009). Observa-se (Figura 3.4) que a OUR foi bastante variável durante todo o período de estudo, sendo observado maior atividade microbiana no 45° dia de experimento (5,80 mgO₂.gSV⁻¹.h⁻¹), em que também foi observada alta temperatura da biomassa, indicando o pico do desenvolvimento da biodegradação aeróbia. Diferente da variação apresentada nesse processo, Kalamdhad et al.(2008) verificaram uma redução constante nos valores OUR em reatores cilindros rotativos. Possivelmente essa distinção entre os estudos deve-se à alimentação periódica de carcaça ao longo do processo, o que gerava, logo em seguida, a disponibilização de nova massa de sólidos voláteis, provocando a intensificação da atuação microbiana.

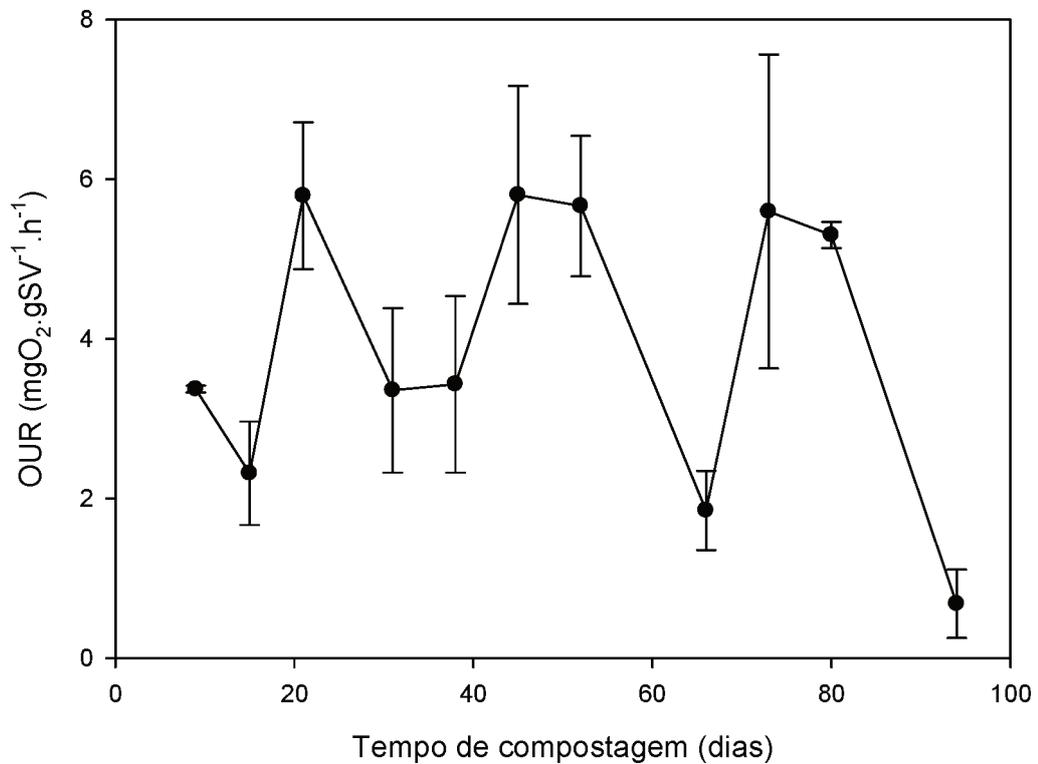


Figura 3.4- OUR durante o período de compostagem.
Fonte: o autor.

Constata-se que ao final do período de compostagem (94ºdia), a OUR foi 0,68 mgO₂.gSV⁻¹.h⁻¹, próximo ao valor recomendado para o composto ser considerado estável, conforme explanado em Kalamdhad et al.(2008), ou seja, no momento em que o estudo foi finalizado, ainda existia atividade microbiana, sendo que esse teor de OUR está acima das apresentadas no final da compostagem no mesmo tipo de reator no estudo de Singh et al. (2009).

3.2.8 Emissão de C-CO₂ e C-CH₄

A formação de CO₂ no processo de compostagem é resultado da biodegradação do material orgânico (BONG et al., 2017), que mineralizado pelos micro-organismos aeróbios origina esse gás (WANG e ZENG, 2018).

Observa-se (Figura 3.5) que a emissão de C-CO₂ foi bastante variável durante o processo, o que é esperado, uma vez que a temperatura da biomassa também se apresentou oscilatória durante o período, e ambos os parâmetros são resultado da atuação da microbiota

aeróbia. Verifica-se que a maior emissão deu-se na primeira semana do processo de compostagem, em que ultrapassou a emissão de $8000 \text{ mg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, sendo que nas próximas semanas esses valores foram variáveis, alcançando uma emissão de $1734,11 \pm 153,54 \text{ mg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, aumentando novamente na 7ª semana e sendo reduzida para $435,95 \pm 153,54 \text{ mg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ na 10ª semana, indicando a diminuição da atuação microbiológica. Na 11ª semana, há um novo aumento, sendo que após há uma redução gradativa até a semana final do experimento (14ª), sendo que nessa última semana a emissão foi $172,56 \pm 52,81 \text{ mg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, sugerindo a finalização do processo. A variação na emissão de C-CO₂ nesse estudo é esperada, uma vez que a alimentação de carcaças foi periódica, em que a cada nova inserção era disponibilizado carbono de fácil biodegradabilidade, favorecendo a atividade biológica, por consequência, uma intensificação na geração e emissão desse gás.

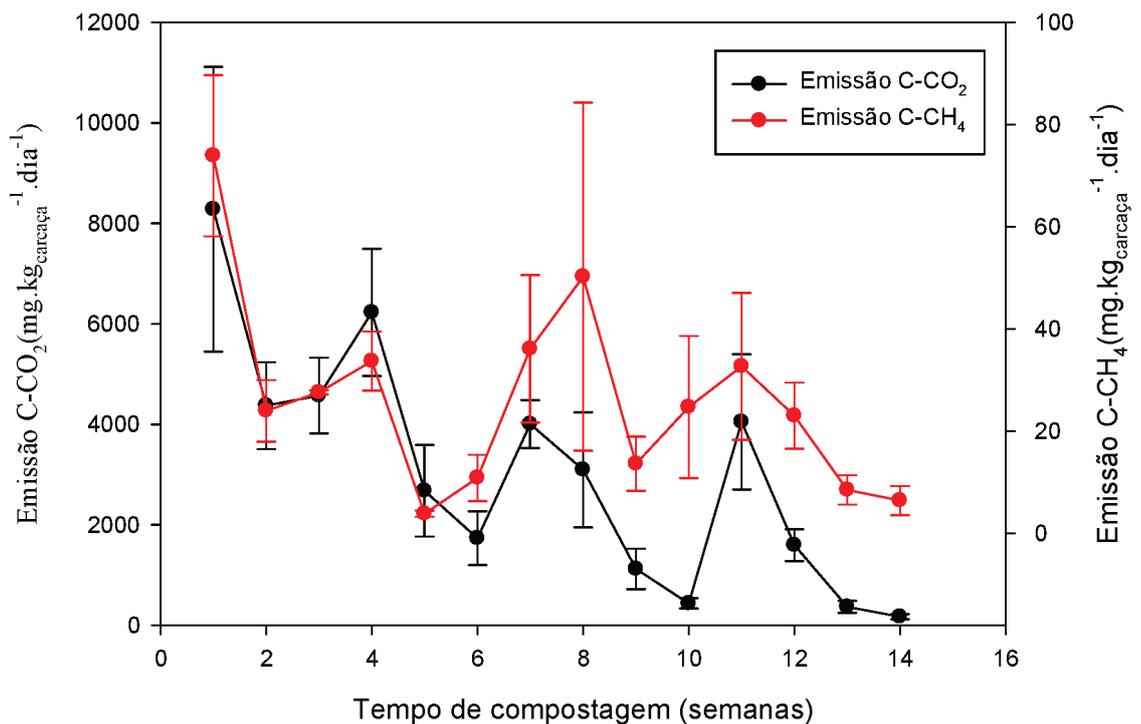


Figura 3.5- Emissão de C-CO₂ (mg.kg_{carcaça}⁻¹.dia⁻¹) e C-CH₄ (mg.kg_{carcaça}⁻¹.dia⁻¹) durante o período de compostagem.
Fonte: o autor.

Quanto às emissões C-CH₄, verifica-se comportamento semelhante às emissões de C-CO₂, porém com valores consideravelmente mais baixos (LV et al., 2018; MULBRY e AHN, 2014), tal fato ocorre devido à produção de CO₂ estar relacionada ao consumo de O₂, sendo

que quando há um alto consumo, favorece-se a instalação de zonas anaeróbias, as quais propiciam as emissões de CH₄ (CHOWDHURY et al., 2014b; LV et al., 2018). A 1ª semana também foi a responsável pela maior emissão de C-CH₄, $73,92 \pm 15,79 \text{ mg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$, sendo que, na última semana do período avaliado, a emissão desse gás era de $6,42 \pm 2,84 \text{ mg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$. Acredita-se que a emissão de CH₄ foi reduzida pela frequente aeração que existia no processo, já que esse é um fator de interferência na emissão desse gás.

Avaliando-se as perdas de carbono pela emissão de C-CO₂ e C-CH₄, verifica-se que a emissão de C-CO₂ foi responsável por 99,03% dessa perda, sendo o restante atribuído à emissão de C-CH₄. Esse valor é esperado, uma vez que o processo é aeróbio, e as zonas anaeróbias, apesar de existirem, devem ser bastante reduzidas. Porém, quando há carbono de fácil degradação, as zonas anaeróbias tendem a existir, pois há uma alta demanda de O₂ no processo (NIGUSSIE et al., 2016).

3.2.9 Emissão de N-NH₃ e N-N₂O

Uma preocupação durante a compostagem é a emissão de gases nitrogenados, pois pode reduzir o valor agrônômico do composto resultante (CHOWDHURY et al., 2014b), e uma das principais vias de perda desse elemento é através da emissão de NH₃ (WANG e ZENG, 2018).

Constata-se (Figura 3.6) que a emissão de N-NH₃ foi maior nas quatro primeiras semanas, atingindo emissão máxima na 4ª semana, $374,06 \pm 55,93 \text{ mg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$. Essa maior emissão de N-NH₃ no início do período experimental justifica a elevação da relação C:N, proporcionada pela perda de nitrogênio na biomassa com a emissão de N-NH₃. Após esse período, houve uma redução da emissão desse gás, sendo que da 5ª a 10ª semana, apresentou-se entre $4,42 \pm 1,56 \text{ mg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $153,53 \pm 29,46 \text{ mg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$. Na 11ª semana aumentou novamente, e iniciou o processo de redução da emissão até o final do processo, em que, na última semana, a emissão foi $13,44 \pm 6,03 \text{ mg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$. Esse aumento na 11ª semana está relacionado com o aumento de temperatura e alta disponibilidade de NH₄⁺ na presença de um pH alcalino (CHOWDHURY et al., 2014b), com aeração frequente, o que favorece a volatilização desse íon, e quando esses parâmetros são adequadamente gerenciados podem mitigar a emissão de NH₃ e GEE (WANG et al., 2014). Verificou-se que 50% da emissão do total da emissão de N-NH₃, ocorreu até a 7ª semana de estudo, enquanto que na 11ª semana registrava 78% dessa emissão. Esses valores são

diferentes dos encontrados em outro estudo em que a emissão desse gás (81-95% para diferentes tratamentos) ocorreu nos primeiros dias da investigação (WANG et al., 2014), sendo justificada essa distinção pela alimentação periódica do nosso sistema de compostagem.

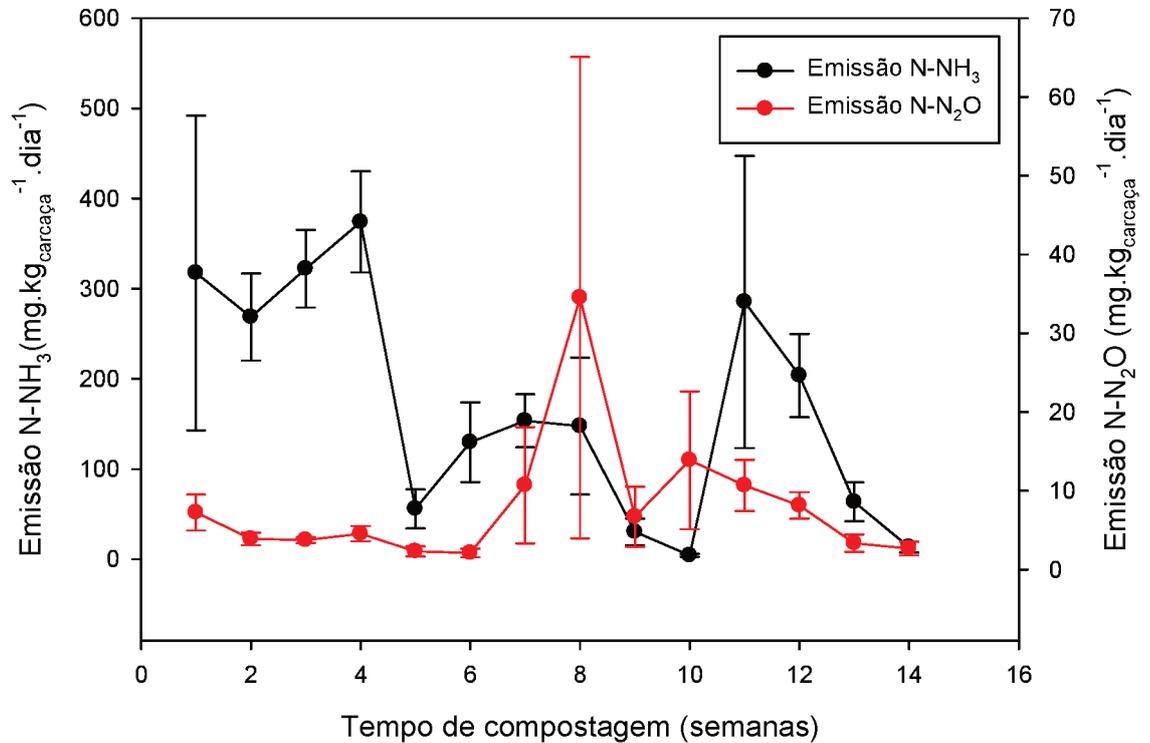


Figura 3.6- Emissão de N-NH₃ (mg.kg_{carcaça}⁻¹.dia⁻¹) e N-N₂O (mg.kg_{carcaça}⁻¹.dia⁻¹) durante o período de compostagem.
Fonte: o autor.

A emissão de N₂O é resultado das reações intermediárias do mecanismo de nitrificação/desnitrificação (CHEN et al., 2015), sendo necessárias medidas para redução desse gás durante o processo (TSUTSUI et al., 2015).

A emissão de N-N₂O (Figura 3.6) foi pequena até a 6ª semana do estudo, com maior emissão na primeira semana, $7,24 \pm 2,28$ mg.kg_{carcaça}⁻¹.dia⁻¹, atingindo a maior emissão na 8ª semana, $34,52 \pm 30,55$ mg.kg_{carcaça}⁻¹.dia⁻¹, sendo nessa mesma semana observada alta concentração de NO₃⁻ ($72,90 \pm 48,57$ mg.kgMS⁻¹), indicando a ocorrência do processo de desnitrificação e por consequência a formação e emissão desse gás, sendo que, a partir da 12ª semana, a emissão foi extremamente baixa, apresentando na última semana do processo uma emissão de $2,67 \pm 0,87$ mg.kg_{carcaça}⁻¹.dia⁻¹. Em outro estudo (NIGUSSIE et al., 2016), a emissão de N₂O também foi afetada pela concentração de NO₃⁻. Ao final do processo, a

emissão desse gás é reduzida pela maior concentração de O₂, devido à atividade biológica ser reduzida, o que dificulta o processo de desnitrificação (JIANG et al., 2015a).

3.2.10 Balanço de massa

Para verificação global das massas perdidas durante o processo de compostagem, realizou-se o balanço de massa (Tabela 3.5). A partir dos resultados de balanço de massa é possível mensurar os possíveis erros que podem ter ocorrido durante a execução do estudo.

Para mensurar os erros originados com a coleta de amostras de biomassa e análise laboratorial, realizou-se o balanço de massa para o elemento potássio (K), sendo esse não volátil, ou seja, não houve perdas desse elemento durante o período de estudo, uma vez que não ocorreu geração de chorume. Verificou-se que, considerando todo o material disponibilizado nos reatores, a massa presente era de $2,11 \pm 0$ kg, enquanto que, ao final do processo, a massa desse elemento foi de $1,83 \pm 0,074$ kg, o que representa uma diferença de $13,09 \pm 3,5\%$, sendo essa diferença considerada admissível devido ao volume de material utilizado, alimentação periódica dos reatores e heterogeneidade do material, e está próxima a outros estudos (ANGNES et al., 2013; EL KADER et al., 2007)..

Tabela 3.5- Balanço de massa na biomassa e comparação com gases.

	C	NT	Norg	SV	MS	K
Total Adicionado (kg)	197,85	16,90	16,90	380,5	393,5	2,11
Presente no Final (kg)	$95,33 \pm 4,83$	$6,26 \pm 0,48$	$5,13 \pm 0,92$	$195,78 \pm 11,41$	$218,89 \pm 14,15$	$1,83 \pm 0,074$
Perdido na biomassa (kg)	$102,52 \pm 4,83$	$10,65 \pm 0,48$	$11,78 \pm 0,92$	$184,8 \pm 11,41$	$174,61 \pm 14,15$	$0,28 \pm 0,074$
Perdido na biomassa (%)	$51,8 \pm 2,44$	$63 \pm 2,86$	$69,7 \pm 5,46$	$48,56 \pm 2,99$	$44,37 \pm 3,5$	$13,09 \pm 3,5$
Medido nos gases (kg)	81,2*					
Erro (%)	22,81**					

*Refere-se a (C-CO₂+C-CH₄); ** diferença percentual entre o C perdido na biomassa e medido nos gases.

Fonte: o autor.

Através do balanço de massa do elemento C, pode-se estimar os possíveis erros ocorridos na mensuração das emissões gasosas, uma vez que quase a totalidade de carbono perdido na biomassa deveria ser encontrado nas emissões de C-CO₂ e C-CH₄. Constatou-se que foi alocado nos reatores uma massa de C total referente $197,85 \pm 0$ kg, sendo que ao final do processo encontrava-se na biomassa $48,2 \pm 2,44\%$ da massa inicial desse elemento, totalizando uma perda de $102,52 \pm 4,83$ kg. Porém, o total de massa de C constatado nas emissões de C-CO₂ e C-CH₄ foi de 81,2 kg, o que implicou uma diferença entre a perda de C na biomassa e a quantidade de C encontrada nos gases de 22,81%. Esse valor, apesar de estar

levemente alto, foi considerado tolerável, uma vez que a metodologia utilizada para aferição da emissão gasosa não foi contínua, sendo realizada a cada 4 dias, estando de acordo com valor de um dos tratamentos de outra pesquisa (CHOWDHURY et al., 2014b), 25%, considerando esse valor aceitável.

Observou-se uma perda de NT na biomassa de $10,65 \pm 0,48$ kg, o que representou $63 \pm 2,86\%$ do nitrogênio disposto nos reatores, enquanto que o Norg reduziu em $69,7 \pm 5,46\%$, totalizando $11,78 \pm 0,92$ kg. Acredita-se que o Norg que ainda estava presente na biomassa seja, em maior parte, oriundo da serragem, pois está presente nas moléculas de materiais celulósicos, ligninas e hemicelulose, os quais são mais resistentes para degradação (BERNAL et al., 2009). A alta perda de NT na biomassa deve-se à baixa relação C:N verificada a partir do 2º mês de experimento, de maneira a propiciar a perda de nitrogênio via emissão gasosa.

Ainda, constatou-se que dos 393,5 kg de MS alocada nos reatores $44,37 \pm 3,5\%$ foi perdida na emissão de gases, especialmente CO_2 (BERNAL et al., 2009), resultando em $218,89 \pm 14,15$ kg desse parâmetro, estando esse percentual de acordo com outra investigação. A massa de SV (380,5 kg) representava 96,46% da MS, sendo que $48,56 \pm 2,99\%$ kg foi perdido pela conversão em compostos voláteis e pela mineralização do material orgânico.

4 INFLUÊNCIA DA AERAÇÃO NA TEMPERATURA DA BIOMASSA, EMISSÃO DE GEE E AMÔNIA DURANTE A COMPOSTAGEM ACELERADA DE CARÇAÇA DE ANIMAIS

4.1 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1.1 Experimentos

Os experimentos ocorreram entre novembro/2016 e janeiro/2017, executados na Embrapa Suínos e Aves (Concórdia, Brasil: 27°18'46''S, 54°59'16''W), e foram realizados em duas réplicas: I) compostagem acelerada de carcaças de suínos; II) compostagem acelerada de carcaças de frangos. O estudo foi realizado em duas réplicas devido ao volume do reator em tamanho comercial, o que necessita de grande quantidade de animais e substrato para a compostagem.

Os tratamentos estudados são referentes ao intervalo de tempo entre os períodos de revolvimento da biomassa nos reatores, ou seja, as rotações do cilindro ocorriam a cada: T1) 1 hora; T2) 2 horas, T3) 3 horas e T4) 4 horas. O período de rotação dos reatores foi fixado em 24 minutos, para todos os tratamentos, com rotação do cilindro de 0,16 rotações.min⁻¹. O substrato utilizado como fonte de carbono foi serragem, subproduto das indústrias madeireiras locais. As características e quantidades dos materiais adicionadas em cada uma das etapas podem ser observadas na Tabela 4.1. Os animais foram previamente triturados, homogeneizados, pesados, manualmente adicionados nos reatores, e misturados à serragem que também foi pesada.

Tabela 4.1- Materiais adicionado em cada um dos 4 reatores (n=2, Erro laboratorial<5%)

Réplica	Material	Trat	MN (kg)	MS (%)	N (%)*	C (%)*	C:N	K (mg/kg)*	pH	
I	Carcaça de Suíno	T1	188	28,41	8,99	55,0	6,12	13752,2	5,29	
		T2	188	31,67	11,07	61,80	5,58	10619,5	6,25	
		T3	188	30,52	10,28	59,44	5,78	14846,8	5,32	
		T4	188	31,45	10,42	54,95	5,27	14220,3	5,51	
	Serragem	-	300	55,94	0,160	47,76	298,50	365,85	5,65	
	Mistura (Biomassa)	T1	488	45,33	2,30	49,52	21,53	3597,51	5,51	
		T2	488	46,59	2,79	51,15	18,33	2841,23	5,88	
		T3	488	46,14	2,60	50,58	19,45	3861,78	5,52	
		T4	488	46,50	2,64	49,5	18,75	3710,53	5,59	
	II	Carcaça de Frango	T1	300	34,82	7,80	56,22	7,21	10134,98	5,85
			T2	300	34,44	9,15	52,33	5,72	12970,38	5,78
			T3	300	35,61	9,35	55,46	5,93	8660,49	5,85
T4			300	34,83	8,34	55,11	6,61	10918,75	5,78	
Serragem		-	300	54,88	0,13	47,89	368,38	156,40	5,79	
Mistura (Biomassa)		T1	600	44,85	3,97	52,05	13,11	5145,69	5,78	
		T2	600	44,66	4,64	50,11	10,80	6563,39	5,75	
		T3	600	45,24	4,74	51,67	10,90	4408,44	5,78	
	T4	600	44,85	4,23	51,50	12,17	5537,57	5,75		

*Expressos em base seca. MN(matéria natural), MS (matéria seca), N(nitrogênio), C(carbono), K(potássio).

Fonte: o autor.

4.1.2 Reatores

Para cada etapa experimental (réplicas) foram utilizados quatro reatores, sendo um para cada tratamento. O desenho representativo do reator pode ser observado no Apêndice I.

Os reatores são equipados com ventiladores, os quais funcionaram de maneira intermitente durante os experimentos, garantindo a renovação do ar no interior dos reatores e contribuindo para a aeração da biomassa. As vazões ($m^3 \cdot h^{-1}$) de ar em cada reator foram: T1) 290,82; T2) 216,44; T3) 226,21; T4) 262,17.

4.1.3 Análises Físico-químicas

As análises físico-químicas dos materiais foram realizadas pelo Laboratório de Análises Físico-Químicas da Embrapa Suínos e Aves. Para a caracterização das carcaças dos animais (suínos e frangos), foram realizadas coletas durante o processo de trituração das mesmas, sendo coletadas dez sub-amostras, as quais foram misturadas, sendo então coletadas quatro amostras de aproximadamente 1 kg e destinadas para análise. As amostras foram congeladas e posteriormente desidratadas em liofilizador JJ Científica LJI-030®. As amostras da biomassa no RCR, no decorrer do processo experimental, sempre foram coletadas após o

término do período de rotação do reator, garantindo a mistura do material. De cada reator eram coletadas dez sub-amostras, em diferentes pontos dentro do reator, e eram misturadas e homogeneizadas, coletando uma amostra para envio ao laboratório.

Os parâmetros físico-químicos analisados em laboratório foram pH, Matéria Seca (MS), Carbono (C), Nitrogênio (N), Nitrito (N-NO_2^-), Nitrato (N-NO_3^-), e Potássio (K). O pH foi aferido por potenciometria. A MS foi determinada com aquecimento a 105 °C, durante 18 horas. A análise de K foi realizada conforme *Association of Official Analytical Chemists* (AOAC, 1995). Concentrações de C e N foram determinadas por um analisador elementar Thermo-Scientific™ Flash 2000 CHNS/O. O N-NO_3^- e N-NO_2^- foi determinado pelo procedimento oficial APHA 4500, descrito pela American Public Health Association (APHA, 2012). Todas as análises foram realizadas em duplicadas aceitando apenas erros menores de 5%.

Para determinação da temperatura da biomassa, durante o processo de compostagem, foram alocados quatro termômetros do tipo *ibutton* em cada reator, misturados à biomassa, registrando a temperatura a cada 30 min. Como não era possível determinar a posição dos *ibuttons* no interior dos RCRs, a temperatura em cada dia de avaliação foi estimada como sendo a média das temperaturas máximas registradas nos *ibuttons* diariamente.

A matéria prima (carcaça+serragem) e o composto resultante foram analisados quanto à presença de *Salmonella spp*, coliformes e isolamento de anaeróbios pelo Centro de Diagnóstico em Saúde Animal (CEDISA).

4.1.4 Emissão de gases

No ar de saída dos reatores foram avaliados CO_2 , CH_4 , NH_3 e N_2O . A coleta era realizada continuamente no tubo de descarga do ar interno do reator, em intervalos de aproximadamente 5 minutos para cada tratamento e também em um único ponto no ar do ambiente externo, o qual era utilizado nos reatores. Para o monitoramento automatizado dos gases foi utilizado um multiponto INNOVA 1309, conectado a um analisador fotoacústico INNOVA 1412 (Lumasense Technologies, Dinamarca) (Angnes *et al.*, 2013), sendo que esse equipamento também faz o registro da pressão atmosférica no momento da leitura de gases. Junto ao ponto de coleta dos gases, tubo instalado na saída dos reatores, foram alojados Datalogers Testo 174H para medição da temperatura do ar na saída. As concentrações de gases foram medidas em ppmv para garantir que não houvesse variação de concentração

mássica com a alteração de temperatura do ar de saída. A emissão de gases no processo de compostagem foi determinada pela diferença entre as concentrações dos gases na entrada e saída dos reatores:

$$E_i^m = Q \times (C_{i,out}^m - C_{i,in}^m)$$

Em que E_i^m é a emissão de gás em termos de carbono para C-CO₂, C-CH₄, e em termos de nitrogênio para N-NH₃ e N-N₂O, Q é a vazão de ar na saída do reator; $C_{i,out}^m$ é a concentração na saída do reator e $C_{i,in}^m$ é a concentração na entrada. Os valores da emissão de cada gás foram apresentados como a mediana diária de todas as medidas realizadas ao longo de cada dia do período experimental.

4.1.5 Análise estatística

Os dados de composição da biomassa e sua temperatura média máxima diária foram analisados por meio da análise de medidas repetidas, considerando os efeitos de bloco (carcaças de suínos e aves), tratamento, tempo de compostagem, a interação entre tratamento, tempo de compostagem e 16 tipos de estruturas de matriz de variâncias e covariâncias, usando o PROC MIXED do Statistical Analysis System© (SAS, 2012). A estrutura usada na análise foi escolhida com base no menor valor do Critério de Informação de Akaike (AIC). O método de estimação usado foi o de máxima verossimilhança restrita. O detalhamento da análise para o efeito de tratamento foi realizado por meio do teste t protegido ($p \leq 0,05$), sempre que o teste F detectou diferenças significativas entre os tratamentos.

A partir dos dados experimentais foram ajustados 27 modelos, entre lineares e não-lineares, visando avaliar o efeito da temperatura na emissão de C-CO₂ e N-NH₃. As análises foram realizadas por meio dos procedimentos GENMOD e NLMIXED do software SAS (2008). A escolha dos melhores modelos foi baseada no Critério de Informação de Akaike (AIC). Foram calculados, também, os coeficientes de determinação (R^2) para cada um dos modelos. Os modelos são válidos para uma escala de temperatura da biomassa entre 19 e 72 °C.

Para os dados de emissão estimados pelo balanço de massa foi realizada análise da variância para o modelo considerando os efeitos de bloco (carcaças de suínos e aves) e tratamento.

Os dados apresentados na seção de resultados são referentes à média ajustada por mínimo quadrado entre as duas réplicas.

4.2 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.2.1 pH e Temperatura

O acompanhamento da temperatura da biomassa na compostagem é relevante para conhecer o bom desenvolvimento do processo, uma vez que podem estar associadas a disponibilidade de oxigênio no meio em decomposição (ANGNES et al., 2013; SOMMER, 2001) e é resultado da atividade metabólica dos microrganismos atuantes no processo de degradação da matéria orgânica (TRAN et al., 2015). Observaram-se (Figura 4.1) curvas de temperatura características dos processos de compostagem, com as fases mesofílica, termofílica, resfriamento e maturação (SINGH e KALAMDHAD, 2013; LUO et al., 2014), atingindo a fase termofílica ($>50^{\circ}\text{C}$) logo nos primeiros dias, o que indica a rápida atuação microbiológica (KALAMDHAD e KAZMI, 2009).

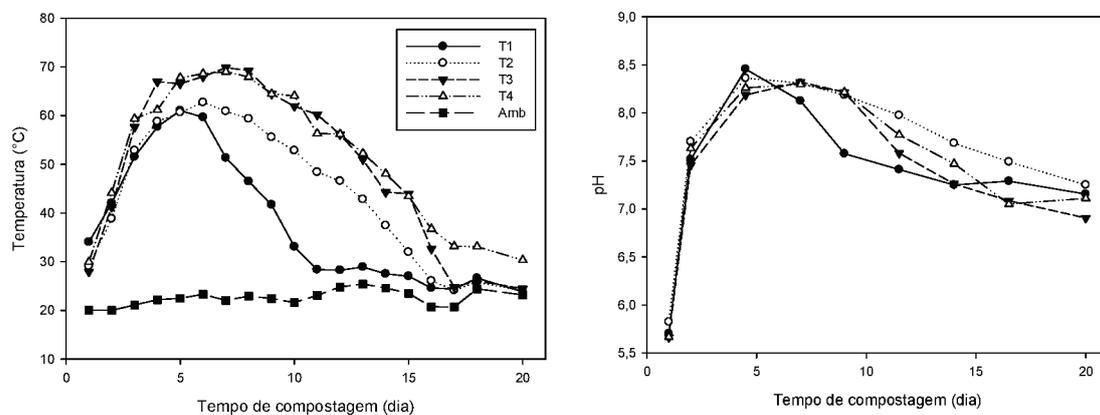


Figura 4.1- Temperatura (a) e pH (b) durante o período experimental.

Fonte: o autor.

Os quatro tratamentos alcançaram a fase termofílica no 3º dia de experimento. Verifica-se que o tempo para atingir tal temperatura no processo de compostagem *in vessel* é consideravelmente menor que a compostagem convencional, a qual pode chegar a levar semanas (PANDEY et al., 2016).

No processo de compostagem, é importante que a temperatura se mantenha na faixa termofílica por tempo suficiente para eliminação dos patógenos presentes no material em

degradação, sendo constatado no experimento uma permanência de 4, 8, 11 e 11 dias, respectivamente, nos tratamentos T1, T2, T3 e T4. Nota-se que quanto maior a frequência de revolvimento, menor será o período de degradação na faixa termofílica, uma vez que nesses reatores a aeração é mais frequente, o que favorece a celeridade do processo de compostagem (RODRÍGUEZ et al., 2012) e também propicia a dissipação do calor. O período de atuação microbiológica na fase termofílica em nosso estudo foram maiores (T2, T3 e T4), quando comparado ao máximo de 4 dias no trabalho de (KALAMDHAD e KAZMI, 2009), sendo observado, também, no reator que tinha a menor frequência de rotação.

As temperaturas máximas alcançadas pelos tratamentos foram 61,05 (5º dia); 62,71(6º dia); 69,83 (7º dia); 69,81°C (7º dia), respectivamente para T1, T2, T3 e T4. Esses valores são superiores às temperaturas máximas atingidas por (KALAMDHAD e KAZMI, 2009), 58°C, e (SINGH e KALAMDHAD, 2013), 60°C, possivelmente devido ao pequeno volume dos RCR utilizados nesses trabalhos (250L e 550L, respectivamente), o que favorece a dissipação de energia. Em nosso estudo as temperaturas máximas também foram maiores que as registradas no processo de compostagem *in vessel* de dejetos suínos (KIM et al., 2017), que foi de 61°C. Já, em um sistema laboratorial de compostagem *in vessel* com aeração forçada (JIANG et al., 2015a), foi observado temperaturas superiores a 65°C, promovida pela disponibilidade de oxigênio, que propiciou a degradação do material orgânico.

Nota-se que as temperaturas dos reatores atingiram a temperatura ambiente, o que indica a finalização do processo, aos 8 (T1), 16 (T2), 17 (T3) e 20 (T4) dias. Nesse sentido, observa-se que quanto maior for a frequência de revolvimento, mais rápido será a degradação aeróbia, porém implica em temperaturas mais baixas e menor tempo na fase termofílica (BHATIA et al., 2013), devido à facilidade de dissipação do calor durante o processo de revolvimento (RODRÍGUEZ et al., 2012). Enquanto que uma frequência menor de revolvimentos pode evitar drásticas condições anaeróbias e garantir um maior período com a temperatura elevada.

Comparando-se o perfil de temperatura para os quatro tratamentos, constatou-se diferença significativa ($p < 0,05$) entre o T1 quando comparado a T3 e T4, entre o 7º e 14º d, porém quando comparado a T2 esse diferença ocorreu a partir do 8º até o 14º d. Já, T2 não apresentou diferença significativa ($p > 0,05$) quando comparado a T3, porém quando comparado com T4, constatou-se diferença apenas no 14º d. T3 e T4 não apresentaram diferença significativa entre si ($p > 0,05$) durante todo o período experimental.

Semelhante à temperatura, o pH apresentou comportamento característico de compostagem (FERNÁNDEZ et al., 2010). Ocorreu elevação à faixa alcalina logo no início, o

que demonstra que os ácidos produzidos no começo do processo de degradação foram rapidamente consumidos (JIANG et al., 2015a), ocasionando esse aumento e posteriormente uma redução para valores próximos à neutralidade, característico do processo biológico (FERNÁNDEZ et al., 2010). O pH inicial da mistura foi 5,7; 5,82; 5,66 e 5,66, respectivamente para T1, T2, T3 e T4 atingindo valores máximos de 8,45 (T1), 8,36 (T2), 8,32 (T3) e 8,30 (T4), registrados no 5° (T1 e T2) e 7° (T3 e T4) d do estudo, apresentando pH ao final do processo de 7,15 (T1), 7,25 (T2), 6,91 (T3) e 7,11 (T4). Comparando-se os tratamentos entre si, constatou-se diferença significativa ($p < 0,05$) apenas entre o T1 e os demais tratamentos no 9° d do experimento.

Os valores de pH desse estudo são semelhantes aos encontrados por (KALAMDHAD e KAZMI, 2009), que também avaliou a frequência de rotação desse mesmo tipo de reator (com quatro tratamentos), em que o valor máximo foi de 8,4 (8° dia), porém superiores ao pH máximo (7,4) registrado em outro estudo com mesmo tipo de reator (SINGH e KALAMDHAD, 2013). Da mesma forma, os valores de pH ao final do processo foram similares aos registrados em nosso estudo, os quais são inferiores aos encontrados no final da compostagem *in vessel* de dejetos suínos, 8,3-8,6 (KIM et al., 2017).

4.2.2 Emissão de C-CO₂ e C-CH₄

A emissão de C-CO₂ no processo de compostagem é resultado das reações bioquímicas da microbiota aeróbia. Observa-se (Figura 4.2-a) que em T1 ocorreu uma maior emissão diária de C-CO₂ no início do processo quando comparado aos demais tratamentos, atingindo emissão máxima no 5° dia do experimento, ultrapassando $17500 \text{ mg.Kg}_{\text{carcaça}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, e logo após o 6° dia, houve uma queda considerável indicando a finalização do processo. Esse comportamento pode ser justificado pela maior frequência de revolvimento, o que favoreceu a atuação dos micro-organismos e a geração dos gases resultantes.

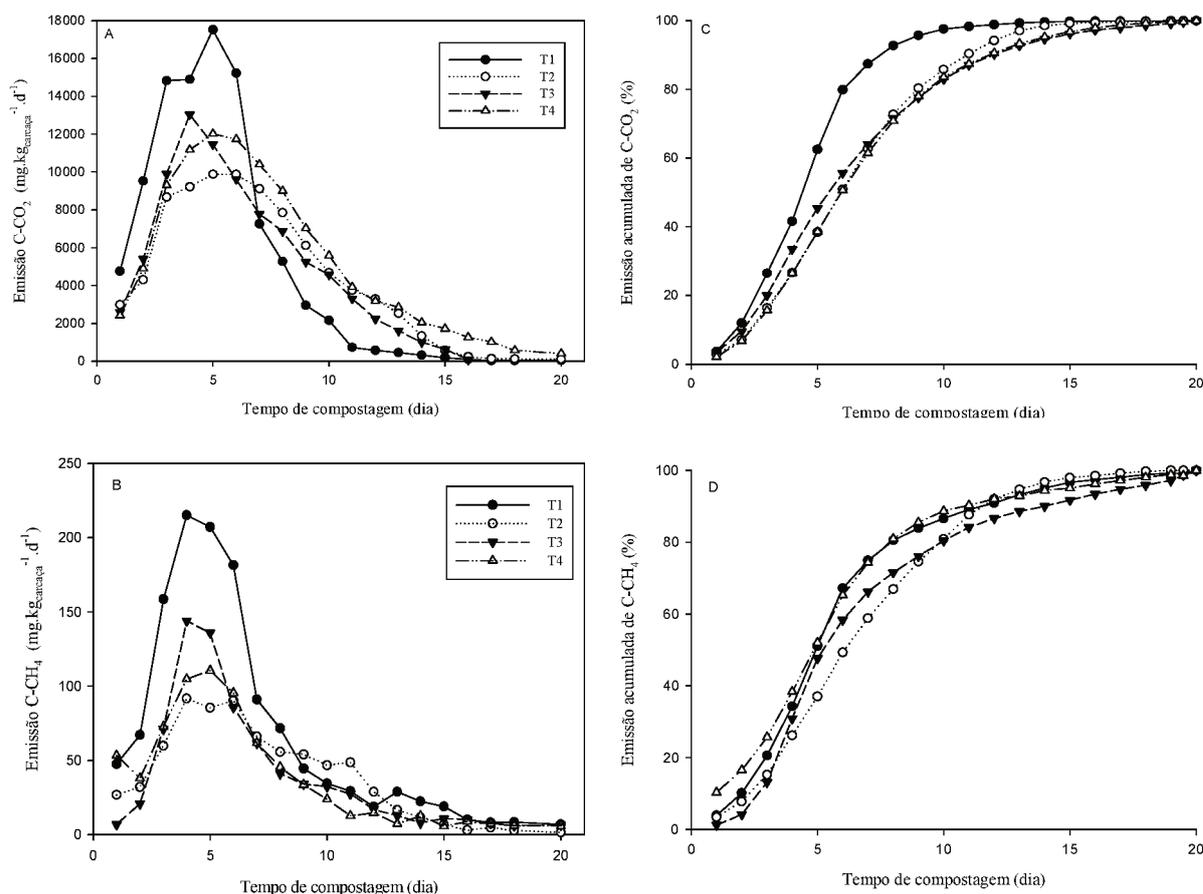


Figura 4.2- Emissão de gases a) C-CO₂, b) C-CH₄, c) emissão acumulada de C-CO₂, d) c) emissão acumulada de C-CH₄.

Fonte: o autor.

Apesar de apresentar valores menores de emissão, os demais tratamentos também atingiram o pico máximo de C-CO₂ logo no início do processo, 5^o, 4^o e 5^o dia, respectivamente para T2, T3 e T4, apresentando após uma redução sutil na emissão até a finalização do experimento. Tal comportamento está de acordo com outros estudos em que foi verificado que as maiores emissões de CO₂ ocorrem durante os primeiros estágios do processo de compostagem (AHN et al., 2011; El KADER et al., 2007; ARRIAGA et al., 2017; WANG et al., 2014), o que resulta em altas temperaturas, propiciando as maiores emissões na fase termofílica (WANG et al., 2014).

A emissão total de C-CO₂ não foi influenciada significativamente pelos tratamentos (0,0968; 0,0847; 0,0853 e 0,1005 kg.kg_{carcaça}⁻¹, respectivamente para T1, T2, T3 e T4). Evidencia-se que apesar de T1 apresentar as maiores emissões diárias no início do processo, os demais tratamentos apresentaram perdas totais semelhantes a esse, devido ao maior período na fase termofílica.

Apesar do CH₄ ser característico em processos anaeróbios, ele pode ser encontrado na compostagem devido à formação de pequenas zonas anaeróbias, as quais são originadas pela alta demanda de O₂ no processo de biodegradação (YUAN et al., 2016, HAZARIKA et al., 2017). Em nosso estudo, verificou-se que o T1 apresentou a emissão máxima desse gás, 215,08 mg.Kg_{carcaça}⁻¹.d⁻¹ (5° dia), mesmo dia em que T2 e T3 também tiveram o ápice de emissão de C-CH₄, enquanto T4 apresentou seu valor máximo de emissão no 5° dia.

As maiores emissões de C-CH₄ ocorreram na fase termofílica, em que há uma maior atuação microbiológica, ou seja, um maior consumo de oxigênio, favorecendo a criação de zonas anaeróbias, o que também ocorreu em outra pesquisa de compostagem (CHOWDHURY et al., 2014b). Porém, em outro trabalho (WANG et al., 2018), os picos de emissão de CH₄ ocorreram após a fase termofílica, devido a altas temperaturas e concentração de NH₄⁺, inibidores da metanogênese, nessa fase. Possivelmente, a diferença com nosso estudo, deve-se aos diferentes materiais de degradação, uma vez que a composição de cada um dos materiais utilizados na compostagem promoverá uma emissão de gases característica (PEREIRA et al., 2018).

Apesar do T1 ser o tratamento com maior número de revolvimentos, sua maior emissão de C-CH₄ deve-se ao fato desse processo de aeração favorecer o seu desprendimento da massa, aumentando a perda de carbono através da emissão desse gás, sendo essa situação também verificada em outros estudos (ZENG et al., 2018, ERMOLAEV et al., 2014). Após o 15° dia as emissões de C-CH₄ diminuíram para valores próximos a zero, indicando uma diminuição do consumo O₂, garantindo a aeração do meio. Apesar de nosso estudo ser realizado em reatores biológicos, o volume de biomassa afetará a emissão de CH₄, uma vez que conforme for a altura de ocupação do material no reator, no momento em que o cilindro encontra-se em repouso, existe a oportunidade de formação de zonas anaeróbias, as quais são afetadas pela escala de empilhamento do material (FUKUMOTO et al., 2003).

Constatou-se para o T1 que 50% da perda de carbono via emissão de CO₂ ocorreram até o 5° dia de experimento (Figura 4.2 c), sendo que no 13° d, 99% da emissão de C-CO₂ havia sido identificada. Já o T2 teve a metade das emissões desse gás até o 7° dia, enquanto T3 e T4 foram no 6° dia do experimento, sendo que os 99% das emissões de C-CO₂ foram atingidas no 15°, 19° e 18° dia e T2, T3 e T4, respectivamente. Semelhante à emissão de C-CO₂, o maior percentual de perdas de carbono via emissão de CH₄ ocorreu nos primeiros dias de experimento, atingindo 50% dessa perda no 5, 7, 6 e 5°d do período de avaliação para T1, T2, T3 e T4, respectivamente (Figura 4.2-d). Ahn et al. (2011) constatou em seu estudo, sobre

compostagem de dejetos suínos, que aproximadamente 70% da emissão de CO₂ e 95% da emissão de metano ocorreram nos 23 primeiros dias de estudo de 80 dias.

Verificou-se que do total da massa de carbono identificada na emissão de gases (C-CO₂ + C-CH₄), 98,7; 99,1; 99,1 e 99,2% era devido à emissão de C-CO₂, podendo ser considerado adequado, uma vez que se sugere uma emissão de CH₄ de 1-4% do carbono inicial (ARRIAGA et al., 2017).

Comparando-se os tratamentos, verificou-se que o intervalo de aeração, afetou significativamente ($p < 0,05$) a emissão de C-CO₂ entre T1 e os demais, no 5º dia, sendo que no 6, 9, 11, 12 e 13º dia a diferença ocorreu apenas entre T1 com T2 e T4. T2 e T4 apresentaram diferença significativa na emissão de C-CO₂ apenas no 5º dia, sendo que no restante dos dias os tratamentos apresentaram comportamento semelhante ($p > 0,05$). No trabalho de Zeng et al. (2018), não foi verificada diferença significativa ($p > 0,05$) na emissão de C-CO₂ e C-CH₄ em diferentes tratamentos que representavam o intervalo do período de revolvimento. Os autores trabalharam com intervalos de aeração de 10, 30 e 50 min e um tratamento com aeração contínua, sendo esses intervalos menores que os utilizados em nosso estudo, possivelmente o que não propiciou a diferença entre os tratamentos.

4.2.3 NH₄⁺ e emissão de N₂O e NH₃

O comportamento do nitrogênio durante o processo de compostagem envolve diversas reações microbiológicas (volatilização da amônia, amonificação, imobilização, nitrificação e desnitrificação), as quais resultam em diferentes produtos nitrogenados. O nitrogênio presente no material orgânico é oriundo principalmente de proteínas, compostos celulares e DNA, os quais são biodegradados nos primeiros dias do processo e transformados em NH₄⁺, podendo esse ser volatilizado em NH₃ (CÁCERES et al., 2018), ou então transformado em nitrito e nitrato (WANG et al., 2018).

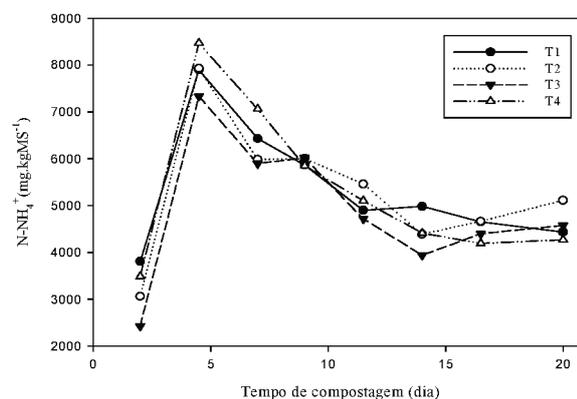


Figura 4.3- Concentração de N-NH₄⁺ (mg.kgMS⁻¹) na biomassa em degradação durante o período de compostagem.

Fonte: o autor.

Observa-se (Figura 4.3) que todos os tratamentos apresentaram comportamento semelhante quanto à concentração de N-NH₄⁺, com uma elevação nos primeiros dias, cujas concentrações ultrapassaram 7300 mg.kgMS⁻¹ em todos os tratamentos, no 5º dia de experimento, sendo que o T4 apresentou maior concentração, 8486 mg.kgMS⁻¹. O produto final do processo de compostagem apresentou uma concentração de N-NH₄⁺ que variou entre 4269 (T4) e 5110 mg.kgMS⁻¹ (T2).

Constatou-se um aumento na concentração de N-NH₄⁺ até o 5º dia do experimento, devido a degradação da matéria orgânica, especialmente à transformação do nitrogênio orgânico presente no cadáver do animal, sendo as concentrações apresentadas principalmente dependentes da amonificação e volatilização de NH₃, em que todos os tratamentos apresentaram comportamento semelhante ($p > 0,05$).

A emissão de amônia teve seu ápice no 5º dia do estudo (Figura 4.4-a), em que o T1 apresentou maior emissão, 2049,62 mg.kg_{carcaça}⁻¹.d⁻¹, valor consideravelmente maior que o encontrado nos demais tratamentos 759,58 (6º dia), 1024,95 (5º dia) e 976,16 (5º dia), respectivamente para os tratamentos T2, T3, T4. Após o 7º dia, todos os tratamentos apresentaram emissões semelhantes, e depois do 15º dia as emissões de NH₃ foram próximas a zero, ocorrendo em tempo inferior ao encontrado por Kim et al. (2017), que estudaram compostagem de dejetos de suínos *in vessel*, em que as concentrações de NH₃ foram zeradas no 20º e 27º dia de experimento para seus diferentes tratamentos.

A maior emissão em T1 pode ser justificada pela maior frequência de revolvimento, o que favorece a volatilização de NH₃. Efeito semelhante foi observado em estudo que a leira

de compostagem com maior número de revolvimentos teve maior perda gasosa de NH_3 (PARKINSON et al., 2004). E também em outra pesquisa, em que as emissões de amônia foram maiores no tratamento com aeração quando comparado ao sem aeração (JIANG et al, 2015a). Já, a alta emissão de NH_3 logo nos primeiros dias pode ser atribuída à alta disponibilidade de NH_4^+ e à elevação de temperatura e pH (LUO et al., 2014; JIANG et al, 2015a; ANGNES et al., 2013), principalmente na fase termofílica, pois NH_3 não é solúvel em água a altas temperaturas e pH (WANG et al., 2018).

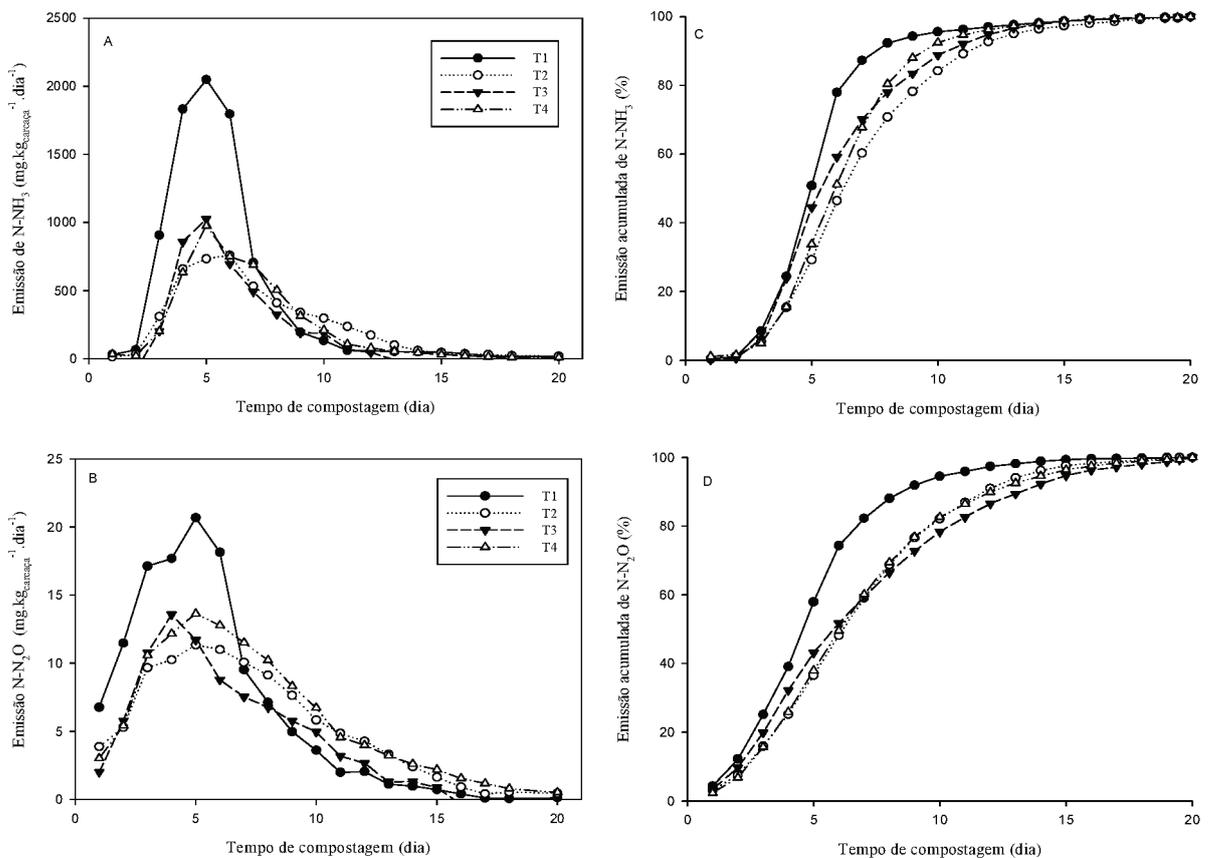


Figura 4.4- Emissão de gases a) N-NH_3 , b) $\text{N-N}_2\text{O}$, c) emissão acumulada de N-NH_3 , d) emissão acumulada de $\text{N-N}_2\text{O}$.

Fonte: o autor.

Apesar das perdas de nitrogênio serem menores por emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$, deve-se ter atenção especial, uma vez que esse gás possui considerável potencial de contribuição para efeito estufa. O N_2O é gerado principalmente durante o processo de desnitrificação, oriundo de reações intermediárias. Foi constatado (Figura 4.4-b) que a máxima emissão desse gás foi no 5º dia do período experimental para T1, T2 e T4, enquanto que T3 ocorreu no 4º dia. O T1 foi responsável pela maior emissão, $17,23 \text{ mg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1}.\text{d}^{-1}$, já as emissões máximas dos demais foram $9,45$; $11,3$ e $11,36 \text{ mg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1}.\text{d}^{-1}$ para T2, T3 e T4, respectivamente.

Semelhante a volatilização de N-NH₃, as emissões de N-N₂O foram praticamente zeradas após o 15º dia. Durante o período experimental não foi constatado presença de NO₃⁻ no material em processo de biodegradação, indicando seu consumo no processo de desnitrificação, comportamento constatado em outros estudos (SANTOS et al., 2016; CHOWDHURY et al., 2014a; CHOWDHURY et al., 2014b; ZHU-BARKER et al., 2017), sendo que o processo de revolvimento/aeração favorece a nitrificação e também a consequente emissão de N₂O (ARRIAGA et al., 2017).

Verificou-se (Figura 4.4-c e Figura 4.4-d) que 50% das emissões de NH₃ e N₂O, no T1, ocorreram até o 5º dia, enquanto que atingiram 99% das emissões no 16 e 15º dia, respectivamente para NH₃ e N₂O. No T2, a metade das emissões desses gases, ocorreram até o 7º dia, sendo que no 18º dia atingiram 99% das emissões. Verificou-se que a maior perda de NH₃ ocorre no período inicial do processo de compostagem (WANG et al., 2014), especialmente devido ao aumento de temperatura, enquanto que a emissão de N-N₂O no início do processo é devido à nitrificação de NH₄⁺ (YUAN et al., 2016).

Comparando-se os tratamentos, o T1 apresentou diferença significativa (p<0,05) dos demais (T2, T3 e T4) apenas no 6º dia para emissão de NH₃. Já para o N₂O, T1 apresentou diferença significativa (p<0,05) apenas no 10º dia quando comparado ao T2 e T4. Enquanto, T2, T3 e T4 não apresentaram diferença significativa (p>0,05) entre si. Zeng et al. (2018), o qual também estudou diferentes tempos de intervalo entre os processos de aeração, não encontrou diferenças significativas (p>0,05) nas emissões de N₂O entre seus diferentes tratamentos.

Apesar de nosso estudo apresentar as perdas de nitrogênio pela emissão de N-NH₃ e N-N₂O, outra via é a emissão de N₂, quando se completa os processos de nitrificação/desnitrificação, que também merecem atenção, pois as perdas de nitrogênio devem ser controladas, pois além de causarem poluição do ar, diminuem o valor fertilizante do composto gerado (CÁCERES et al., 2018).

4.2.4 Modelos matemáticos para emissão de N-NH₃ e C-CO₂

Como a temperatura é um parâmetro de maior facilidade para controle no processo de compostagem, foram construídos modelos matemáticos que possam estimar a emissão de gases a partir da temperatura do material durante o período de biodegradação. Os modelos

foram elaborados para a emissão de C-CO₂ e N-NH₃, por serem as principais vias de perdas gasosas mensuradas nesse estudo para carbono e nitrogênio, respectivamente.

O modelo que melhor representou a emissão de C-CO₂ (Tabela 4.2) em relação à temperatura é caracterizado como não linear, com mesma temperatura de segmentação para todos os tratamentos e coeficientes distintos para cada tratamento. A temperatura de segmentação foi estimada em 31,27°C. Abaixo desse valor o modelo representa uma emissão constante, 299,4 mg.kg_{carcaça}⁻¹. Acima da temperatura de segmentação, a emissão de C-CO₂ pode ser estimada por equação linear específica para cada tratamento.

Para estimar a emissão N-NH₃, um modelo não linear também foi o mais adequado aos dados experimentais, com duas temperaturas de segmentação (28,79 e 50,93°C), sendo que abaixo da temperatura de 28,79°C a emissão é constante (48,03 mg.kg_{carcaça}⁻¹), no intervalo entre as duas temperaturas é um modelo linear único para todos os tratamentos, e acima de 50,93°C, cada tratamento possui um modelo específico.

Tabela 4.2- Modelos matemáticos para emissão de C-CO₂ e N-NH₃ em função da temperatura.

Gás	AIC	R ²	Modelo Proposto
C-CO ₂	2455,25	0,75	$\hat{y}_{C-CO_2} = \begin{cases} 299,4; & \text{se } t \leq 31,27 \\ 430,98.t - 13178,2; & \text{se } t > 31,27 \text{ e } \text{Trat} = T1 \\ 325,98.t - 9894,61; & \text{se } t > 31,27 \text{ e } \text{Trat} = T2 \\ 309,30.t - 9372,99; & \text{se } t > 31,27 \text{ e } \text{Trat} = T3 \\ 296,97.t - 8987,41; & \text{se } t > 31,27 \text{ e } \text{Trat} = T4 \end{cases}$
N-NH ₃	1757,1	0,78	$\hat{y}_{N-NH_3} = \begin{cases} 48,03; & \text{se } t \leq 28,79 \\ 5,09.t - 125,40; & \text{se } 28,79 < t \leq 50,93 \\ 200,05.t - 10055,2; & \text{se } t > 50,93 \text{ e } \text{Trat} = T1 \\ 50,01.t - 2413,33; & \text{se } t > 50,93 \text{ e } \text{Trat} = T2 \\ 30,04.t - 1396,16; & \text{se } t > 50,93 \text{ e } \text{Trat} = T3 \\ 29,79.t - 1384,56; & \text{se } t > 50,93 \text{ e } \text{Trat} = T4 \end{cases}$

\hat{y}_{C-CO_2} : Emissão estimada de C-CO₂ (mg.kg_{carcaça}⁻¹.d⁻¹);

\hat{y}_{N-NH_3} : Emissão estimada de N-NH₃ (mg.kg_{carcaça}⁻¹.d⁻¹);

t: temperatura da biomassa (°C);

Trat: Tratamento.

Fonte: o autor.

Na Figura 4.5 observa-se o comportamento dos modelos que estimam a emissão gasosa de C-CO₂ e N-NH₃. Conforme discutido, o T1 apresentou a maior diferença nas emissões gasosas com os demais tratamentos nos experimentos realizados. Observa-se, que nos modelos apresentados, esse tratamento fica destacado dos demais, devido ao seu maior coeficiente angular.

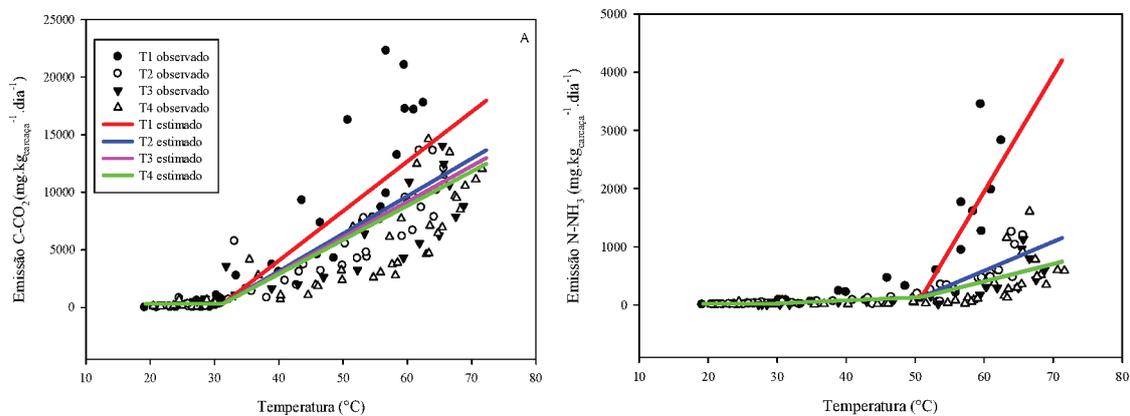


Figura 4.5- Modelos matemáticos propostos para emissão: a) C-CO₂ e b) N-NH₃.
Fonte: o autor.

4.2.5 Potencial de Aquecimento Global (GAP)

Para avaliar o potencial de poluição gasosa de um processo que tenha geração de diferentes gases, é importante que se tenha um parâmetro único, ou seja, que a emissão gasosa possa ser expressa em termos de uma única unidade que possa expressar o potencial poluidor de cada gás (PEREIRA et al., 2018). Uma das alternativas é utilizar a referência do IPCC (IPCC, 2007), que expressa o potencial de aquecimento global de cada gás na atmosfera, ou seja, a contribuição para o efeito estufa, expresso em unidades de CO₂ equivalente (CO_{2eq}), em que o CH₄ possui potencial de 25 CO_{2eq} e N₂O, 298 CO_{2eq} e o potencial de aquecimento total (GAP) é soma da emissão de cada gás transformada em unidade de CO_{2eq}. Verificou-se em nosso estudo, que a máxima emissão de CO_{2eq} ocorreu no 5º dia de experimento para T1, T2 e T4, enquanto T3 teve seu valor máximo no 4º dia. O perfil de emissão em cada tratamento ao longo do período experimental foi semelhante a emissão dos gases demonstradas anteriormente.

O T1 (Figura 4.6) foi responsável pela maior emissão total de CO_{2eq} 446,20 g.kgcarcaça⁻¹, sendo 79,6% referente à emissão de CO₂; 9,5% à emissão de CH₄. T2, T3 e T4 apresentaram emissão total CO_{2eq} de 375,37, 371,53 e 437,5 g.kgcarcaça⁻¹, respectivamente, em que T3 e T4 foram os tratamentos em que a emissão de CO₂ teve maior contribuição (84,2%), enquanto que em T2 foi 82,8%. T1 apresentou maior contribuição de CH₄ no GAP (9,4%), enquanto T2, T3 e T4 foi 6,5; 6,6; 5,5%, respectivamente. A emissão de N₂O foi responsável por aproximadamente 10% do GAP em todos os tratamentos.

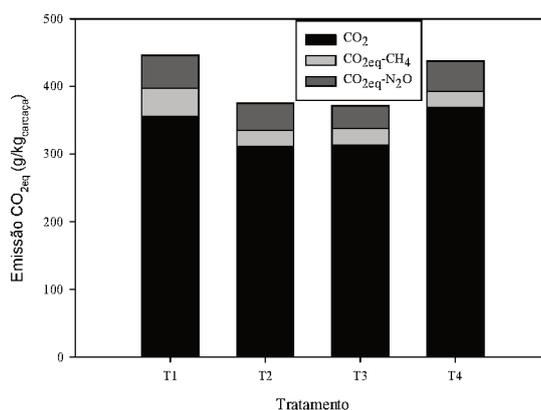


Figura 4.6- GAP do período de compostagem.

Fonte: o autor.

Os tratamentos não apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$) entre si, ou seja, a frequência de revolvimento não influenciou o GAP no processo de compostagem de cadáveres animais. A semelhança entre os tratamentos pode ser justificada pela rápida biodegradação do material em todos os tratamentos, resultando em semelhante emissão de gases. Porém, em outro estudo de compostagem em leiras (AHN et al., 2011), verificou-se que a emissão de N₂O (como CO_{2eq}) foi 3,5 vezes maior em leiras que tinham revolvimento quando comparado à leira estática, sendo a emissão total de GEE 20% maior nas leiras com revolvimento.

Observou-se em todos os tratamentos de nosso estudo que a maior contribuição para o potencial de aquecimento é a emissão de CO₂, e semelhante a outro trabalho (PEREIRA et al., 2018) o N₂O, que possui maior potencial de aquecimento global, não apresentou a maior contribuição, devido sua baixa emissão ao longo do período de compostagem, conforme discutido anteriormente.

4.2.6 Eliminação de patógenos

Não foi verificada a presença de Salmonella e anaeróbios no material no início do experimento, não possibilitando a avaliação sobre a eliminação desses patógenos no processo de compostagem acelerada. Quanto à presença de Coliformes E. Coli (CEC), Coliformes Não E. Coli (CNEC) e Coliformes Totais (CT), em todos os tratamentos, houve uma redução significativa ($p < 0,05$) ao final do experimento quando comparado à densidade inicial.

Tabela 4.3- Quantificação de patógenos na biomassa pré e pós compostagem.

Patogênico	Período Experimental	Tratamento- logUFC/gMS (UFC/gMS)			
		1	2	3	4
E. Coli	Início	5,77 (7,5.10 ⁶)	5,69 (5,5.10 ⁶)	5,70 (5,1.10 ⁶)	5,71(5,6.10 ⁶)
	Fim	1,57 (105,2)	0,67 (10,74)	0,00 (0,0)	0,70 (12,5)
Não E. Coli	Início	5,94 (1,4.10 ⁷)	5,90 (1,1.10 ⁷)	5,84 (1,2.10 ⁷)	5,86 (1.10 ⁷)
	Fim	0,77 (16,8)	0,00 (0,0)	0,00 (0,0)	0,79 (18,74)
Coliformes	Início	6,30 (2,1.10 ⁷)	6,24 (1,6.10 ⁷)	6,23 (1,7.10 ⁷)	6,23 (1,6.10 ⁷)
Totais	Fim	1,96 (122,03)	0,67(10,74)	0,00 (0,0)	0,90 (31,24)

Fonte: o autor.

O T1 (Tabela 4.3) apresentou a maior densidade desses patógenos no composto resultante do processo de compostagem: log (1,57), log (0,77) e log (1,96 UFC/gMS), respectivamente para CEC, CNEC e CT. Porém, não foi verificada diferença significativa entre os tratamentos quanto à densidade desses patógenos no material resultante do processo de compostagem. Bathia et al. (2013) também encontraram baixo número de organismos indicadores e espécies patogênicas ao final do processo de compostagem acelerada em cilindros rotativos. Isso se deve, especialmente, às altas temperaturas atingidas ao longo do processo de compostagem (HASSEN et al., 2001) e também a presença de amônia na biomassa, sendo tóxica para esses indicadores patogênicos.

Ao contrário do nosso estudo, KALAMDHAD e KAZMI (2009) encontraram diferença significativa entre os tratamentos, os quais eram, também, referentes à frequência de revolvimento dos RCRs. A diferença ocorreu entre os tratamentos de maior e menor frequências de revolvimento (6 e 24 horas), estando associado à temperatura do material no decorrer da pesquisa. Porém, em nosso estudo os intervalos entre os períodos de aeração foram menores, e com valores próximos entre si, o que pode ter sido responsável para os tratamentos não terem diferença na eliminação de patógenos.

4.2.7 Caracterização do composto resultante e balanço de massa

A composição físico-química do composto final (Tabela 4.4) não apresentou diferença significativa entre os tratamentos ($p > 0.05$). A composição de C está bastante acima do mínimo recomendado pela legislação, porém esse fato deve-se à baixa degradação da serragem, o que indica que a maioria do carbono encontrado na emissão gasosa seja originado pela degradação da carcaça, a qual é de fácil biodegradabilidade.

Tabela 4.4- Caracterização físico-química do composto resultante.

Parâmetro	Tratamentos				IN 25/2009**
	T1	T2	T3	T4	
C(%)*	46,73	47,93	47,49	47,38	>15
N(%)*	2,18	2,36	2,41	2,28	>0,5
C:N	21,39	20,32	19,70	20,81	<20
MS(%)	83,17	80,04	80,07	78,99	>50
pH	7,16	7,25	6,90	7,11	>6
K (mg.kgMS ⁻¹)	3673,46	4264,66	3876,54	3559,30	-
P (mg.kgMS ⁻¹)	5416,74	5503,45	6078,01	4216,44	-

*Expressos em base seca. C(carbono), N(nitrogênio), MS(massa seca), K(potássio) e P(fósforo). **(BRASIL, 2009).

Fonte: o autor.

O N, apesar de estar mais de 4 vezes superior ao valor mínimo registrado na legislação, apresentou perda considerável uma vez que o valor da relação C:N aumentou no final do processo quando comparado à biomassa inicial, sendo esse aumento decorrente da baixa relação utilizada no início do processo, que propicia a perda desse elemento, aumento que foi fortalecido pela baixa degradação da serragem, com alto teor de C. Quanto a MS e pH ambos critérios atendem a IN.

Para validação do processo e determinação do erro experimental das emissões, realizou-se o balanço de massa do Carbono (C), aferidos na avaliação da Emissão de Gases (EG) e sua Perda de Massa (PM), no qual PM representa a diferença mássica entre a quantidade desse elemento na biomassa no início e final do processo. Já EG representa a massa de C determinada pela soma de C-CH₄ e C-CO₂. Apesar de ser avaliado a emissão de gases nitrogenados (N-NH₃ e N-N₂O), não foi realizado o balanço de massa para o elemento N, pois como não foi determinada a emissão de N₂, o qual representa uma parcela da perda desse elemento via processo de desnitrificação, a determinação do erro por balanço de massa seria prejudicada.

O T2 (Tabela 4.5) apresentou maior erro entre Perda de Massa (PM) e EG, 25,82%, enquanto T3 e T4 tiveram erros menores ($\leq 2,5\%$) nessa comparação. O maior erro está bastante próximo ao encontrado, em todos os tratamentos, em estudo de compostagem de Arriaga et al.(2017), justificada pela heterogeneidade das sub-amostras, problema também observado nesse estudo. O valor de PM médio para todos os tratamentos foi $0,091 \pm 0,025$ kg.kg_{carcaça}⁻¹, enquanto EG foi $0,097 \pm 0,029$ kg.kg_{carcaça}⁻¹, em que se constata erro médio de 14,09%, o qual pode ser considerado adequado, devido aos possíveis erros experimentais, especialmente a prováveis variações na velocidade do ar que passava no interior do reator, pois após cada período de revolvimento o material apresentava-se em diferentes distribuições

dentro dos reatores, implicando em variações na perdas de carga ao longo do dia. A regressão linear entre PM e EG resulta na equação $EG = 1,059 \times PM$ ($R^2=0,77$).

Tabela 4.5- Balanço de massa para o carbono e potássio.

Tratamento	PM (kg.kg _{carcaca} ⁻¹)	EG (kg.kg _{carcaca} ⁻¹)	Erro C (%)	Erro K (%)
1	0,084	0,098	19,76	19,62
2	0,081	0,085	25,82	14,48
3	0,099	0,086	2,49	18,54
4	0,099	0,101	2,50	12,28

PM: diferença mássica de C na biomassa entre o início e final do processo de compostagem.

EG: massa de C (C-CH₄ + C-CO₂) mensurada através da emissão de gases.

Erro C: (EG-PM)/EG

Erro K: diferença percentual entre a massa inicial e final de potássio no processo de compostagem.

Fonte: o autor.

Apesar de alguns estudos sobre compostagem (ARRIAGA et al., 2017; MULBRY e AHN, 2014; ZHU-BARKER et al., 2017) não apresentarem balanço de massa para um elemento não volátil, ele é importante para observar possíveis erros de amostragens e sub-amostragem do material para as análises físico-químicas. Nesse estudo, foi efetuado o balanço de massa para o potássio (K) e observou-se que em nenhum dos tratamentos o erro foi maior que 20%, considerado satisfatório devido à heterogeneidade do material biodegradado, especialmente referente à dificuldade de caracterização dos cadáveres de frangos e suínos. Foi constatado um erro médio (%), para o elemento não volátil (K), de todos os tratamentos de 14,48, sendo esse erro similar a outros trabalhos que estudaram emissão de gases em compostagem (ANGNES et al., 2013; EL KADER et al., 2007).

5 MITIGAÇÃO DE PERDAS DE NITROGÊNIO COM ADIÇÃO DE FOSFOGESSO E DICIANODIAMIDA EM PROCESSO DE COMPOSTAGEM

5.1 MATERIAIS E MÉTODOS

Os experimentos foram desenvolvidos na Embrapa Suínos e Aves, Concórdia/Brasil, entre julho/2017 e abril/2018. O estudo foi realizado em duas repetições por tratamento utilizando carcaças de frangos e serragem como agente de mistura. Cada uma das repetições foi executada durante um período de 28 dias. A primeira repetição em julho/agosto de 2017 e a segunda repetição, abril/maio de 2018. As carcaças de frangos são oriundas do sistema produtivo experimental da Embrapa, em que os animais foram abatidos para o experimento. As características e proporções dos materiais adicionados podem ser observados na Tabela 5.1. Os RCRs foram carregados e descarregados manualmente, com pesagem da biomassa no início e final do processo. As carcaças de frangos foram previamente trituradas antes de ser dispostas nos RCRs.

Tabela 5.1- Características dos materiais adicionados nos RCRs.

Parâmetro	Frango	Serragem	Biomassa**
MN (Kg)	140	375	515
C (%)*	51,51	47,94	48,68
N (%)*	9,81	0,18	1,83
C/N	5,21	255,97	26,88
K (mg/kg)*	9417	947,03	2344
MS (%)	31,84	58,51	50,77
pH	6,21	6,71	6,60

*Expressos em base seca. MN(matéria natural), MS(matéria seca), N(nitrogênio), C(carbono), K(potássio).

**Refere-se à mistura frango+serragem, obtido pela média ponderada dos parâmetros dos materiais.

Fonte: o autor.

Para os experimentos foram utilizados quatro RCRs (3,6m³). Os períodos de revolvimento da biomassa (rotação do cilindro) foram de 24 minutos (durante esse tempo o cilindro do reator rotacionava, 0,16 rotações.min⁻¹, promovendo o revolvimento/aeração da biomassa), com intervalo de 1 hora entre cada período de rotação do cilindro, em que o cilindro permanecia em repouso. O controle de tempo, acionamento e interrupção da rotação do cilindro era automatizado. Os RCRs estavam equipados com sistema de ventilação que garantia a renovação de ar no interior dos reatores, com vazão permanente de ar na saída de cada reator, possibilitando a avaliação dos gases gerados. O detalhamento dos reatores

utilizados pode ser observado no Apêndice I. Água na mesma temperatura da biomassa foi adicionada, quando necessário, a fim de manter a umidade próxima a 50%.

5.1.1 Tratamentos Experimentais

Os experimentos consistiram em quatro tratamentos. Estudaram-se três tratamentos referentes a adição dos aditivos (fosfogesso e dicianodiamida) misturados à biomassa em processo de biodegradação. No primeiro tratamento (PPG), foi utilizado fosfogesso como aditivo, em uma proporção aproximada de 10% da matéria seca da biomassa. No segundo tratamento (PPG+DCD), foram utilizados fosfogesso e dicianodiamida concomitantemente, na proporção de aproximadamente 10 e 1%, respectivamente, do valor de matéria seca da biomassa. No terceiro (DCD), foi adicionado apenas dicianodiamida, 1% da matéria seca. A adição de dicianodiamida nos tratamentos PPG+DCD e DCD foi realizada em dois momentos: 2 kg junto ao carregamento da biomassa (frango+serragem), primeiro dia do experimento, e 1 kg no 13º dia do período experimental. O fosfogesso dos tratamentos PPG e PPG+DCD, 25 kg, foi misturado à biomassa no primeiro dia. Além dos três tratamentos com aditivos, avaliou-se um tratamento controle (Ck), no qual não foi acrescentado aditivo. Na Tabela 5.2 são apresentadas as massas de cada aditivo adicionadas.

Tabela 5.2- Tratamentos utilizados nos experimentos.

Tratamento	Aditivo	Massa(kg) ¹	Massa(kg) ²	% (MS)
1)PPG	Fosfogesso	25	-	10
2)PPG+DCD	Fosfogesso	25	-	10
	Dicianodiamida	2	1	1
3)DCD	Dicianodiamida	2	1	1
4) Ck	-	-	-	-

¹ Refere-se a massa de aditivo adicionada no dia inicial do experimento em relação a matéria seca.

² Refere-se a massa de aditivo adicionada no 13º dia do experimento em relação a matéria seca.

Fonte: o autor.

5.1.2 Avaliação gasosa

A avaliação de emissão gasosa (CO₂, CH₄, NH₃ e N₂O) foi realizada com método amostral, não contínuo. Até o 13º dia do experimento, foram coletadas amostras diárias e após as amostras foram coletadas nos dias 15, 18, 23 e 28. Com sistema automatizado, as amostras de gases eram succionadas na saída de ar do reator e analisadas em um equipamento fotoacústico, INNOVA 1412, Lumasense.

A mensuração amostral, nos dias analisados, ocorreu em dois momentos distintos: I) durante o movimento de rotação do cilindro (24 minutos); II) durante o período de repouso (1 hora), determinados pelo equipamento em ppmv e após, utilizando a temperatura do ar amostrado, transformados para mg/m^3 . Da mesma maneira, foi determinada a concentração de gases no ar de entrada dos reatores.

Com esses dados foram estimadas a concentração média ponderada diária, considerando o tempo em que o cilindro permanecia em movimento e em repouso. A emissão total foi determinada pelo método das relações entre concentrações dos gases (ROBIN et al., 2010), o qual parte da premissa que toda perda de C na biomassa é dada pela emissão de C-CO₂ e C-CH₄ (Equação 1). A partir desse pressuposto e dos gradientes de concentração dos gases, foram determinadas as emissões dos demais gases, conforme as equações:

$$P_c = \text{Emissão}_{\text{C-CO}_2} + \text{Emissão}_{\text{C-CH}_4} \quad (1)$$

$$\text{Emissão}_{\text{C-CO}_2} = \frac{P_c}{1 + (G_{\text{C-CH}_4} / G_{\text{C-CO}_2})} \quad (2)$$

$$\text{Emissão}_{\text{C-CH}_4} = \text{Emissão}_{\text{C-CO}_2} \cdot \frac{G_{\text{C-CH}_4}}{G_{\text{C-CO}_2}} \quad (3)$$

$$\text{Emissão}_{\text{N-NH}_3} = \text{Emissão}_{\text{C-CO}_2} \cdot \frac{G_{\text{N-NH}_3}}{G_{\text{C-CO}_2}} \quad (4)$$

$$\text{Emissão}_{\text{N-N}_2\text{O}} = \text{Emissão}_{\text{C-CO}_2} \cdot \frac{G_{\text{N-N}_2\text{O}}}{G_{\text{C-CO}_2}} \quad (5)$$

Em que P_c , representa a perda de carbono na biomassa (kg) durante o processo; $\text{Emissão}_{\text{gás}}$, emissão total dos gases (C-CO₂, C-CH₄, N-NH₃ e N-N₂O), (Equações 2, 3, 4 e 5) e $G_{\text{gás}}$ (C-CO₂, C-CH₄, N-NH₃ ou N-N₂O) é o gradiente médio das diferenças diárias entre a concentração de gás ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$) na saída e entrada do reator.

5.1.3 Análises Físico-químicas

Durante o período experimental, foram coletadas amostras da biomassa e encaminhadas para análise de parâmetros físico-químicos, realizados pelo Laboratório de Análises Físico-químicas da Embrapa-Suínos e Aves. Foram realizadas amostras compostas, com dez sub-amostras de cada tratamento, as quais foram misturadas, originando uma amostra de 1 kg, a qual foi analisada. Para o material alocado e retirado do reator, início e fim do processo, foram analisadas três amostras compostas.

Os parâmetros analisados foram: pH, matéria seca (MS), nitrogênio total (NT), carbono (C), nitrogênio amoniacal (N-NH₄), nitrito (N- NO₃⁻), nitrato (N- NO₂⁺) e potássio

(K). O pH foi aferido por potenciometria, após a diluição da biomassa em água deionizada. A MS foi determinada com aquecimento a 105°C, durante 18 horas. A análise de K foi realizada conforme *Association of Official Analytical Chemists* (AOAC, 1995). Concentrações de C e N foram determinadas por um analisador elementar Thermo-Scientific™ Flash 2000 CHNS/O. O N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ e N-NO₂⁺ foram determinados por procedimentos oficiais /APHA 4500-NH₃ (B, C- Kjeldhal), APHA 4500-Nitrite nitrogen (Nitrite) e APHA 4500- Nitrate nitrogen (Nitrate) descrito pela American Public Health Association (APHA, 2012). Todas as análises foram realizadas em duplicadas aceitando apenas erros menores de 5%.

A temperatura da biomassa ao longo do processo de compostagem foi aferida diariamente com Termômetro Testo 926, sendo verificada em cinco pontos distintos, no sentido longitudinal do reator, em meio à biomassa. A média desses cinco pontos representa a temperatura diária.

5.1.4 Análise Estatística

Os parâmetros físico-químicos da biomassa e emissão de gases foram avaliados por meio da análise de medidas repetidas para o modelo considerando o efeito dos blocos (repetições), tratamento, tempo de compostagem, a interação entre tratamento, tempo de compostagem utilizando PROC MIXED do Statistical Analysis System© (SAS, 2012). O detalhamento de efeito de tratamento foi realizado por meio do teste t protegido ($p \leq 0,05$) para comparação múltipla de média, sempre que o teste F detectou diferenças significativas entre os tratamentos. Dados totais foram avaliados por meio da análise da variância do modelo considerando os efeitos de tratamento e bloco.

5.2 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.2.1 pH e Temperatura

O pH inicial foi levemente ácido devido à presença da carcaça animal, que possui natureza ácida. No 9º dia, a biomassa de todos os tratamentos apresentava-se com pH na faixa alcalina, o que é característico do processo de compostagem, uma vez que os ácidos produzidos nas reações iniciais do processo de degradação são consumidos, o que gera a elevação do pH. O maiores valores de pH em cada tratamento variaram entre 8.31 e 8.93. Já

ao final do período experimental, o produto resultante apresentou pH de 7.94, 8.37, 6.94 e 7.89 para CK, DCD, PPG+DCD e PPG, sendo considerados satisfatórios. Ao longo do período experimental, os tratamentos com PPG apresentaram valores menores de pH, devido a maior concentração de N-NH_4^+ , o qual foi aumentando ao longo do processo (YANG et al., 2015) e também presença de SO_4^- . Durante todo o período não foi verificada diferença significativa ($p>0.05$) entre os valores de pH aferidos na biomassa.

Semelhante aos resultados encontrados, em uma pesquisa utilizando superfosfato e fosfogesso como aditivos em compostagem (YANG et al., 2015), os valores de pH nos tratamentos com presença desses aditivos, o valor de pH também foi menor que no tratamento controle, porém os autores não descrevem se essa diferença foi ou não significativa. Já em outro trabalho (LUO et al., 2013), verificou-se que a presença de DCD elevou o pH quando comparado a tratamento que continha apenas fosfogesso, sendo o mesmo observado em nosso estudo, porém sem efeito significativo.

A temperatura do processo é o resultado da biodegradação da biomassa no decorrer do processo aeróbio (YANG et al., 2015). No terceiro dia do processo, a temperatura ultrapassou os 40°C , mantendo-se acima desse valor até o 5º dia de experimento, após a temperatura foi reduzida a valores próximos a 30°C , mantendo-se entre 20 e 30°C até o 15º dia em todos os tratamentos, influenciada pela temperatura externa, pois o período experimental de uma das réplicas foi no inverno com temperaturas ambientes próximas a 0°C . Como os RCRs recebiam ventilação constante e a biomassa era continuamente revolvida, favoreceram a dissipação de energia, não permitindo que a biomassa atingisse temperaturas mais elevadas e características do processo de compostagem durante essa fase inicial. Porém, no 16º dia a temperatura eleva-se novamente, ultrapassando os 40°C no CK e DCD, porém nos outros tratamentos foram superiores a 37°C . Após o 21º dia em todos os tratamentos as temperaturas são inferiores a 40°C e inicia o resfriamento natural do processo até atingir a temperatura ambiente no 27º dia, semelhante ao período encontrado em outro estudo (LUO et al., 2013), 25 dias. Verificou-se que o perfil de temperatura foi semelhante aos quatro tratamentos durante o processo de compostagem, o que demonstra que o fosfogesso e a DCD não influenciaram a biodegradação da biomassa (LUO et al., 2013). Observou-se que os tratamentos com aditivos não produziram efeito significativo ($p>0.05$) na temperatura quando comparados entre si ou quando comparados com o Ck.

5.2.2 Teores de N-NH_4^+ , N-NO_3^- , NT e Relação C:N na biomassa

O conteúdo de nitrogênio amoniacal (Figura 5.1-a) no processo de compostagem é resultado da transformação de nitrogênio orgânico em NH_4^+ e das perdas desse íon nas reações de nitrificação e pela emissão de NH_3 (HAO et al., 2005). A amonificação foi bem intensa no período inicial do processo de compostagem (HIMANEN e HÄNNINEN, 2009), atingindo a concentração máxima de NH_4^+ no 20º dia de estudo em todos os tratamentos, sendo que PPG+DCD e PPG apresentaram os maiores valores, 6045,60 e 5569,41 mg.kgMS^{-1} , respectivamente. Percebe-se que o CK apresentou as menores concentrações a partir do 13º dia, por estar livre de aditivos, permitindo mais facilmente a conversão de NH_4^+ em NH_3 e as reações do processo de nitrificação. Após atingir o ápice, a concentração de NH_4^+ foi diminuindo gradualmente, finalizando o processo com concentração de 2711,58; 3965,14; 3654,27 e 5295,46 mg.kgMS^{-1} , respectivamente para CK, DCD, PPG e PPG+DCD, sendo evidenciado que a concentração de NH_4^+ foi praticamente duas vezes maior no PPG+DCD que no CK. Redução ao final do processo de compostagem semelhante foi observada em outros trabalhos (LI et al., 2018; HAO et al., 2005; JIANG et al., 2011; JIANG et al., 2018), justificada pela diminuição da biodegradação orgânica e ocorrência de nitrificação, a qual é intensificada na finalização do processo de biodegradação da biomassa (CÁCERES et al., 2018).

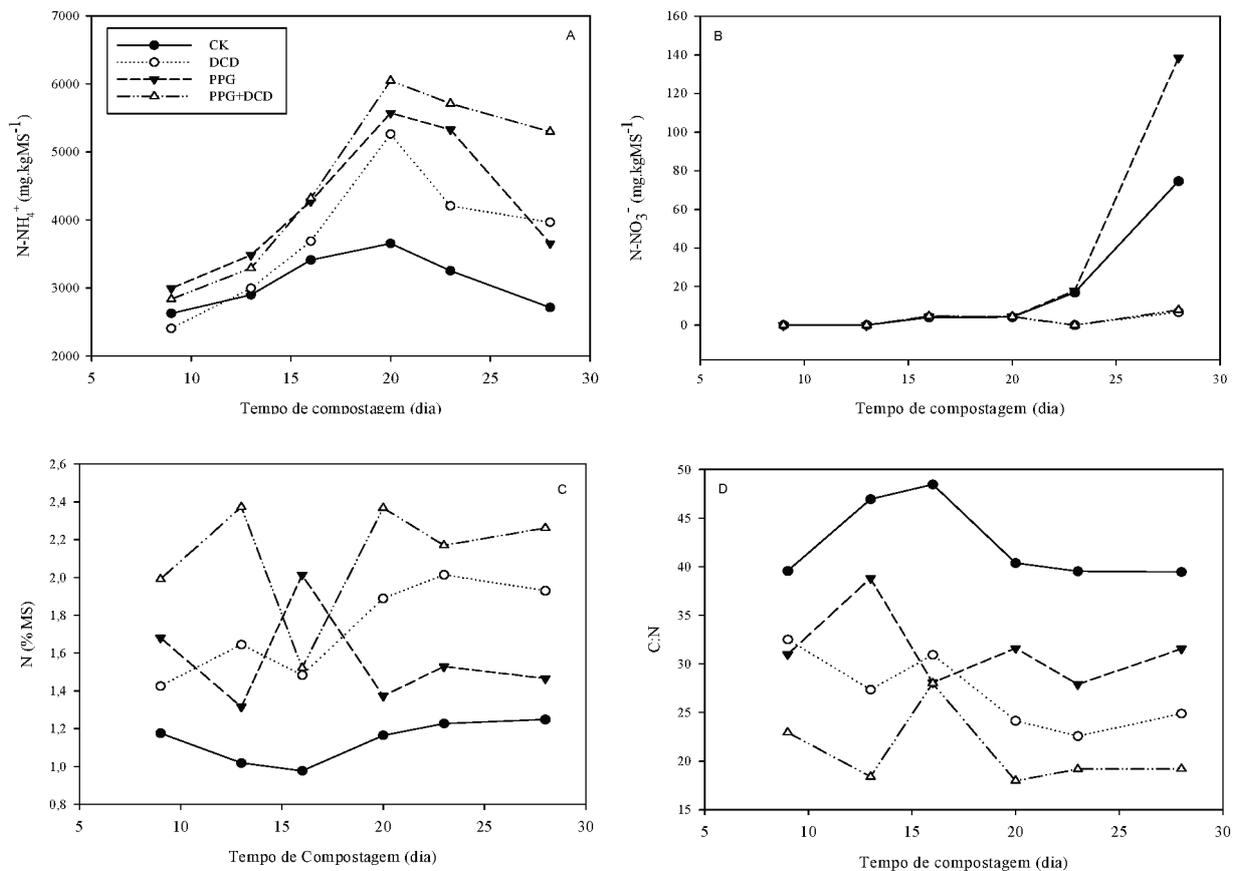


Figura 5.1- Nitrogênio na biomassa: a) N-NH₄⁺ (mg.kgMS⁻¹); b) N-NO₃⁻(mg.kgMS⁻¹); c) NT (%MS); d) C:N.

Fonte: o autor.

Em outro estudo (JIANG et al., 2018), também foi observado aumento da concentração de N-NH₄⁺ no início do processo de compostagem utilizando DCD como aditivo. Esses mesmos autores justificam que o maior teor de NH₄⁺ nos tratamentos com DCD, deve-se ao fato da inibição da nitrificação que propicia o acúmulo desse íon. Yuan et al. (2018) também relataram aumento de amônio na fase termofílica do processo de compostagem utilizando fosfogesso, sendo verificada a redução na fase mesofílica, conforme observado em nosso estudo. Na pesquisa de Hao et al. (2005), verificou-se que os tratamentos com fosfogesso apresentaram maior teor de NH₄⁺ durante todo o período de estudo, justificado pela redução dos valores de pH da biomassa, o que favorece o equilíbrio entre NH₄⁺ e NH₃ para o íon, diminuindo as perdas por emissão gasosa (SZANTO et al., 2007). Também, Li et al. (2018) relataram que nos tratamentos com fosfogesso a concentração de NH₄⁺ foi duas vezes superior ao tratamento controle ao final do período de compostagem.

Todos os tratamentos apresentaram concentrações de N-NO₃⁻ extremamente baixas (Figura 5.1-b) no início do processo, o que pode ser justificado pela inibição das *nitrobacter*

devido à alta presença de NH_3 (HAO et al., 2005), após o 20º dia do período, com a redução desse efeito inibitório, a biomassa de Ck e PPG aumentaram a concentração. Os tratamentos com adição de dicianodiamida (DCD e DCD+PPG) permaneceram com concentrações praticamente nulas até o fim do experimento. Esse comportamento se deve à ação da dicianodiamida, com poder inibitório no processo de nitrificação em que o nitrogênio amoniacal não é convertido a nitrato, o que contribui para a redução da emissão de N_2O (HAO et al., 2005). Contudo, verificou-se que os tratamentos não apresentaram efeitos significativos ($p > 0.05$) sobre as concentrações de N-NO_3^- . Semelhantemente ao nosso estudo, Jiang et al. (2018) também relataram aumento desse íon após o fase termofílica, sendo constatado menor teor em tratamentos que continham DCD.

O teor de nitrogênio total (N) no processo de compostagem está relacionado a disposição do nitrogênio orgânico disponível na biomassa no início da biodegradação e a conservação do nitrogênio inorgânico, resultado das reações bioquímica, junto à biomassa. Observa-se (Figura 5.1-c) que Ck ao longo do período experimental sempre apresentou concentrações de N menores que os demais tratamentos, com menor valor no 16º dia. Os tratamentos com aditivos não apresentaram comportamento padrão no decorrer do processo, possivelmente devido à variabilidade de perda de carbono, principal responsável pela redução de matéria seca, base usada para o cálculo do percentual de N. Constata-se que ao final do estudo, os tratamentos com dicianodiamida apresentaram maiores teores de nitrogênio, 2,26 e 1,93%, respectivamente para PPG+DCD e DCD. Porém, deve-se ponderar que na fórmula química da dicianodiamida há nitrogênio, o qual está presente nesse teor, o que também contribui para maiores concentrações desse elemento. Jiang et al. (2018) utilizaram DCD no processo de compostagem e constataram que houve uma redução no teor de N logo no início do processo de compostagem devido a volatilização de amônia, sendo que, após, a concentração desse elemento aumentou até o final do processo. Possivelmente essa diferença com nosso estudo ocorreu devido às condições de temperatura e pH que favorecem ou não a volatilização da amônia.

Comparando-se os tratamentos, verificou-se diferença significativa ($p < 0.05$) nas concentrações de N(%MS) entre CK e DCD nos dias 13, 20, 23 e 28, enquanto a diferença entre CK e PPG foi constatada nos dias 16 e 30, sendo também observada diferença significativa entre CK e PPG+DCD nos 13º, 20º, 23º e 28º dias. Já, entre os tratamentos com aditivos foi constatada diferença significativa entre DCD e PPG (20º, 23º e 28º dias), entre DCD e PPG+DCD (13º e 20º dias) e entre PPG e PPG+DCD (13º, 20º, 23º e 28º dias).

Influenciado pela perda de nitrogênio na biomassa, outro parâmetro importante no processo de compostagem é a relação C:N (Figura 5.1-d), pois os resultados da atuação dos micro-organismos estão diretamente relacionados com esse parâmetro. A relação C:N inicial da biomassa (carcaça+serragem) foi a mesma para todos os tratamentos (26,6), constatando-se que ao longo do processo a relação C:N do CK sempre foi maior quando comparadas aos tratamentos com aditivos, sendo esse comportamento esperado uma vez que foi o CK que apresentou maior perda de N via emissão gasosa. Os tratamentos com aditivos (DCD, PPG e DCD+PPG) apresentaram comportamento regular da relação C:N ao longo do estudo, com exceção do 16° dia, em que houve uma perturbação no comportamento, estando de acordo com as variações de N (Figura 5.1-c). Ao final do período de estudo, a biomassa resultante apresentou relação C:N de 39,45; 24,89; 31,54 e 19,21 para CK, DCD, PPG e DCD+PPG, respectivamente. Para esse parâmetro, verificou-se diferença significativa ($p>0.05$) entre os tratamentos CK e DCD (16°, 20°, 23° e 28° dias), CK e PPG (16°, 20°, 23° e 28° dias), CK e PPG+DCD (9°, 13°, 16°, 20°, 23° e 28° dias), DCD e PPG (20°, 23° e 28° dias), DCD e PPG+DCD (20° dia) e, PPG e PPG+DCD (13° e 20° dias).

5.2.3 Emissão de C-CO₂ e C-CH₄

As massas totais emitidas de C-CO₂ (Figura 5.2-a) foram 0,16; 0,11; 0,15 e 0,18 kg.kg_{carcaça}⁻¹ para Ck, DCD, PPG e PPG+DCD, respectivamente. A emissão total de C-CO₂ mostrou-se semelhante entre todos os tratamentos, o que demonstra que os aditivos não alteraram o desempenho do processo, uma vez que a emissão desse gás é indicativo da atividade biológica durante a biodegradação aeróbia da matéria orgânica. A emissão de C-CO₂ representou aproximadamente 11-20% (variação entre os tratamentos) do carbono inicial alocado nos RCRs para os tratamentos, sendo esse valor inferior a outros estudos (JIANG et al., 2018; JIANG et al., 2015b) (superior a 25% em todos os tratamentos), possivelmente essa diferença está relacionada à baixa decomposição da serragem pela celeridade do processo, a qual é rica em carbono, contribuindo para essa menor emissão de C-CO₂. Observa-se, também, que a emissão de CO₂ está relacionada com o aumento da temperatura (YUAN et al., 2018), a qual esteve comprometida por influência climática, o que contribuiu para um processo de biodegradação com desempenho tímido. Diferente desse estudo, Yuan et al. (2018) verificaram que a maior emissão de CO₂ ocorreu no tratamento controle quando comparados a tratamentos com aditivos (superfosfatos e dicianodiamida), constatando que

houve diferença significativa no teor de carbono no composto final, com maior concentração desse elemento nos tratamentos com aditivos.

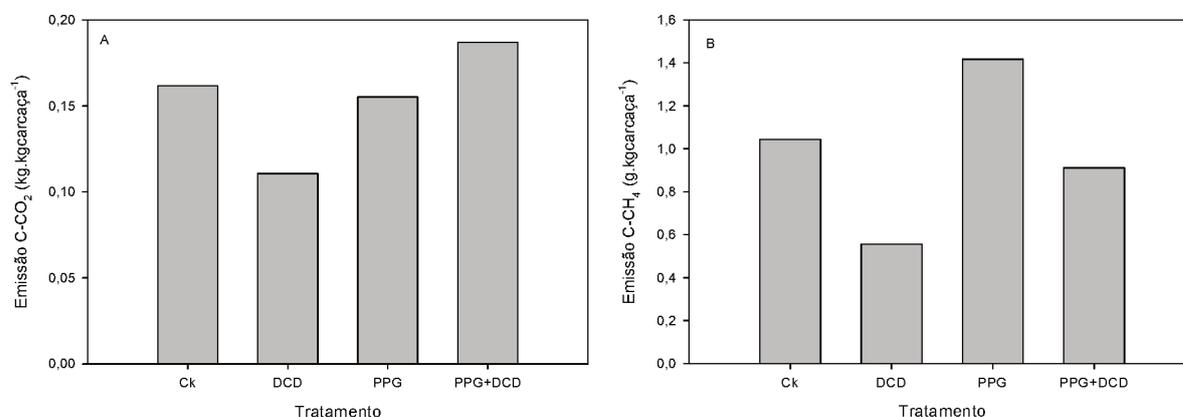


Figura 5.2- Emissão total de: a) C-CO₂ (kg.kgcarcaça⁻¹) e b) C-CH₄ (g.kgcarcaça⁻¹).

Fonte: o autor.

O CH₄ durante o processo de compostagem é formado pela desoxidação de CO₂/H e ácido acético na ausência de oxigênio, o que é intensificado quando o processo atinge a fase termofílica, em que está no ápice da biodegradação, consumindo altos níveis de O₂ (YANG et al., 2015). Verificou-se que a emissão total de C-CH₄ (Figura 5.2-b) foi 1,04; 0,55; 1,41 e 0,41 g.kgcarcaça⁻¹, respectivamente para Ck, DCD, PPG e PPG+DCD, sendo diferente do resultado encontrado em outros estudos (YANG et al., 2015; LUO et al, 2013; HAO et al., 2005), em que tratamentos com fosfogesso apresentaram uma redução significativa na emissão de CH₄ quando comparados ao tratamento controle, os quais se justificam pela presença do SO₄²⁻, o qual inibe a fase metanogênica para formação do gás. Possivelmente essa inconsistência na emissão de CH₄ esteja relacionada ao tipo de material utilizado na biodegradação (SZANTO et al., 2007), em que o metano pode ser originado no interior dos fragmentos de carcaça, em que os aditivos, assim como o O₂ dissolvido na biomassa, não teriam contato. Apesar do tratamento PPG apresentar a maior emissão de C-CH₄, não houve diferença significativa entre os tratamentos (p>0,05), o que corrobora que a maior parte desse gás possivelmente é gerado no interior das partículas de carcaça. A emissão de C-CH₄ foi menor que 1% do valor inicial de carbono na biomassa em todos os tratamentos, semelhante à faixa encontrada por Yuan et al. (2018) (0,6-1,5%), sendo inferior a de outro estudo (JIANG et al., 2018), em que a emissão desse gás chegou a 3,7% do carbono orgânico inicial, sendo também verificado redução na emissão de C-CH₄ nos tratamentos em que foi adicionado DCD.

5.2.4 Emissão de N-NH₃ e N-N₂O

A emissão total de N-NH₃ (Figura 5.3-a) foi de 10,26; 5,6; 7,32 e 10,13 g.kg_{carcaça}⁻¹, respectivamente para CK, DCD, PPG e PPG+DCD. A perda de N via emissão de NH₃ variou entre aproximadamente 11 e 30% do nitrogênio inicial, sendo esse intervalo compatível com outros estudos: Jiang et al., 2018, 13,5-18,0%; e Jiang et al., 2016, 15,8-37,8% do conteúdo inicial de nitrogênio. Observa-se que a menor emissão de N-NH₃ ocorreu no tratamento DCD, com uma redução de emissão de 45% em relação ao CK (p<0.05). Porém, o efeito da dicianodiamida na emissão de NH₃ é bastante inconsistente (JIANG et al., 2016; TIAN et al., 2015), pois há relatos tanto de aumento na emissão (JIANG et al., 2018) desse gás, quanto de redução (TIAN et al., 2015), em que uréia tratada com dicianodiamida chegou a reduzir 50% da emissão de NH₃ no solo, valor próximo ao nosso estudo. Por outro lado, Jiang et al. (2016) verificaram que a adição desse inibidor de nitrificação não interferiu no processo de emissão de amônia. No entanto, não se encontra na literatura justificativa para redução da emissão de NH₃ quando se utiliza um inibidor de nitrificação, sendo necessários novos estudos para verificar o efeito da DCD sobre a emissão de NH₃, considerando diferentes biomassas, aerações, sistema de compostagem, entre outros parâmetros (JIANG et al., 2018).

Por outro lado, quando utiliza-se fosfogesso, espera-se uma redução na emissão de NH₃, sendo que, em nosso estudo, observou-se diferença significativa (p<0,05) no tratamento PPG, em que a emissão total de N-NH₃ foi reduzida em 28,75% quando comparado ao Ck, semelhante a Luo et al. (2013), 21,7%, porém superior a outro trabalho (YUAN et al., 2018) em que a redução da emissão de NH₃ foi 16,5%; e inferior a outro (LI et al., 2018), em que a redução chegou a 38,1%, controlando as perdas de nitrogênio durante o processo de compostagem. O principal mecanismo de atuação do fosfogesso refere-se a sua acidez, o que eleva o teor de NH₄⁺ na biomassa e reduz a emissão de NH₃ (LUO et al., 2013), sendo que essa variação na redução da emissão de NH₃ pode estar relacionada à dose do aditivo utilizado, tipo de material orgânico, mistura do aditivo com a biomassa, frequência de aeração, entre outros. Em contrapartida, Lim et al. (2017) constataram que as emissões de NH₃ não foram afetadas pela adição de fosfogesso, porém o teor de nitrogênio total ao final do processo foi mais elevado, possivelmente devido à inibição do processo de nitrificação.

Referente ao tratamento em que os dois aditivos foram misturados (PPG+DCD), não se observou diferença significativa (p>0.05) em relação ao Ck, porém foi constatada diferença (p<0.05) quando comparado aos outros dois tratamentos (DCD e PPG). Possivelmente, essa inconsistência nos resultados deve-se a um acúmulo elevado de NH₄⁺

pela inibição do processo de nitrificação, resultante da adição de DCD e pela presença do SO_4^{2-} do PPG, o que favoreceu a volatilização do gás (YUAN et al., 2018), talvez indicando a necessidade de uma maior dose de fosfogesso. Em outros estudo (YUAN et al., 2018), a mistura desses dois aditivos, aumentou em 20% a emissão de NH_3 em relação ao tratamento controle, demonstrando uma maior emissão desse gás quando realizada a mistura.

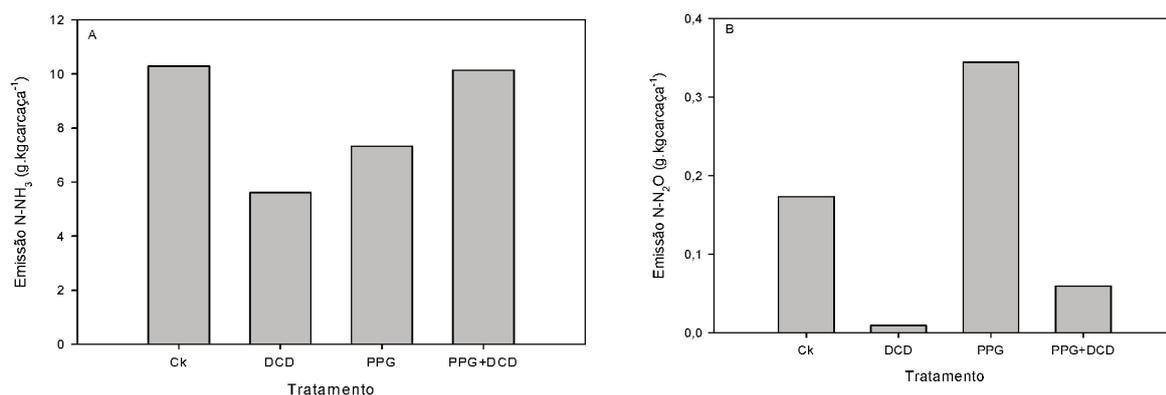


Figura 5.3- Emissão total de: a) N-NH_3 (g.kgcarcaça⁻¹) e b) $\text{N-N}_2\text{O}$ (g.kgcarcaça⁻¹).
Fonte: o autor.

A produção de N_2O é resultado dos processos de nitrificação/desnitrificação (JIANG et al., 2018, JIANG et al., 2016, YANG et al., 2015, DI et al., 2014), os quais podem ocorrer de maneira concomitante, estando a nitrificação associada às fases com menor temperatura, e a desnitrificação relacionada com zonas anaeróbias na biomassa em compostagem (SANCHEZ-MONEDERO et al., 2018). A emissão total de $\text{N-N}_2\text{O}$ (Figura 5.3-b) foi 0,17; 0,0091; 0,34 e 0,059 g.kgcarcaça⁻¹. Como esperado, as menores emissões desse gás ocorreram nos tratamentos com adição de DCD (DCD e PPG+DCD), uma vez que esse aditivo é inibidor do processo de nitrificação, o qual propicia a formação de N_2O junto ao processo de desnitrificação. Embora a análise estatística não tenha observado diferença significativa entre os tratamentos (YANG et al., 2015), quando comparados ao Ck, constata-se que houve uma redução de 94,71% e 65,80% respectivamente para DCD e PPG+DCD, sendo esses valores próximos aos encontrados por Jiang et al. (2016) (76,1-77,6%) e Yuan et al. (2018) (86,4% e 88,1%). Em contrapartida, no tratamento PPG observou-se um aumento de 98% quando comparada a emissão de Ck, estando possivelmente relacionado à alta concentração de íons NH_4^+ (HAO et al., 2005), ocasionada pela presença de SO_4^{2-} , disponíveis para o processo de nitrificação, o que é ratificado pela alta presença de NO_3^- (Figura 5.1-b), a qual é mais elevada

em PPG quando comparada aos outros tratamentos. Além disso, a presença de SO_4^{2-} pode oxidar $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$, aumentando as emissões de N_2O (HAO et al. 2005).

Já DCD e PPG+DCD possuem um teor de N-NO_3^- próximo a zero durante todo o processo, sendo comportamento semelhante observado em outros estudos que utilizaram DCD (JIANG et al., 2016, YUAN et al., 2018). A atuação da DCD pode ocorrer pela redução do gene *amoA* nas oxidantes de amônio, desacelerando a nitrificação e diminuindo a concentração de nitrato, comprometendo a formação de N_2O durante o processo de nitrificação/desnitrificação (JIANG et al., 2018, JIANG et al., 2016), de maneira bacterostática em que não ocorre a eliminação da bactéria, apenas uma inibição (JIANG et al., 2016), havendo também relatos de que a DCD afeta o gene de bactérias desnitrificadoras (*nirK*) (DI et al., 2014). A dicianodiamida pode se degradar em temperaturas elevadas (LUO et al., 2013), sendo que JIANG et al., (2016) relataram que a DCD degradou-se na fase termofílica, o que reduz o efeito inibitório, sendo que em nosso estudo houve uma reaplicação na fase intermediária do processo, possivelmente apresentando efeito inibitório durante todo o período de estudo.

5.2.5 Balanço de massa e características do composto formado

O balanço de massa de um elemento não volátil faz-se necessário para validar o processo de coleta e análise da biomassa ao longo do período de pesquisa. Considerando-se que o potássio é um elemento inerte na compostagem, verificou-se que sua maior diferença mássica entre o início e o final do processo foi de 19,02% para o Ck, com uma média entre todos os tratamentos de 12,75%, sendo considerado satisfatório, devido ao volume de reator e heterogeneidade das carcaças de animais, o que contribui para possíveis erros de amostragem. Como a emissão de gases foi estimada a partir da perda de carbono na biomassa, não é possível correlacionar esses parâmetros para aferir os possíveis erros na emissão gasosa.

Tabela 5.3- Perdas de carbono, nitrogênio e potássio.

Tratamento	C _{diferença} (kg)	N _{diferença} (%) *	K _{diferença} (%) *
CK	23,01	44,15	19,02
DCD	15,60	25,76	13,85
PPG	19,48	27,85	6,93
PPG+DCD	26,11	18,66	11,35

*Diferença percentual entre a biomassa inicial e o composto resultante.

Fonte: o autor.

A perda de massa de nitrogênio na biomassa foi maior no tratamento sem aditivos (Ck), totalizando 44,15% da massa inicial. Dentre os tratamentos com aditivos, PPG+DCD foi responsável pela menor perda, 18,66%, seguido por DCD e PPG, 25,76% e 27,85%, respectivamente, estando de acordo com os valores encontrados por Jiang et al., (2016) (19,3-43,3%) e Yuan et al. (2018) (26,2-38,1%). Nota-se que apesar de PPG apresentar alta emissão de N_2O , a perda percentual de nitrogênio na massa foi semelhante a DCD, possivelmente devido a um processo de desnitrificação deficiente, já que foi encontrado alto teor de $N-NO_3^-$ na biomassa em PPG na finalização do processo, o que evitou a perda por emissão de N_2 . Referindo-se ao PPG+DCD, possivelmente sua menor perda de nitrogênio está relacionada ao uso concomitante dos dois aditivos, que reduziu a emissão de NH_3 e N_2O . Quanto ao fato de PPG+DCD apresentar menor perda de nitrogênio comparado a DCD, sendo que DCD sempre apresentou menor emissão de gases nitrogenados, acredita-se que esteja relacionado ao erro experimental na amostragem e avaliação gasosa.

Observa-se, na Tabela 5.4, alta concentração de nitrogênio amoniacal no composto formado, especialmente no PPG+DCD, provavelmente originado pela inibição do processo de nitrificação e acúmulo pela presença de SO_4^- . Da mesma forma, nota-se um teor elevado de NO_3^- nos tratamentos sem o inibidor (Ck e PPG), indicando a ocorrência do processo de nitrificação, o que corrobora para as mais elevadas emissões de N_2O , conforme explanado anteriormente.

Tabela 5.4- Caracterização físico-química do composto formado.

Parâmetro	Ck	DCD	PPG	PPG+DCD	IN25/2009**
NT (%)*	1,25	1,93	1,47	2,26	>0,5%
C (%)*	48,02	45,89	42,73	41,20	>15%
C:N	39,45	24,89	31,55	19,21	<20%
MS (%)	48,37	49,49	48,04	48,07	>50%
pH	7,94	8,37	6,93	7,89	>6
NH_4^+ (mg.kgMS ⁻¹)	2711,58	3965,14	3654,27	5295,46	-
NO_3^- (mg.kgMS ⁻¹)	74,66	6,84	138,50	7,85	-
K (mg.kgMS ⁻¹)	2333,01	2117,06	2336,53	2293,68	-

*Base seca; **BRASIL(2009).

Fonte: o autor.

Nota-se que o tratamento PPG+DCD apresentou a maior concentração de NT ao final do processo, devido a menor perda de nitrogênio e a maior perda de carbono na biomassa, implicando na redução da massa total do composto final. A relação C:N apresenta-se elevada nos tratamentos, deve-se especialmente à baixa degradação da serragem, sendo menor nos tratamentos DCD e PPG+DCD pelo maior acúmulo de nitrogênio no composto resultante. O percentual de MS está próximo ao recomendado, sendo levemente inferior,

devido ao acréscimo de água durante o processo para manter a umidade da biomassa próxima a 50%.

6 DISCUSSÃO GERAL

A partir dos principais resultados apresentados nos capítulos 3, 4 e 5, elaborou-se uma discussão comparativa dos mesmos, a qual é apresentada neste capítulo. Para melhor denominação, os capítulos 3, 4 e 5 serão tratados, respectivamente, como experimento 1 (E1), experimento 2 (E2) e experimento 3 (E3).

A emissão de carbono deu-se prioritariamente via emissão de C-CO₂ em todos os experimentos, sendo esse gás responsável por aproximadamente 99% da perda de carbono na biomassa, e o restante atribuído para a emissão de CH₄, cuja emissão não é expressiva, demonstrando que as zonas anaeróbias existentes na biomassa não foram predominantes e não comprometeram o desenvolvimento do processo, sendo aceitável sua existência quando há disponibilidade de carbono de fácil degradação no processo (NIGUSSIE et al., 2016). Conforme discutido em E1, em alguns momentos, observou-se baixa concentração de O₂ (0,5%) na biomassa, decorrente da alta atividade biológica que ocorria no processo (YUAN et al., 2016, HAZARIKA et al., 2017), sendo esse fato também observado em E2 e E3. Essa baixa concentração de O₂ deve-se ao alto consumo para degradação da elevada concentração de carbono de fácil biodegradabilidade (NIGUSSIE et al., 2016).

O comportamento de variabilidade das emissões de C-CO₂ e C-CH₄ foi distinto nos experimentos, sendo afetado pela temperatura externa e pelo carregamento periódico em E1, enquanto que em E2 observou-se uma emissão maior no início do processo (fase termofílica) reduzindo as emissões gradativamente até o final do processo (WANG et al., 2014). Esse comportamento está de acordo com a temperatura apresentada em cada experimento, uma vez que a emissão de C-CO₂ e o aumento de temperatura são fatores que indicam o desenvolvimento do processo de biodegradação (BONG et al., 2017).

As maiores emissões de C-CO₂ foram próximas a 8000 e 18000 mg.Kg_{carcaça}⁻¹.d⁻¹, respectivamente para E1 e E2. Possivelmente essa diferença esteja relacionada a disponibilidade de carbono de fácil biodegradabilidade, uma vez que em ambos os experimentos a maior emissão foi verificado no início do processo (AHN et al., 2011; EL KADER et al., 2007), sendo que em E2 a massa de carcaça era superior a E1 nesse momento do estudo. Ainda, a diferença nas maiores emissões são corroboradas pela distinção de temperatura da biomassa nos dois experimentos, em que E2 foram superiores a E1 na primeira semana. Outro fator para tamanha discrepância está relacionado ao método da avaliação gasosa utilizado, que em E1 foi realizada uma estimativa diária a partir de método de

avaliação não contínuo, enquanto que em E2 foi determinada a emissão diariamente. A perda média total de carbono na biomassa foi aproximadamente 0,145; 0,091 e 0,141 $\text{kg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1}$ respectivamente para E1, E2 e E3. Observa-se que as perdas para E1 e E3 são semelhantes, sendo que E2 apresentou uma perda menor, possivelmente devido ao menor tempo de experimento, cujo processo pode ter sido afetado pela baixa umidade a partir da segunda semana, uma vez que esse parâmetro não foi corrigido com adição de água, ao contrário de E2 e E3, em que se procurou manter a umidade da biomassa próxima a 50% durante todo o período de compostagem.

Durante o processo, observou-se comportamento semelhante na concentração de N-NH_4^+ na biomassa para E2 e E3, com elevação do teor desse íon no início do processo e após uma redução contínua até a finalização do processo (KALAMDHAD et al., 2009). Já E1 difere por ter alimentação periódica de carcaça, verificando-se após cada carregamento a elevação desse íon, uma vez que ocorria a inserção de nitrogênio orgânico (CÁCERES et al., 2018). Os maiores teores desse íon para cada experimento foram 14324,57; 8486 e 6045,60 mg.kgMS^{-1} , respectivamente para E1, E2 e E3. Possivelmente, o teor apresentado em E1 deve-se ao alto teor de nitrogênio orgânico disponível para a reação de amonificação, pois o valor máximo foi encontrado ao final do processo, após a inserção de considerável massa de carcaça, aumentando a disponibilidade de nitrogênio em um meio já rico nesse elemento, estando disponível para as reações de amonificação (LV et al., 2018). Nesse mesmo sentido, observa-se que em E2, o qual dispunha de maior teor de nitrogênio (maior massa de carcaça utilizada no experimento), maior concentração de N-NH_4^+ quando comparado ao E3.

No que tange a emissão de gases nitrogenados, em todos os experimentos, a emissão de NH_3 foi superior a N_2O . A emissão de NH_3 ocorre pela volatilização do íon N-NH_4^+ . Observou-se que as maiores emissões desse gás foram 374,06 e 2049,62 $\text{mg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1}.\text{d}^{-1}$ para E1 e E2, respectivamente. Nota-se que apesar de E1 apresentar a maior concentração de N-NH_4^+ , foi E2 que teve a maior emissão máxima, possivelmente, decorrente da maior frequência de revolvimento em E2, o que propicia uma maior emissão (PARKINSON et al., 2004). Outro fator que influenciou a maior emissão máxima está relacionado à temperatura, pois em E2 esse parâmetro apresentou maiores valores do que em relação E1, o que favorece a volatilização desse gás (CHOWDHURY et al., 2014; LUO et al., 2014). Possivelmente, o alto teor de N-NH_4^+ em E1, tenha sido consumido na reação de nitrificação, uma vez, que a concentração desse íon ocorreu no final do período, momento em que se constatou um aumento na concentração de N-NO_3^- , o que indica a transformação química de NH_4^+ (CÁCERES et al., 2018). Semelhante ao CO_2 , a emissão de NH_3 teve comportamento distinto

entre E1 e E2, especialmente devido à interferência da temperatura externa e à inserção periódica de carcaça em E1, pois a volatilização de NH_3 sofre influência da temperatura, e a inserção de carcaça disponibiliza nitrogênio de fácil biodegradabilidade para consequente conversão em gases nitrogenados. Pelos mesmos fatores, o comportamento de emissão de N_2O também foi distinto entre E1 e E2, sendo que a máxima emissão desse gás foi 34,52 e 17,23 $\text{mg.kg}_{\text{carcaça}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, sendo duas vezes maior em E1, experimento em que foi constatada a presença de NO_3^- , enquanto que em E2 não foi percebido esse íon em meio à biomassa. Nesse sentido, como NO_3^- é originado na reação de nitrificação, quando existe a presença do mesmo, indica-se que houve o processo, o qual também forma N_2O (ARRIAGA et al., 2017). Quanto a perda média total de nitrogênio na biomassa, constatou-se 19,09; 10,44 e 11,41 $\text{g.kg}_{\text{carcaça}}^{-1}$ respectivamente para E1, E2 e E3. Verifica-se que o E1 apresentou a maior emissão, possivelmente decorrente da maior inserção de carcaça, provocando a redução da relação C:N, o que favorece a perda desse elemento (BERNAL et al., 2009). Acredita-se que as perdas de nitrogênio em E2 estejam próximas a E3, devido à baixa umidade durante parte do processo, o que pode ter comprometido a reação de amonificação, preservando o nitrogênio na forma orgânica na biomassa.

Quanto aos parâmetros físico-químicos do composto formado ao final do processo, os três experimentos apresentaram valores altos para o carbono, sendo o menor teor encontrado em E1, o que ratifica que a maior contribuição do carbono presente no final do processo seja relacionado à serragem ainda existente, pois foi justamente nesse experimento que se percebeu visualmente a melhor degradação da serragem. Porém, salienta-se que em todos os experimentos o parâmetro carbono estava na faixa recomendada pela legislação (>15%). Já, a concentração de nitrogênio foi 2,6; 2,18-2,41 e 1,25-2,26%MS respectivamente para E1, E2 e E3, estando todas em conformidade com o recomendado (>0,5%). O maior teor em E1 é justificado pela maior massa de carcaça inserida no reator, e a menor concentração em E3 acredita-se que esteja relacionada a maior massa de serragem utilizada, a qual apresenta baixo teor desse elemento. Ao final do experimento as relações C:N foram 15,27; 19,70-21,39; 19,21-39,45 para E1, E2 e E3, respectivamente. Nota-se grande variação entre as relações C:N ao final do experimento, o que acredita-se estar relacionado com a biodegradação da serragem. A massa seca foi 54,12; 78,99-83,17 e 48,04-49,49%, (E1, E2 e E3, respectivamente), sendo recomendado >50% (BRASIL, 2009). O menor valor em E3 deve-se à inserção de água na biomassa para correção da umidade, enquanto que em E2 esse procedimento não foi realizado, provocando a elevação de matéria seca ao final do processo.

Por fim, nos três experimentos, os valores de pH estão adequados com a legislação (BRASIL, 2009).

Conforme já relatado, em todos os experimentos verificou-se que a serragem não se decompôs completamente, sendo que no E1, ocorreu a melhor degradação. Nesse sentido, o tempo de exposição da serragem no processo de compostagem é fundamental para sua biodegradação, uma vez que a mesma apresenta em sua composição celulose, lignina e hemicelulose, as quais são de difícil degradação (TUOMELA et al., 2000). Com tal constatação, pode-se inferir que apesar das partículas de carcaça decomporem-se facilmente, 20 e 28 dias, para E2 e E3, respectivamente, a serragem necessita de um tempo maior para decomposição, sendo necessário uma proporção menor de serragem:carcaça na mistura inicial da biomassa, o que originará uma relação C:N menor da biomassa. Por exemplo, nos experimentos, a relação C:N das biomassas iniciais foram 29,26; 15,16 e 26,88 respectivamente para E1, E2 e E3. Porém, deve-se destacar que em E1 a alimentação de carcaça foi periódica, e considerando a massa total de carcaça inserida no reator e a massa de serragem, tem-se uma relação C:N 11,7, sendo nessa proporção que se observou a melhor degradação da serragem, a qual também foi afetada pelo período do experimento mais longo quando comparado aos demais, E2 e E3. Porém, como já mencionado, quando a relação C:N é reduzida, há maior emissão de gases nitrogenados (BERNAL et al., 2009), principalmente NH_3 , sendo necessário o tratamento desse gás anterior a sua dispensa para a atmosfera, pois além de causar danos ambientais, torna o ambiente insalubre, conforme já discutido.

Para os três experimentos, o balanço de massa para o elemento não volátil foi semelhante, sendo verificado um erro médio de 13,09; 12,75 e 14,09 % (E1, E2 e E3, respectivamente), o que demonstra que apesar da heterogeneidade das carcaças, houve amostragem satisfatória, acarretando em coerência na realização dos experimentos, pois esses valores estão de acordo com outros estudos de compostagem (ANGNES et al., 2013; EL KADER et al., 2007). Para E1 e E2, em que foi possível verificar a diferença de carbono encontrado nos gases e o carbono perdido na massa, constataram-se valores próximos para esses dois experimentos 22,81 e 14,09%, demonstrando que o método contínuo para emissão de gases pode ser mais adequado para essa finalidade, uma vez que se acredita que grande parte da contribuição para essa diferença esteja relacionada a variabilidade da vazão de ar durante todo o período de estudo. Essa variabilidade no valor da vazão é decorrente da alteração superficial da biomassa dentro do reator após cada período de revolvimento, o que proporciona distintas perdas de carga, as quais também são afetada pela redução de matéria seca ao longo do processo.

Merece registro a presença de moscas (*Calliphora vomitoria*) durante a fase experimental, sendo observado nos experimentos realizados no período de verão. As mesmas foram notadas nos primeiros dias de experimento. A presença desses insetos era intensificada quando a limpeza externa dos reatores não era realizada de forma satisfatória, uma vez que, devido ao grande volume de carcaça utilizado, era inevitável a presença de partículas desse material na parte externa dos reatores. Referente ao processo, como a saída e entrada de ar dentro dos reatores era conectada diretamente com o ar externo, elas adentravam para a biomassa quando o reator estava em período de repouso, uma vez que partículas de carcaça permaneciam na superfície da biomassa, propiciando o aparecimento das moscas. Nos experimentos realizados no período de inverno, raras vezes foi observado a presença desse inseto.

Quanto ao mau odor gerado durante os experimentos, foi mais intenso no E1, após o último carregamento de carcaça (150 kg), em que a biomassa previamente existente no reator já apresentava uma baixa relação C:N e, com esse expressivo carregamento de carcaça, essa relação foi reduzida, o que intensificou a emissão de gases nitrogenados. Ademais, acredita-se que a emissão de NH₃ foi principal contribuinte para o odor desagradável, uma vez que era perceptível ao olfato o odor característico desse gás.

A avaliação de patógenos foi realizada em E1 e E2, sendo em ambos constatada significativa redução de Coliformes *E. Coli*, não *E.Coli* e Coliformes Totais. Em E1 foi identificada a presença de *Clostridium perfringens* na carcaça de frango, não sendo encontrada no composto final, demonstrando a eliminação desse patógeno. A eliminação de patógenos no processo de compostagem ocorre pela elevação da temperatura, de forma que coliformes podem ser eliminados durante o processo quando expostos a certa temperatura. Verifica-se que em nosso experimento a temperatura para eliminação de *E. Coli* está de acordo com o período mínimo sugerido em Levasseur e Dutréme (2007), 55°C durante 2 horas para ocorrer inativação ou 3 dias nessa mesma temperatura para ocorrer erradicação. A mesma literatura ainda apresenta que a erradicação desse patógeno pode ocorrer em um tempo de até 59 dias a uma temperatura de 60°C. Quanto a presença de *Clostridium perfringens* é sugerido um tempo de 111 dias a uma faixa de temperatura de 40-69°C para sua eliminação, porém, observa-se em nosso estudo que não foi identificado esse patógeno ao final do processo em E1, cujo processo de compostagem não esteve nessa temperatura por período semelhante, o que demonstra que um menor período de tempo nessa faixa de temperatura seria suficiente para eliminar o patógeno.

7 CONCLUSÕES

Os resultados apresentados nos capítulos anteriores indicam que o sistema de compostagem em reatores cilindros rotativos pode ser adequado para destinação de carcaças, considerando-se algumas especificidades. Nesse sentido, conclui-se que:

Para o objetivo específico 1:

Os parâmetros físico-químicos avaliados demonstraram grande variação durante o processo de compostagem, principalmente influenciados pela inserção periódica da carcaça de animais, resultando em um composto com características que atendem à legislação brasileira (C=39,7%MS; NT=2,6%MS; C:N=15,27; MS=54,12%; pH=8,58), porém testes agronômicos devem ser realizados para recomendar a dosagem de aplicação do composto no solo. Também, verificou-se grande influência da temperatura externa sobre o desenvolvimento do processo, ficando em alguns momentos comprometido pelas baixas temperaturas, sendo a interferência intensificada pelo sistema de ventilação contínuo dos reatores, porém a temperatura da biomassa permaneceu 50% do período experimental acima de 40°C. As emissões gasosas também foram bastante variáveis no decorrer do estudo, sendo que a emissão de carbono está adequada, uma vez que quase na totalidade ocorreu na forma de emissão de C-CO₂ (~99%), principal gás da biodegradação aeróbia, o que sinaliza o bom desempenho do processo. As emissões de NH₃ apresentaram-se bastante altas reduzindo o teor de nitrogênio no composto final, e indicando a necessidade de adoção de medidas que reduzam a emissão ou sistemas de recuperação do gás no ar de saída dos reatores.

Para o objetivo específico 2:

Quanto à frequência de revolvimento dos reatores, verificou-se que um intervalo mínimo de duas horas entre os períodos de aeração (24 minutos) garante um maior tempo de permanência na fase termofílica (8 dias), propiciando uma melhor eliminação de patógenos. Porém, a emissão total dos gases avaliados não foi afetada pelos intervalos de aeração (1, 2, 3 e 4 horas), ou seja, não é necessário que esse parâmetro seja considerado para escolha do período de revolvimento da biomassa. Os modelos matemáticos propostos não lineares foram considerados adequados para estimar as emissões gasosas de C-CO₂ e N-NH₃ ($R^2=0,75$ e $0,78$, respectivamente) durante o processo de compostagem de cadáveres a partir do conhecimento da temperatura da biomassa em processo de biodegradação.

Para o objetivo específico 3:

Os resultados demonstraram que houve pequena diferença percentual na perda de nitrogênio entre os três tratamentos com aditivos químicos (DCD, PPG e PPG+DCD), 25,76%; 27,85% e 18,66%, respectivamente, porém esse valores são bastante inferiores às perdas ocorridas no tratamento controle (44,15%), demonstrando que os aditivos utilizados foram eficientes na redução de perdas de nitrogênio em sistema de compostagem acelerada em grande escala. Devido ao custo de aquisição da dicianodiamida, e com os resultados encontrados, recomenda-se novos estudos em grande escala para determinar a menor dose de utilização com melhor efeito na mitigação de perdas nitrogenadas para ser utilizado junto ao fosfogesso no processo de compostagem acelerada de carcaça de frango.

Ainda, conforme os resultados de todos os estudos apresentados, salienta-se que o uso de RCRs quando utilizados com baixa relação C/N a fim de garantir a biodegradação da serragem, deve-se garantir o tratamento do ar de saída do reator com a finalidade de evitar a emissão de amônia para o ambiente. Além disso, destaca-se o impacto social dessa tecnologia quando comparada a compostagem tradicional, uma vez que o revolvimento não é realizado manualmente por um operador, reduzindo o contato do homem com a biomassa em processo de biodegradação.

8 REFERÊNCIAS

ABCS, Associação Brasileira de Criadores de Suínos. Manual brasileiro de boas práticas agropecuárias na produção de suínos. **Manual Técnico**. 2011.

ABPA, Associação Brasileira de Proteína Animal. Relatório Anual, 2018. Disponível em :< http://abpa-br.com.br/files/RelatorioAnual_UBABEF_2018_DIGITAL.pdf>. Acessado em: 10/01/2018.

ABREU, P. G.; PAIVA, D. P.; ABREU, V. M. N.; COLDEBELLA, A.; CESTONARO, T. Casca de arroz e palhada de soja na compostagem de carcaças de frangos de corte. *Acta Scientiarum. Animal Sciences Maringá*, v. 33, n. 1, p. 51-57, 2011.

AHN, H.K.; MULBRY, W.; WHITE, J.W.; KONDRAD, S.L. Pile mixing increases greenhouse gas emissions during composting of dairy manure. **Bioresource Technology**, v.102, p. 2904–2909, 2011.

AKDENIZ, N.; KOZIEL, J. A.; AHN, H-K.; GLANVILLE, T. D.; CRAWFORD, B. P.; RAMAN, D. R. Laboratory scale evaluation of volatile organic compound emissions as indication of swine carcass degradation inside biosecure composting units. **Bioresource Technology**, v.101, p. 71–78, 2010a.

AKDENIZ, N.; KOZIEL, J. A.; AHN, H-K.; GLANVILLE, T. D.; CRAWFORD, B. P. Field scale evaluation of volatile organic compound production inside biosecure swine mortality composts. **Waste Management**, v. 30, p. 1981–1988, 2010b.

ALI, M.; KAZMI, A.A.; AHMED, N. Study on effects of temperature, moisture and pH in degradation and degradation kinetics of aldrin, endosulfan, lindane pesticides during full-scale continuous rotary drum composting. **Chemosphere**, v. 102, p. 68–75, 2014.

AMALCABURIO, R. Homeopatia em frangos de corte criados em sistema de semi-confinamento alternativo. **Dissertação** (Mestrado em Agroecossistemas)- Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

AMARAL, A. L.; SILVEIRA, P. R. S.; LIMA, G. J. M. M.; KLEIN, C. S.; PAIVA, D. P.; MARTINS, F.; KICH, J. D.; ZANELLA, J. R. C.; FÁVERO, J.; LUDKE, J. V.; BORDIN, L. C.; MIELE, M.; HIGARASHI, M. M.; MORÉS, N.; DALLA COSTA, O. A.; OLIVEIRA, P. A. V. ; BERTOL, T. M.; SILVA, V. S. Boas Práticas de Produção de Suínos. **Circular Técnico**- Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias: EMBRAPA, Concórdia, 2006.

ANDREAZZI, M. A.; SANTOS, J. M. G.; LAZARETTI, R. M. J. Destinação dos resíduos da suinocultura em granjas das regiões noroeste e sudoeste do Paraná. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 744-751, 2015.

ANGNES, G.; NICOLOSO, R.S.; SILVA, M.L.B. OLIVEIRA, P.A.V.; HIGARASHI, M.M.; MEZZARI, M.P.; MILLER, P.R.M. Correlating denitrifying catabolic genes with N₂O and N₂ emissions from swine slurry composting. **Bioresource Technology**, v. 140, p. 368–375, 2013.

AOAC (ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS). Official Methods of Analysis. Volume I. Agricultural Chemicals and Contaminants, Drugs. 16th edition. AOAC Inc., Arlington, Virginia, USA, 1995. 684 pp.

APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: American Public Health Association, 1360 pp., 2012.

APL, Australian Pork Limited. National Environmental Guidelines for Piggeries. 2 Edition, 2010. Disponível em: <<https://www.environment.gov.au/system/files/pages/c7dc0bcb-56b7-41c0-9c66-69618c7dcad7/files/cfi-national-environmental-guidelines-piggeries.pdf>>. Acessado em: 15/02/2016.

APL, Australian Pork Limited. Piggery Manure and Effluent Management and Reuse Guidelines, 2015. Disponível em: <http://australianpork.com.au/wp-content/uploads/2013/10/PMEG_2014_14_lr.pdf>. Acessado em: 15/02/2016.

ARRIAGA, H.; VIGURIA, M.; LOPEZ, D.M.; MERINO, P. Ammonia and greenhouse gases losses from mechanically turned cattle manure windrows: A regional composting network. **Journal of Environmental Management**, v. 203, p. 557-563, 2017.

ASSIS, F. O. Bacia hidrográfica do Rio Quilombo: dejetos de suínos e impactos ambientais. **Revista Ra'e Ga**, n. 8, p. 107-122, 2004.

ASSUNÇÃO, F. A. L. Estudo da remoção de nitrogênio, com ênfase na volatilização de amônia, em lagoas de polimento de efluentes de reatores UASB tratando esgotos urbanos de Belo Horizonte/MG. **Tese** (Doutorado Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos)- Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

AUN, M. V. Estudo da remoção de nitrogênio via nitrito e via nitrato em sistemas de lodo ativado alimentados por despejo com elevada concentração de fenol. **Tese** (Doutorado em Engenharia) Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

BALDIN, V. Geração de energia na avicultura de corte a partir da cama de aviário. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2013.

BAO, Y.; GUAN, L; ZHOU, Q.; WANG, H.; YAN, L. Various sulphur fractions changes during different manure composting. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 7841–7848, 2010.

BASS, T.; COLBURN, D.; DAVIS, J.; DEERING, J.; FISHER, M.; FLYNN, R.; LUPIS, S.; NORTON, J.; SCHAUERMANN, N. Livestock Mortality Composting for Large and Small Operations in the Semi-arid West. (EB0205)- MSU Extension Service in cooperation with CSU, NMSU, and UW, 2012. Disponível em: <<http://store.msuextension.org/publications/AgandNaturalResources/EB0205.pdf>>. Acessado em: 01/05/2016.

BELUSSO, D.; HESPANHOL, A. N. A evolução da avicultura industrial brasileira e seus efeitos territoriais. **Revista Percurso - NEMO**, v. 2, n. 1, p. 25-51, 2010.

BERNAL, M.P.; ALBURQUERQUE, J.A.; MORAL R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 5444–5453, 2009.

BHATIA, A.; MADAN, S.; SAHOO, J.; ALI, M.; PATHANIA, R.; KAZMI, A.A. Diversity of bacterial isolates during full scale rotary drum composting. **Waste Management**, v. 33, p. 1595–1601, 2013

BONG, C. P. C.; LIM, L. Y.; HO, W. S.; LIM, J. S.; KLEMES, J. J.; TOWPRAYOON, S.; HO, C. S.; LEE, C. T. A review on the global warming potential of cleaner composting and mitigation strategies. **Journal of Cleaner Production**, v. 146, p. 149-157, 2017.

BONHOTAL, J.; SCHWARZ, M. C; RYNK, R. Composting Animal Mortalities. **Cornell Waste Management Institute: CWMI**, Ithaca, 2014.

BRASIL, 1995. Portaria 126, de 3 de novembro de 1995 (MAPA).

BRASIL, 1982. DECRETO N° 86.955, de 18 de fevereiro de 1982. Disponível em: <http://www.agrolink.com.br/fertilizantes/arquivos/decretos/decr_86955_82%5B1%5D.pdf>. Acessado em: 21/01/2016.

BRASIL, 2006. INSTRUÇÃO NORMATIVA N° 27, DE 5 DE JUNHO DE 2006. Disponível em: <<http://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaAto.do?method=consultarLegislacaoFederal>>. Acessado em: 21/01/2016.

BRASIL, 2009. INSTRUÇÃO NORMATIVA N° 25, DE 23 DE JULHO DE 2009. Disponível em: <<http://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaAto.do?method=consultarLegislacaoFederal>>. Acessado em: 21/01/2016.

BRASIL, 2012. Código Florestal Brasileiro, Lei 12.727, 2012.

BUSATO, J. G. QUÍMICA DO HÚMUS E FERTILIDADE DO SOLO APÓS ADIÇÃO DE ADUBOS ORGÂNICOS. **Tese** (Doutorado em Produção Vegetal)- Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, 2008.

CÁCERES, R.; MALINSKA, K.; MARFÀ, O. Nitrification within composting: A review. **Waste Management**, 72, p. 119–137, 2018.

CAMERINI, N. L. Efeitos de sistemas de criação e do ambiente sobre o desempenho e qualidade dos ovos de galinhas poedeiras. **Tese** (Doutorado em Engenharia Agrícola)- Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

CARDOSO, B. F.; OYAMADA, G. C.; SILVA, C. M. Produção, tratamento e uso dos dejetos suínos no Brasil. **Desenvolvimento em questão**, n. 32, 2015.

CARON, L.; COLDEBELLA, A.; CORBELLINI, L. G.; SANTOS FILHO, J. I. DOS; MORES, N.; PELLEGRINI, D. C. P.. Avaliação qualitativa de risco da disseminação de doenças pelo transporte de suínos mortos. **Documentos 194**. Concórdia: Embrapa-Suínos e Aves, 2018.

CASSUCE, D. C. Determinação das faixas térmicas de conforto para frangos de corte para diferentes idades criados no Brasil. **Tese** (Doutorado em Engenharia Agrícola)- Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.

CHAN, M. T.; SELVAM, A.; WONG, J. W.C. Reducing nitrogen loss and salinity during 'struvite' food waste composting by zeolite amendment. **Bioresource Technology**, v. 200, p. 838–844, 2016.

CHEN,R.; WANG,Y.; WANG, W.; WEI, S.; JING, Z.; LIN, X. N₂O emissions and nitrogen transformation during windrow composting of dairy manure. **Journal of Environmental Management**, v. 160, p. 121-127, 2015.

CHOWDHURY, MD. A.; NEERGAARD DE, A.; JENSEN, L. S. Potential of aeration flow rate and biochar addition to reduce greenhouse gas and ammonia emissions during manure composting. **Chemosphere**, v. 97, p.16–25, 2014b.

CHOWDHURY. MD. A.; NEERGAARD DE, A.; JENSEN, L. S. Composting of solids separated from anaerobically digested animal manure: Effect of different bulking agents and mixing ratios on emissions of greenhouse gases and ammonia. **Biosystems Engineering**, v.124, p. 63 -77, 2014a.

CONAMA (2002). CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n.º 302, 2002.

CONAMA (2002). CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n.º 303,2002

CONAMA (2005). CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n.º 357, 2005.

CONAMA (2006). CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n.º 369, 2006.

CONAMA (2008). CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n.º 397, 2008.

CONAMA (2011). CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n.º 430, 2011.

CONNELL, E. F. A. M. Caracterização da comunidade bacteriana de filtros biológicos percoladores tratando efluente anaeróbio. **Tese** (Doutorado Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos)- Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

COUTH, R.; TROIS, C. Cost effective waste management through composting in Africa. **Waste Management**, v. 32, p. 2518–2525, 2012.

COUTO, G.E.; SILVA, D.B.; SILVA, C.H.P. ; PAES, M.J.P.; FRANÇA NETO, O. Desempenho de compostos de carcaça de aves. In: Congresso Brasileiro de Estudos Ambientais, 1, 2010. Anais, Bauru/SP, 2010.

CWMI, Cornell Waste Management Institute. Compost Equipment (Compost Fact Sheet Series),Ithaca, 2006.

DAVIS, G.; READ, A.; BULSON, H.; HARRISON, D.; BILLETT, E. Open windrow composting of polymers: an investigation into the rate of degradation of polyethylene **Resources, Conservation and Recycling**, v. 40, p.343–357, 2004.

DEGRÉ, A.; VERHÈVE, D.; DEBOUCHE, C. Émissions gazeuses en élevage porcin et modes de réduction : revue bibliographique. **Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement**, v. 5, p. 135–143, 2001.

DENES, J. Modelisation couplee des phases de traitement par compostage et de recyclage agricole des matieres organiques. **These** (Sciences de l'environnement)- L'institut Superieur des Sciences Agronomiques, Agro-Alimentaires, Horticoles et du Paysage, Rennes, 2014.

DI, H. J.; CAMERON, K. C.; PODOLYAN, A.; ROBINSON, A. Effect of soil moisture status and a nitrification inhibitor, dicyandiamide, on ammonia oxidizer and denitrifier growth and nitrous oxide emissions in a grassland soil. **Soil Biology & Biochemistry**, 73, p. 59-68, 2014.

DONEDA, A. A acidificação de dejetos líquidos de suínos afeta as emissões de amônia e gases de efeito estufa no processo de compostagem automatizada, **Tese** (Doutorado em Ciências do Solo)- Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

ECKHARDT, D. P. Fertilizantes orgânicos: índice de eficiência e produção de alface, cenoura e mudas de eucalipto. **Tese** (Doutorado em Ciências do Solo)- Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2015.

EL KADER, N. ABD.; ROBIN, P.; PAILLAT, J-M, LETERME, P. Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 2619–2628, 2007.

ELLIS, D. B. Carcass disposal issues in recent disasters, accepted methods, and suggested plan to mitigate future events. **Dissertation** (Master of Public Administration)- Southwest Texas State University, Fall, 2001.

ERICKSON, M. C.; LIAO, J.; BOYHAN, G.; SMITH, C.; MA, L.; JIANG, X.; DOYLE, M. P. Fate of manure-borne pathogen surrogates in static composting piles of chicken litter and peanut hulls. **Bioresource Technology**, v.101, p. 1014–1020, 2010.

ERMOLAEV, E.; JARVIS, Å.; SUNDBERG, C.; SMÅRS, S.; PELL, M.; HÅKAN, J. Nitrous oxide and methane emissions from food waste composting at different temperatures. **Waste Management**, v. 46, p. 113–119, 2015.

ERMOLAEV, E.; SUNDBERG, C.; PELL, M.; JÖNSSON, H. Greenhouse gas emissions from home composting in practice. **Bioresource Technology**, v. 151, p.174–182, 2014.

EVANYLO, G. K.; SHERONY, C. A.; MAY, J. H.; SIMPSON, T. W.; CHRISTIAN, A. H. The Virginia Yard-Waste Management Manual. **Manual** (Virginia Tech). Second Edition, Blacksburg, 2009.

FARRELL, M.; JONES, D. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 4301–4310, 2009.

FAUTH, P. Práticas em gestão ambiental: diagnóstico de sistemas integrados de terminação de suínos na Eleva Alimentos S.A. **Dissertação** (Mestrado em Administração)- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. Manual prático para a compostagem de bio sólidos. **PROSAB** - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Universidade Estadual de Londrina, 1999.

FERNÁNDEZ, F. J.; SÁNCHEZ-ARIAS, V.; RODRÍGUEZ, L.; VILLASEÑOR, J. Feasibility of composting combinations of sewage sludge, olive mill waste and winery waste in a rotary drum reactor. **Waste Management**, v. 30, p.1948–1956, 2010.

FERREIRA, D. C. Pós-tratamento de água residuária da suinocultura em sistemas alagados construídos combinados. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas)- Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

FILLINGHAM, M.A.; VANDERZAAG, A.C.; BURTT, S.; BALDÉ, H.; NGWABIE, N.M.; SMITH, W.; HAKAMI, A.; WAGNER-RIDDLE, C.; BITTMAN, S.; MACDONALD, D. Greenhouse gas and ammonia emissions from production of compost bedding on a dairy farm. **Waste Management**, 70:45-52, 2017.

FRANCOU, C. Stabilisation de la matiere organique au cours du compostage de déchets urbains : influence de la nature des déchets et du procédé de compostage - recherche d'indicateurs pertinents. **THESE**- Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement, Paris, 2003.

FUKAYAMA, E. H. Características quantitativas e qualitativas da cama de frango sob diferentes reutilizações: efeitos na produção de biogás e biofertilizante. **Tese** (Doutorado em Zootecnia)- Universidade Estadual Paulista “Júlio De Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2008.

FUKUMOTO, Y.; OSADA, T.; HANAJIMA, D.; HAGA, K. Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄ emissions during swine manure composting without forced aeration—effect of compost pile scale. **Bioresource Technology**, v.89, p. 109–114, 2003.

FUKUMOTO, Y.; SUZUKI, K.; KURODA, K.; WAKI, M.; YASUDA, T. Effects of struvite formation and nitrification promotion on nitrogenous emissions such as NH₃, N₂O and NO during swine manure composting. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 1468–1474, 2011.

GAOA, M.; LI, B.; YU, A.; LIANG, F.; YANG, L.; SUN, Y. The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 1899–1903, 2010.

GARCIA, L. A. F. Economias de escala na produção de frangos de corte no Brasil. **Tese** (Doutorado em Ciências)- Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

GAVILANES-TERÁN, I. JARA-SAMANIEGO, J.; IDROVO-NOVILLO, J.; BUSTAMANTE, M. A.; MORAL, R.; PAREDES, C. Windrow composting as horticultural waste management strategy – A case study in Ecuador. **Waste Management**, v. 48, p. 127–134, 2016.

GEA, T., BARRENA, R., ARTOLA, A., E SANCHÉZ, A. Monitoring the Biological Activity of the Composting Process: Oxygen Uptake Rate (OUR), Respirometric Index (RI) and Respiratory Quotient (RQ). **Wiley Periodicals**, p. 520-527, 2004.

GIACOMINI, D. A.; AITA, C.; PUJOL, S. B.; GIACOMINI, S. J.; DONEDA, A.; CANTÚ, R. R.; DESSBESELL, A.; LÜDTKE, R. C.; SILVEIRA, C. A. P. Mitigação das emissões de amônia por zeólitas naturais durante a compostagem de dejetos de suínos. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v.49, n.7, p.521-530, 2014.

GLANVILLE, T. D.; AHN, H.; AKDENIZ, N.; CRAWFORD, B. P.; KOZIEL, J. A. Performance of a plastic-wrapped composting system for biosecure emergency disposal of disease-related swine mortalities. **Waste Management**, v. 48, p. 483–491, 2016.

GOMES, A. P. O. Monitorização de uma instalação laboratorial de compostagem. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia Química)- Universidade de Coimbra, Coimbra, 2011.

GÓMEZ, R. B.; LIMA, F. V.; BOLASELL, M.A.G.; G.E. A., T; FERRER, A. S. Respirometric assays at fixed and process temperatures to monitor composting process. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 1153-1159, 2005.

GUIMARAES, M. C. C. Inventário de características arquitetônico-ambientais associado a sistemas de acondicionamento térmico de galpões avícolas. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola)- Universidade de Viçosa, Viçosa, 2009.

GUO, R.; LI, G.; JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; CHEN, T.; ZHAO, Y.; SHEN, Y. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. **Bioresource Technology**, v. 112, p. 171–178, 2012.

HAAREN,R.Large scale aerobic composting of source-separated organic wastes: A comparative study of environmental impacts, costs, and contextual effects. **Dissertation** (Masterin in Earth Resources Engineering)- Comlumbia University, 2009.

HAN, W.; CLARKE, W.; PRATT, S. Composting of waste algae: A review. **Waste Management**, v. 34, p. 1148–1155, 2014.

HANAJIMA, D.; KURODA, K.; MORISHITA, K.; FUJITA, J.; MAEDA, K.; MORIOKA, R. Key odor components responsible for the impact on olfactory sense during swine feces composting. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 2306–2310, 2010.

HAO, X.; LARNEY, F. J.; CHANG, C.; TRAVIS, G. R.; NICHOL, C. K.; BREMER, E. The Effect of Phosphogypsum on Greenhouse Gas Emissions during Cattle Manure Composting. **Journal of Environmental Quality**, 2005.

HASSEN, A., BELGUITH, K., JEDIDI, N., CHERIF, A., CHERIF, M., BOUDABOUS, A. Microbial characterization during composting of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v. 80, p. 217–225, 2001.

HAZARIKA, J.; GHOSH, U.; KALAMDHAD, A.S.; KHWAIRAKPAM, M.; SINGH, J. Transformation of elemental toxic metals into immobile fractions in paper mill sludge through rotary drum composting. **Ecological Engineering**, v.101, p.185–192, 2017.

HENRY, S. T. Dead Animal Disposal. Clemson University Extension. Disponível em: https://www.clemson.edu/extension/livestock/camm/camm_files/poultry/pch8_03.pdf. Acessado em 28/04/2016.

HERITY, L. The quality of waste derived compost in Ireland. **Dissertation** (Master of Science in Environmental Engineering)- Queens University of Belfast, 2003.

HIGASHIKAWA, F. S. Resíduos orgânicos e solos: formulação, índices de maturação de substratos e compostos orgânicos voláteis alvos. **Tese** (Doutorado em Ciências do Solo)- Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2013.

HIGGINS, S. F.; WIGHTMAN, S. J.; GUMBERT, A. A. On-Farm Composting of Animal Mortalities. Cooperative Extension Service, University of Kentucky College of Agriculture, Lexington, 2013.

HIMANEN, M.; HÄNNINEN, K. Effect of commercial mineral-based additives on composting and compost quality. **Waste Management**, 29, p. 2265–2273, 2009.

HRADA, M.; BINNER, E.; PIRINGER, M.; HUBER-HUMER, M. Quantification of methane emissions from full-scale open windrow composting of biowaste using an inverse dispersion technique. *Waste Management*, v. 34, p. 2445–2453, 2014.

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**, v. 24, p. 805–813, 2004.

HUANG, G.F.; WU, Q.T.; WONG, J.W.C.; NAGAR, B.B. Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 1834–1842, 2006.

IBRAHIM, H. Modelisation des cycles C et N dans les systemes sols-cereales legumineuses. **Theses** (Doctoral)- Centre international d'études supérieures en sciences agronomiques Montpellier et Université de Tunis El-Manar, 2013.

JAHNEL, M. C.; MELLONI, R.; CARDOSO, E. J. B. N. Maturidade de composto de lixo urbano. **Scientia Agricola**, v. 56, 1999.

JAIN, M. S.; DAGA, M.; KALAMDHAD, A. S. Composting physics: A degradation process-determining tool for industrial sludge. **Ecological Engineering**, v. 116, p. 14–20, 2018.

JAIN, M. S.; KALAMDHAD, A. S. Efficacy of batch mode rotary drum composter for management of aquatic weed (*Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle). **Journal of Environmental Management**, v. 221, p. 20–27, 2018.

JAIN, M. S.; KALAMDHAD, A. S. Drum composting of nitrogen-rich *Hydrilla Verticillata* with carbon-rich agents: Effects on composting physics and kinetics. **Journal of Environmental Management**, v. 231, p. 770–779, 2019.

JEONG, Y-K.; KIM, J-S. A new method for conservation of nitrogen in aerobic composting processes. **Bioresource Technology**, v. 79, p. 129-133, 2001.

JEONG, Y-K.; KIM, J-S. Optimum doses of Mg and P salts for precipitating ammoniain into struvite crystals in aerobic composting. **Bioresource Technology**, v. 96, p.1–6, 2005.

JIANG, J.; KANG, K.; WANG, C.; SUN, X.; DANG, S.; WANG, N.; WANG, Y.; ZHANG, C.; YAN, G.; LI, Y. Evaluation of total greenhouse gas emissions during sewage sludge composting by the different dicyandiamide added forms: Mixing, surface broadcasting, and their combination. **Waste Management**, 81, p. 94–103, 2018.

JIANG, J.S., LIU, X.L., HUANG, Y.M., HUANG, H. Inoculation with nitrogen turnover bacterial agent appropriately increasing nitrogen and promoting maturity in pig manure composting. **Waste Management**, v. 39, p. 78-85, 2015b..

JIANG, T.; LI, G.; TANG, Q.; MA, X.; WANG, G.; SCHUCHARDT, F. Effects of aeration method and aeration rate on greenhouse gas emissions during composting of pig feces in pilot scale. **Journal of environmental sciences**, v. 31, p. 124 –132, 2015a.

JIANG, T.; MA, X.; TANG, Q.; YANG, J.; LI, G.; SCHUCHARDT, F. Combined use of nitrification inhibitor and struvite crystallization to reduce the NH₃ and N₂O emissions during composting. **Bioresource Technology**, v. 217, p. 210–218, 2016.

JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; LI, G.; GUO, R.; ZHAO, Y. Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. **Journal of Environmental Sciences**, 23(10), p. 1754–1760, 2011.

KALAMDHAD, A. S.; KAZMI, A. A. Mixed organic waste composting using rotary drum composter. **International Journal Environment and Waste Management**, v.2 , p.24-36, 2008.

KALAMDHAD, A. S.; PASHA, M.; KAZMI, A.A. Stability evaluation of compost by respiration techniques in a rotary drum composter. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 52, p. 829–834, 2008.

KALAMDHAD, A. S.; SINGH, Y. K.; ALI, M.; KHWAIRAKPAM, M.; KAZMI, A.A. Rotary drum composting of vegetable waste and tree leaves. **Bioresource Technology**, v.100, p. 6442–6450, 2009.

KALAMDHAD, A.S.; KAZMI, A.A.; Effects of turning frequency on compost stability and some chemical characteristics in a rotary drum composter. **Chemosphere**, v.74, p.1327–1334, 2009.

KARADAG, D.; ÖZKAYA, B.; ÖLMEZ, E.; NISSILÄ, M. E.; ÇAKMAKÇI, M.; YILDIZ, S.; PUHAKKA, J. A. Profiling of bacterial community in a full-scale aerobic composting plant. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 77, p. 85-90, 2013.

KEENER, H.M., ELWELL, D.L., MONNIN, M.J., Procedures and equations for sizing of structures and windrows for composting animal mortalities. **Applied Engineering in Agriculture**, 16 (6), 681–692, 2000.

KERMARREC, C. Bilan et transformations de l'azote en élevage intensif de porcs sur litière. Thèse de Docteur, l' ENSA de Rennes, Rennes, 1999.

KI, B-M.; KIM, Y. M.; JEON, J. M.; RYU, H. W.; CHO, K-S. Characterization of odor emissions and microbial community structure during degradation of pig carcasses using the soil burial-composting method. **Waste Management**, v. 77, p. 30–42, 2018.

KIM, J. K.; LEE, D. J.; RAVINDRAN, B.; JEONG, K-H.; WONG, J. W-C.; SELVAM, A.; KARTHIKEYAN, O. P.; KWAG, J-H. Evaluation of integrated ammonia recovery technology and nutrient status with an in-vessel composting process for swine manure. **Bioresource Technology**, v.245, p. 365–371, 2017.

KRABBE, E. L.; WILBERT, C. A. Os passivos das cadeias de produção de proteína animal - animais mortos. *Avicultura industrial*, p. 24-31, 2016.

KULIKOWSKA, D. Kinetics of organic matter removal and humification progress during sewage sludge composting. **Waste Management**, 2016.

KUOK, F.; MIMOTO, H.; NAKASAKI, K. Effects of turning on the microbial consortia and their in situ temperature preferences of microorganisms in a laboratory-scale swine manure composting. **Bioresource Technology**, v. 116, p. 421–427, 2012.

LASHERMES, G. Evolution des polluants organiques au cours du compostage de déchets organiques : approche expérimentale et modélisation. **These (Sciences de l'environnement)**-Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement, Paris, 2010.

LETON, T. G.; STENTIFORD, E. I. Control of aeration in static pile composting. **Waste Management & Research**, v.8, p. 299 -306, 1990.

LEVASSEUR, P.; DUTRÉMÉ, S. Hygiénisation des effluents d'élevage porcin. **TechniPork**, v. 30, p.3-18, 2007.

LI, Y.; LUO, W.; LI, G.; WANG, K.; GONG, X. Performance of phosphogypsum and calcium magnesium phosphate fertilizer for nitrogen conservation in pig manure composting. **Bioresource Technology**, 250, p. 53–59, 2018.

LI, Z.; LU, H.; REN, L.; HE, L. Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review. **Chemosphere**, v. 93, p. 1247–1257, 2013.

LIM, S-S.; PARK, H-J.; HAO, X.; LEE, S-I.; JEON, B-J.; KWAK, J-H.; CHOI, W-J. Nitrogen, carbon, and dry matter losses during composting of livestock manure with two bulking agents as affected by co-amendments of phosphogypsum and zeolite. **Ecological Engineering**, 102, p. 280–290, 2017.

LUO, W. H.; YUAN, J.; LUO, Y. M.; LI, G. X.; NGHIEM, L. D.; PRICE, W. E. Effects of mixing and covering with mature compost on gaseous emissions during composting. **Chemosphere**, 117, p.14–19, 2014.

LUO, Y.; LI, G.; LUO, W.; SCHUCHARDT, F.; JIANG, T.; XU, D. Effect of phosphogypsum and dicyandiamide as additives on NH₃, N₂O and CH₄ emissions during composting. **Journal of Environmental Sciences**, 25, p. 1338–1345, 2013.

LV, B.; ZHANG, D.; CUI, Y.; YIN, F. Effects of C/N ratio and earthworms on greenhouse gas emissions during vermicomposting of sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 268, p. 408–414, 2018.

MAGRO, F. O. Efeito do composto orgânico e adubação potássica em atributos do solo e da beterraba . **Tese** (Doutorado em Agronomia)- Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2012.

MATOS, A. T.; VIDIGAL, S. M.; SEDIYAMA, M. A. N.; GARCIA, N. C. P.; RIBEIRO, M. F. Compostagem de alguns resíduos orgânicos, utilizando-se águas residuárias da suinocultura como fonte de nitrogênio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.2, n.2, p.199-203, 1998.

METCALF e EDDY INC. Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. 3rded. New York: McGraw Hill International Editions, 1991.

MIRANDA, A. P. Suínos em diferentes fases de crescimento alimentados com milho ou sorgo: desempenho, digestibilidade e efeitos na biodigestão anaeróbia. **Tese** (Doutorado em Zootecnia) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2009.

MISRA, R.V.; ROY, R.N.; HIRAOKA, H. Méthodes de compostage au niveau de l'exploitation agricole. FAO- ORGANISATION DES NATIONS UNIES POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE. Rome, 2005.

MISRA, R.V.; ROY,R. N. ON-FARM COMPOSTING METHODS. **Food Agriculture Organization**, 26p, 2003.

MOON, P. Basic On-Farm Composting Manual. **Manual** (Clean Washington Center), Washington, 1997.

MORROW, M.; O'QUINN, P.; BARKER, J.; ERICKSON, G.; POST, K.; MCCAWE, M. Composting as a suitable technique for managing swine mortalities. **Swine Health and Production**, v. 3, p. 236-243, 1995.

MORROW, W. M.; FERKET, P., R. The disposal of dead pigs: a review. *Swine Health and Production* – v.1, n.3, 1993.

MORSE, D. E. Composting Animal Mortalities. Agricultural Development and Financial Assistance Division Minnesota Department of Agriculture, 2009. Disponível: <<https://www.mda.state.mn.us/news/publications/animals/compostguide.pdf>>. Acesso em: 01/05/2016.

MUKHTAR, S.; KALBASI, A. AHMED, A. Composting. IN: Carcass Disposal: A Comprehensive Review (National Agricultural Biosecurity Center Consortium- Carcass Disposal Working Group), 2004. Disponível em: <<http://amarillo.tamu.edu/files/2011/01/draftreport.pdf>>. Acessado em: 15/02/2016.

MULBRY, W.; AHN, H. Greenhouse gas emissions during composting of dairy manure: Influence of the timing of pile mixing on total emissions. **Biosystems Engineering**, v. 126, p.117-122, 2014.

MUNIZ, R. S. Desempenho para compostagem descentralizada de lixo orgânico domiciliar um reator descentralizado e grau de maturação do composto. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Ambiental)- Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

NDAW, S. M. Atividade e funcionalidade das comunidades nitrificadoras, desnitrificadoras e fixadoras de nitrogênio em solos sob diferentes coberturas vegetais na Região Norte do Estado do Rio de Janeiro. **Tese** (Doutorado em Produção Vegetal)- Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes , 2007.

NIGUSSIE, A.; KUYPER, T. W.; BRUUN, S.; NEERGAARD, A. Vermicomposting as a technology for reducing nitrogen losses and greenhouse gas emissions from small-scale composting. **Journal of Cleaner Production**, v. 139, p. 429-439, 2016.

NOGUEIRA, M. I. V. C. Valorização de Biorresíduos no Município de Paços de Ferreira. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia do Ambiente)- Universidade do Porto, Porto, 2013.

NOLAN, T.; TROY, S. M.; HEALY, M. G.; KWAPINSKI, W.; LEAHY, J. J.; LAWLOR, P. G. Characterization of compost produced from separated pig manure and a variety of bulking agents at low initial C/N ratios. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 7131–7138, 2011.

NUTSCH, A. Carcass Disposal Options: A Multidisciplinary Perspective. **Palestra**. IFT Food Protection & Defense Research Conference. Atlanta, 2005.

OLIVEIRA, K. A. P. Fator de transferência de elementos terras raras em solos tropicais tratados com fosfogesso. **Tese** (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos)-Universidade Federa de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

OLIVEIRA, M. M.; BELLI FILHO, P.; COLDEBELLA, A.; OLIVEIRA, P. A. V. Aeration frequency on accelerated composting of animal carcasses. **Revista Ciência e Agrotecnologia**, v. 42, p. 653-665, 2018.

OLIVEIRA, P.A. V.; HIGARASHI, M. M. Unidade de compostagem para o tratamento dos dejetos de suínos. **Documentos** (n.114)- Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias: EMBRAPA, Concórdia, 2006.

OLIVEIRA, P.A. V.; ZANOTTO, D. Incinerador de animais. Relatório Técnico (Convênio nº 022/06). - Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias: EMBRAPA, Concórdia, 2006.

ORRICO JR, M. A. P. Biodigestão anaeróbia e compostagem de dejetos de suínos, com e sem separação de sólidos. 2007. 93f. **Dissertação** (Mestrado em Zootecnia)- Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Jaboticabal, 2007.

OTENIO, M. H.; CUNHA, C. M.; ROCHA, B. B. Compostagem de carcaças de grandes animais. **Comunicado Técnico** -Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias: EMBRAPA, Juiz de Fora, 2010.

OVIEDO-RONDÓN, E. O. Tecnologias para mitigar o impacto ambiental da produção de frangos de corte. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.37, *suplemento especial* p.239-252, 2008.

PAIVA, E. C. R. Variáveis de projeto, operação de sistemas de leiras estáticas aeradas e qualidade do composto produzido com carcaças de aves mortas. **Tese** (Doutorado em Engenharia Agrícola)- Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.

PANDEY, P. K.; VADDELLA, V.; CAO, W.; BISWAS, S.; CHIU, C.; HUNTER, S. In-vessel composting system for converting food and green wastes into pathogen free soil amendment for sustainable agriculture. **Journal of Cleaner Production**, v.139, p.407-415, 2016.

PARKINSON, R. GIBBS, P.; BURCHETT, S.; MISSELBROOK, T. Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. **Bioresource Technology**, v. 91, p. 171–178, 2004.

PASQUETTI, E. P. A competitividade da suinocultura desenvolvida no município de Nova Candelária e sua representatividade no noroeste do RS. Monografia (Gestão do Agronegócio), Universidade do Vale dos Sinos, Nova Candelária, 2010.

PEREIRA, D. C.; WILSEN NETO, A.; NÓBREGA, L. H. P. Adubação orgânica e algumas aplicações agrícolas. **Revista Varia Scientia Agrárias**, v. 03, n.02, p. 159-174, 2013.

PEREIRA, R.F.; CARDOSO, E.J.B.N.; OLIVEIRA, F.C.; ESTRADA-BONILLA, G.A.; CERRI, C.E.P. A novel way of assessing C dynamics during urban organic waste composting and greenhouse gas emissions in tropical region. **Bioresource Technology Reports**, v.3, p.35–42, 2018.

PHILIPS, A. M. L. Utilização de reator de biodiscos para tratamento de efluentes com altas concentrações de nitrogênio. **Tese** (Doutorado em Engenharia Química)- Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

PINTO, L. P.; CABRAL, A. C.; SCHNEIDER, L. T.; AZEVEDO, K. D.; FRIGO, J. P.; FRIGO, E. P. Levantamento de dados sobre os dejetos suínos e suas características. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 3, p. 179-187, 2014.

PRICE, C.; CARPENTER-BOGGS, L. (2008). On-farm composting of large animal mortalities. WSU Extension Bulletin #EB2031E. Pullman, WA. PROCHNOW, L.I.; KIEHL, J.C.; PISMEL, F.S.; CORRENTE, J.E. Controlling ammonia losses during manure composting with the addition of phosphogypsum and simple superphosphate. **Scientia Agricola**, v. 52, 1995.

PROIETTI, P.; CALISTI, R.; GIGLIOTTI, G.; NASINI, L.; REGNI, L.; MARCHINI, A. Composting optimization: Integrating cost analysis with the physical-chemical properties of materials to be composted. **Journal of Cleaner Production**, v. 137, p. 1086-1099, 2016.

QIAO, M.; CHEN, W.; SU, J.; ZHANG, B.; ZHANG, C. Fate of tetracyclines in swine manure of three selected swine farms in China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 24, p. 1047–1052, 2012.

RAMASWAMY, J.; PRASHER, S. O.; PATEL, R. M.; HUSSAIN, S. A.; BARRINGTON, S. F. The effect of composting on the degradation of a veterinary pharmaceutical. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 2294–2299, 2010.

RAWOTEEA, S. A.; MUDHOO, A.; KUMAR, S. Co-composting of vegetable wastes and carton: Effect of carton composition and parameter variations. **Bioresource Technology**, v. 227, p. 171–178, 2017.

REFOSCO, D. Utilização de resíduos da suinocultura para produção de energia através do biogás e fertilizantes orgânicos- estudo de caso: Granja Marmentini - Dois Vizinhos – PR. **Dissertação** (Mestrado em Desenvolvimento de Tecnologia)- Instituto de Engenharia do Paraná, Curitiba, 2011.

REN, L.; SCHUCHARDT, F.; SHEN, Y.; LI, G.; LI, C. Impact of struvite crystallization on nitrogen losses during composting of pig manure and cornstalk. **Waste Management**, v. 30, p. 885–892, 2010.

RICHETTI, A.; MELO FILHO, G. A.; FERNANDES, F. M. Sistema Integrado de Produção de Frango de Corte em Área de Assentamento de Reforma Agrária. Documentos 44- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa- Agropecuária Oeste, 2002.

ROBIN, P.; AMAND, G.; AUBERT, C.; BABELA, N.; BRACHET, A.; BERCKMANS, D.; BURTON, C.; CANART, B.; CELLIER, P.; DOLLÉ, J.; DONG, H.; DURIF, M.; EHRLACHER, A.; EREN OZCAN, S.; ESPAGNOL, S.; GAUTIER, F.; GUINGAND, N.; GUIZIOU, F.; HARTUNG, E.; HASSOUNA, M.; LANDRAIN, P.; LEE, I.; LELEU, C.; LI, Y.; LIAO, X. D.; LOUBET, B.; LOYON, L.; LUTH, L.; NICKS, B.; OLIVEIRA, P. A. V.; PONCHANT, P.; POWERS, W.; RAMONET, Y.; SOMMER, S. G.; THIARD, J.; WANG, K.; XIN, H.; YOUSSEF, A. Reference procedures for the measurement of gaseous emissions from livestock houses and storages of animal manure. Final Report, ADEME, Paris, France, 2010, 260p.

RODRÍGUEZ, L.; CERRILLO, M. I.; GARCÍA-ALBIACH, V.; VILLASEÑOR, J. Domestic sewage sludge composting in a rotary drum reactor: Optimizing the thermophilic stage. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 284-291, 2012.

ROU, Recycled Organics Unit. On-Site Composting: Technology Options and Process Control Strategies. Third Edition. Sidney, 2007.

ROVARIS, E.; CORRÊA, G. S. S., CORRÊA, A. B.; GARCIA, J.; JUNIOR, C.; LUNA, U. V.; ASSIS, S. D. Desempenho de frangos de corte criados em aviários *dark house* versus convencional. **PUBVET, Publicações em Medicina Veterinária e Zootecnia**, 2014.

RUSSO, M. A. T. Tratamento de resíduos sólidos. **Tese** (Doutorado em Engenharia Civil)- Universidade de Coimbra, 2003.

SÁNCHEZ-BASCONES, M.; CORRÊA-GUIMARÃES, A.; REQUENA, J. F. S.; NAVAS-GRACIA, L. M.; MARTÍN-GIL, J.; DÍEZ-GUTIÉRREZ, M. A.; Hernández-Navarro, S. Animal Solid Waste Management through Composting Techniques. Closed Semi-Continuous Composters as a New Approach for in-Situ Carcasses Disposal. **Dynamic Soil, Dynamic Plant**, p. 25-34, 2008.

SANCHEZ-MONEDERO, M.A.; CAYUELA, M.L.; ROIG, A.; JINDO, K.; MONDINI, C.; BOLAN, N. Role of biochar as an additive in organic waste composting. **Bioresource Technology**, 247, p. 1155–1164, 2018.

SANTA CATARINA. Lei Estadual n.º 14.675, 2009. Florianópolis.

SANTA CATARINA. Resolução CONSEMA (Conselho Estadual de Meio Ambiente) nº 13, 2012. Florianópolis.

SANTA CATARINA. Instrução Normativa 28, IMA (Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina), 2018.

SANTA CATARINA. Instrução Normativa 11, FATMA (Fundação do Meio Ambiente), 2014.

SANTOS, A.; BUSTAMENTE, M.A.; TORTOSA, G.; MORAL, R.; BERNAL, M.P. Gaseous emissions and process development during composting of pig slurry: the influence of the proportion of cotton gin waste. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 81-90, 2016.

SARDÁ, L. G.; HIGARASHI, M. M.; NICOLOSO, R. S.; FALKOSKI, C.; RIBEIRO, S. M. S.; SOARES, H. M. The influence of use additives on nitrous oxide emission during swine slurry composting. In: IV SOLABIAA. **Anais**. Florianópolis, 2015.

SAS INSTITUTE INC. System for Microsoft Windows, Release 9.4, Cary, NC, USA, 2002-2012. (cd-rom).

SCAGLIA, B.; ERRIQUENS, F. G.; GIGLIOTTI, G.; TACCARI, M.; CIANI, M.; GENEVINI, P. L.; ADANI, F. Precision determination for the specific oxygen uptake rate (SOUR) method used for biological stability evaluation of compost and biostabilized products. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 706-713, 2007.

SCHIASSI, L. Desempenho e comportamento de frangos de corte em túneis de vento climatizados. **Tese** (Doutorado em Engenharia Agrícola) Universidade de Lavras, Lavras, 2013.

SELVAM, A.; ZHAO, Z.; WONG, J. W.C. Composting of swine manure spiked with sulfadiazine, chlortetracycline and ciprofloxacin. **Bioresource Technology**, v. 126, p. 412-417, 2012.

SEQUEIRA, L. L. Compostagem de resíduos sólidos urbanos e avaliação da qualidade dos produtos obtidos – Caso de Estudo AMARSUL S.A. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia do Ambiente)-Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 2013.

SHARMA, D.; YADAV, K. D.; KUMAR, S. Role of sawdust and cow dung on compost maturity during rotary drum composting of flower waste. **Bioresource Technology**, v. 264, p. 285-289, 2018.

SILVA, C. L.; BASSI, N. S. S. Análise dos impactos ambientais no Oeste Catarinense e das tecnologias desenvolvidas pela Embrapa Suínos e Aves. In: VI Encontro Nacional da ANPPAS. **Anais**. Belém, 2012.

SILVA, L. N. Processo de compostagem com diferentes porcentagens de resíduos sólidos agroindustriais. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Agrícola)- Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, 2007.

SINGH, J.; KALAMDHAD, A.S. Assessment of bioavailability and leachability of heavy metals during rotary drum composting of green waste (Water hyacinth). **Ecological Engineering**, v.52, p.59– 69, 2013.

SINGH, Y. K.; KALAMDHAD, A. S.; ALI, M.; KAZMI, A.A. Maturation of primary stabilized compost from rotary drum composter. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 53, p. 386–392, 2009.

SIVAKUMAR, K.; KUMAR, V. R. S.; JAGATHEESAN, P.N. R.; VISWANATHAN, K.; Chandrasekaran, D. Seasonal variations in composting process of dead poultry birds. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 3708–3713, 2008.

SOMMER, S.G. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. **European Journal of Agronomy**, v. 14, p.123–133, 2001.

STÜKER, F. Dicianodiamida (DCD) como inibidor da nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos no solo. **Dissertação** (Mestrado em Ciências do Solo)- Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

SZABOVÁ, E.; JURISŠ, P.; PAPAJOVÁ, I. Sanitation composting process in different seasons. Ascaris suum model. **Waste Management**, v. 30, p. 426–432, 2010.

SZANTO, G.L.; HAMELERS, H.V.M.; RULKENS, W.H.; VEEKEN, A.H.M. NH₃, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. **Bioresource Technology**, 98, p. 2659–2670, 2007.

TAKITANE, I. C. Produção de dejetos e caracterização de possibilidades de aproveitamento em sistemas de produção de suínos com alta tecnologia no estado de São Paulo. **Tese** (Doutorado em Agronomia)- Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2001.

TALL, L. Les transformations microbiennes de l'azote dans les grandes rivières. **These** (Doctoral em en Sciences biologiques)-Université de Montréal, 2012.

TANG, J.-C., KANAMORI, T., INOUE, Y., YASUTA, T., YOSHIDA, S., KATAYAMA, A. Changes in the microbial community structure during thermophilic composting of manure as detected by the quinone profile method. **Process Biochem**, v. 39, p. 1999–2006, 2004.

TIAN, Z., WANG, J.J., LIU, S., ZHANG, Z., DODLA, S.K., MYERS, G., 2015. Application effects of coated urea and urease and nitrification inhibitors on ammonia and greenhouse gas emissions from a subtropical cotton field of the Mississippi delta region. **Science of the Total Environment**, v.533, 329–338, 2015.

TIANA, W.; SUN, Q.; XU, D.; ZHANG, Z.; CHEN, D.; LI, C.; SHEN, Q.; SHEN, B. Succession of bacterial communities during composting process as detected by 16S rRNA clone libraries analysis. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 78, p. 58-66, 2013.

TIQUIA, S. M.; TAM, N. E. Y.; HODGKISS, I. J. Salmonella Elimination during Composting of Spent Pig Litter. **Bioresource Technology**, v. 63, p. 193-196, 1998.

TRAN, Q.N.M.; MIMOTO, H.; NAKASAKI, K. Inoculation of lactic acid bacterium accelerates organic matter degradation during composting. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v.104, p. 377-383, 2015.

TROY, S. M.; NOLAN, T.; KWAPINSKI, W.; LEAHY, J. J.; HEALY, M. G.; LAWLOR, P. G. Effect of sawdust addition on composting of separated raw and anaerobically digested pig manure. **Journal of Environmental Management**, v. 111, p. 70-77, 2012.

TSUTSUI, H.; FUJIWARA, T.; INOUE, D.; ITO, R.; MATSUKAWA, K.; FUNAMIZU, N. Relationship between respiratory quotient, nitrification, and nitrous oxide emissions in a forced aerated composting process. **Waste Management**, v. 42, p. 10–16, 2015.

TUOMELA, M.; VIKMAN, M.; HATAKKA, A.; ITÄVAARA, M. Biodegradation of lignin in a compost environmental: a review. **Bioresource Technology**, v.72, 2000.

UNEP, United Nations Environment Programme. SOLID WASTE MANAGEMENT, 2005.

UNFRIED, L. C.; YOSHI, C. V. H. Sustentabilidade no abate e processamento de aves. *FACESI em Revista*, v4, n.4, edição especial, 2012.

VILLASEÑOR, J.; MAYOR, L. R.; ROMERO, L. R.; FERNÁNDEZ, F.J. Simulation of carbon degradation in a rotary drum pilot scale composting process. **Journal of Environmental Management**, v. 108, p. 1-7, 2012.

VOIGTLAENDER, M. Produção de biomassa aérea e ciclagem de nitrogênio em consórcio de genótipos de Eucalyptus com Acacia mangium. **Tese (Doutorado em Recursos Florestais)** – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

WANG, J.; HU, Z.; XU, X.; JIANG, X.; ZHENG, B.; LIU, X.; PAN, X.; KARDOL, P. Emissions of ammonia and greenhouse gases during combined pre-composting and vermicomposting of duck manure. **Waste Management**, v. 34, p. 1546–1552, 2014.

WANG, S.; ZENG, Y. Ammonia emission mitigation in food waste composting: A review. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 13–19, 2018.

WANG, X.; BAI, Z.; YAO, Y.; GAO, B.; CHADWICK, D.; CHEN, Q.; HU, C.; MA, L. Composting with negative pressure aeration for the mitigation of ammonia emissions and global warming potential. **Journal of Cleaner Production**, v.195, p. 448-457, 2018.

WANG, X.; ZHAO, Y.; WANG, H.; ZHAO, X.; CUI, H.; WEI, Z. Reducing nitrogen loss and phytotoxicity during beer vinasse composting with biochar addition. **Waste Management**, v. 61, p. 150–156, 2017.

WILKINSON, K. Mortality Composting: A Review of the Use of Composting for the Disposal of Dead Animals. State of Victoria, Department of Primary Industries, Austrália, 2006.

YANG, F.; LI, G.; SHI, H.; WANG, Y. Effects of phosphogypsum and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. **Waste Management**, v. 36, p. 70–76, 2015.

YANG, L., ZHANG, S., WEN, Q., CHEN, Z., WANG, Y. Maturity and security assessment of pilot-scale aerobic co-composting of penicillin fermentation dregs (PFDs) with sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 204, p. 185–191, 2016.

YE, R. W.; THOMAS S. M. Microbial nitrogen cycles: physiology, genomics and applications. **Current Opinion in Microbiology**, v. 4 p. 307–312, 2001.

YUAN, J.; CHADWICK, D.; ZHANG, D.; LI, G.; CHEN, S.; LUO, W.; DU, L.; HE, S.; PENG, S. Effects of aeration rate on maturity and gaseous emissions during sewage sludge composting. **Waste Management**, v. 56, p. 403–410, 2016.

YUAN, J.; LI, Y.; CHEN, S.; LI, D.; TANG, H.; CHADWICK, D.; LI, S.; LI, W.; LI, G. Effects of phosphogypsum, superphosphate, and dicyandiamide on gaseous emission and compost quality during sewage sludge composting. **Bioresource Technology**, v. 270, p.368–376, 2018.

YULIPRIYANTO, H. Emission d'effluents gazeux lors du compostage de substrats organiques en relation avec l'activité microbiologique (nitrification/d'énitrification). **These** (Ingénierie de l'environnement)- Université Rennes, Rennes, 2001.

ZAGO, C. H. F. Enriquecimento ambiental sobre o desempenho e comportamento de frangos de corte. **Dissertação** (Mestrado em Zootecnia)- Universidade Federal Tecnológica do Paraná, Dois Vizinhos, 2015.

ZEN, S.; IGUMA, M. D.; ORTELAN, C. B.; SANTOS, V. H. S.; FELLI, C. B. Evolução da avicultura no Brasil. Informativo CEPEA. Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada. Universidade de São Paulo, ano 1, 1ª Edição, 2014.

ZENG, J.; YINA, H.; SHEN, X.; LIUA, N.; GEA, J.; HANA, L.; HUANG, G. Effect of aeration interval on oxygen consumption and GHG emission during pig manure composting. **Bioresource Technology**, v.250, p.214–220, 2018.

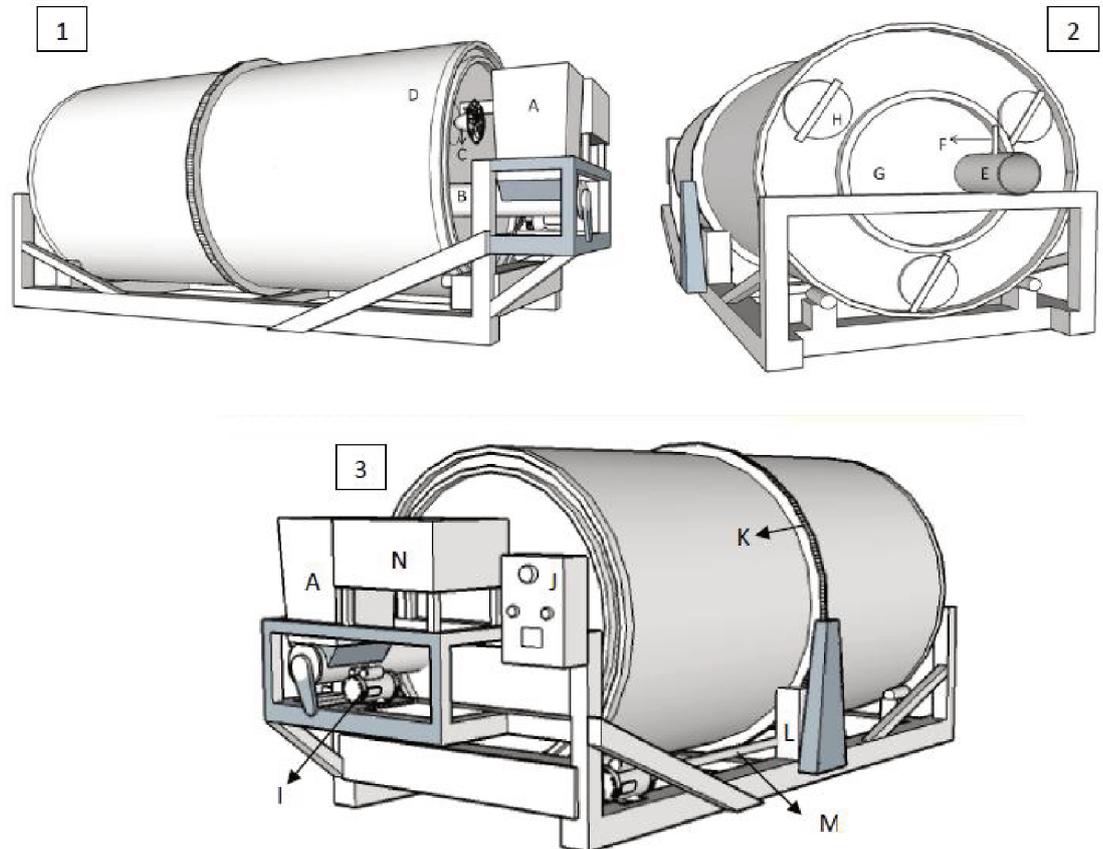
ZHANG, L.; SUN, X. Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. **Waste Management**, v. 48, p. 115–126, 2016.

ZHANG, Y.; LASHERMES, G.; HOUOT, S.; DOUBLET, J.; STEYER, J.P.; ZHU, Y.G.; BARRIUSO, E.; GARNIER, P. Modelling of organic matter dynamics during the composting process. **Waste Management**, v. 32, p. 19–30, 2012.

ZHU-BARKER, X.; BAILEY, S.K.; PAW U, K. T.; BURGER, M.; HORWATH, W. R. Greenhouse gas emissions from green waste composting windrow. **Waste Management**, v.59, 2017.

ZNAÏDI, I. E. Etude et évaluation du compostage de différents types de matières organiques et des effets des jus de composts biologiques sur les maladies des plantes. **These** (Master of Science Degree Mediterranien Organic Agriculture)- Mediterranien Agronomic Institute of Bari, 2005.

APÊNDICE I: MODELO DE REATOR UTILIZADO



1) Perspectiva frontal e lateral esquerda; 2) Perspectiva da vista traseira e lateral direita; 3) Perspectiva frontal e lateral direita do Reator cilindro rotativo: A) compartimento de carregamento de carcaça; B) transportador helicoidal que transfere o material para o interior do reator; C) Sistema de ventilação, entrada de ar no reator; D) cilindro rotativo; E) saída do ar interno do reator; F) saída do ar para análise; G) tampa fixa do reator; H) portinholas para retirada da biomassa I) Motor elétrico para força de rotação do cilindro gerador; J) painel de acionamento e programação do reator; K) sistema de corrente em todo perímetro central do cilindro, ligado ao sistema de força, que promove a rotação; L) compartimento que contém engrenagem responsável pela movimentação do cilindro; M) eixo ligado ao sistema de polias redutoras que movimenta a engrenagem; N) compartimento para inserção de serragem.

- i) Sistema de Ventilação: motor elétrico 1/25 CV;
- ii) Força motriz para rotação do cilindro: motor elétrico 0,5 CV;
- iii) Material de construção: aço-carbono;
- iv) Capacidade total: 3,6m³ (diâmetro:1,7m comprimento: 2,3).

Este desenho é uma adaptação do desenho publicado em: OLIVEIRA, M. M.; BELLI FILHO, P.; COLDEBELLA, A.; OLIVEIRA, P. A. V. Aeration frequency on accelerated composting of animal carcasses. *Revista Ciência e Agrotecnologia*, v. 42, p. 653-665, 2018.

APÊNDICE II: EQUAÇÃO PARA DETERMINAÇÃO DA RELAÇÃO C:N

$$R = \frac{Q_1(C_1 \cdot (100 - M_1)) + Q_2(C_2 \cdot (100 - M_2))}{Q_1(N_1 \cdot (100 - M_1)) + Q_2(N_2 \cdot (100 - M_2))}$$

Em que:

R : Relação C/N da mistura animais+serragem

Q_1 : Massa de serragem (kg);

Q_2 : Massa de animais mortos (kg);

M_1 : Umidade da maravalha (%);

M_2 : Umidade dos animais mortos (%);

C_1 : Carbono na maravalha (%);

C_2 : Carbono nos animais mortos (%);

N_1 : Nitrogênio na maravalha (%);

N_2 : Nitrogênio nos animais mortos (%);

APÊNDICE III: EQUAÇÃO PARA CONVERSÃO DE CONCENTRAÇÃO

A concentração dos gases foi convertida de ppmv para mg.m^{-3} pela equação:

$$C_i^m = \frac{C_i^v \times P \times M_i}{R \times T}$$

Em que:

C_i^m : concentração, em mg.m^{-3} , de um gás *i* (C-CO₂, C-CH₄, N-NH₃ e N-N₂O);

C_i^v : concentração, em ppmv, para cada um dos gases medida no equipamento;

P: pressão atmosférica;

M_m : massa molar do elemento carbono ou nitrogênio em cada gás (CO₂:12; CH₄:12; NH₃:14 e N₂O: 28)

R: constante dos gases ideais (8,2052L.atm.K⁻¹.mol⁻¹).

APÊNDICE IV: EQUAÇÃO PARA DETERMINAÇÃO DE OUR

Para determinação do consumo específico de oxigênio (OUR), conforme Gea et al. (2004)*:

$$OUR = \frac{Q_v \cdot ([O_2]_{entrada} - [O_2]_{saida}) \cdot P \cdot 32.60}{R \cdot T_{ar} \cdot VS}$$

Em que:

OUR: Taxa de consumo de oxigênio (gO₂/kg.VS.h);

Q_v: Vazão volumétrica (L/min);

[O₂]_{entrada}: Concentração de O₂ na entrada do reator (%);

[O₂]_{saida}: Concentração de O₂ na saída do reator (%);

P: Pressão atmosférica (atm);

R: constante dos gases ideais (0,08206 atm.L/mol.K);

VS: Massa de sólidos voláteis (kg);

*GEA, T., BARRENA, R., ARTOLA, A., E SANCHÉZ, A. Monitoring the Biological Activity of the Composting Process: Oxygen Uptake Rate (OUR), Respirometric Index (RI) and Respiratory Quotient (RQ). **Wiley Periodicals**, p. 520-527, 2004.