



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE E TECNOLOGIA
AMBIENTAL**

FÁBIO ADÃO AMARAL

**TRATAMENTO ANAERÓBICO DA FRAÇÃO SÓLIDA DA CAMA DE FRANGO,
APÓS DILUIÇÃO, PARA OBTENÇÃO DE BIOGÁS E BIOFERTILIZANTE**

**BAMBUÍ-MG
2019**

FÁBIO ADÃO AMARAL

**TRATAMENTO ANAERÓBICO DA FRAÇÃO SÓLIDA DA CAMA DE FRANGO,
APÓS DILUIÇÃO, PARA OBTENÇÃO DE BIOGÁS E BIOFERTILIZANTE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais - IFMG, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Linha de Pesquisa: Tecnologias Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Neimar Freitas Duarte.

A485t Amaral, Fábio Adão.

Tratamento anaeróbico da fração sólida da cama de frango, após diluição, para obtenção de biogás e biofertilizante / Fábio Adão Amaral. – Bambuí, 2019.

71 f.: il.; color.

Orientador: Prof. Dr. Neimar Freitas Duarte.

Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais – Campus Bambuí, MG, Curso Mestrado Profissional em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental, 2019.

1. Cama de frango. 2. Tratamento anaeróbico. 3. Biogás. I. Duarte, Neimar Freitas. II. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais – Campus Bambuí, MG. III. Título.

CDD 620.9



FICHA DE APROVAÇÃO

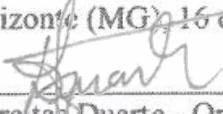
Dissertação de Mestrado, intitulada "Tratamento anaeróbico da Cama de Frango com obtenção Biofertilizante", de autoria do mestrando em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental **Fábio Adão Amaral**, aprovada pela Banca Examinadora de Defesa, em 16/05/2019, com a média de pontuação de 77,43.

Título do Trabalho – houve alteração () Sim () Não

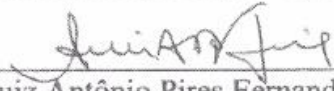
Se sim, qual o título:

Tratamento anaeróbico da fração sólida da Cama de Frango, após diluição, para obtenção de Biogás e Biofertilizante.

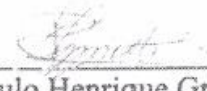
Belo Horizonte (MG) 16 de maio de 2019.



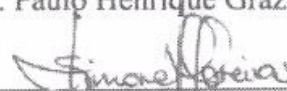
Prof. Dr. Neimar de Freitas Duarte - Orientador (IFMG/Santa Luzia)



Prof. Dr. Luiz Antônio Pires Fernandes Júnior (IFMG/Betim)



Prof. Dr. Paulo Henrique Graziotti (UFVJM)



Prof. Dra. Simone Magela Moreira (IFMG/Bambuì)



Prof. Dr. Ricardo Sousa Cavalcanti

Subst. da Coordenadora do Programa de Pós-graduação em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental do IFMG – *Campus Bambuí*

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida, pela minha saúde e de todos da minha família. Pela proteção, às oportunidades e por colocar pessoas maravilhosas no meu caminho.

À Amanda Santos e nossas famílias, que sempre me apoiaram e, mesmo quando de longe, torceram muito por mim.

Ao meu orientador, prof. Dr. Neimar Freitas Duarte, pela confiança e ensinamentos.

À Karina Bicalho pelo enorme apoio e imensa boa vontade na realização das análises laboratoriais, bem como pela paciência diante dos transtornos e odores causados em seu ambiente de trabalho.

Aos demais professores, servidores e estagiários do IFMG, em especial ao Ronaldo dos Reis Barbosa, Leonardo Moura, Fábio Cruz e Tonimar Senra, pela inquestionável boa vontade em ajudar.

Ao professor Leandro Roberto de Macedo (UFJF), pelos conselhos e ensinamentos nas análises estatísticas.

À Granja Campos das Aves pelo fornecimento das amostras de cama de frango.

À Nacional de Grafite, notoriamente engajada no aperfeiçoamento de seus funcionários, me apoiaram mesmo com a necessidade em me ausentar por diversos momentos de minhas atividades laborais.

Aos meus amigos, companheiros, compadres, comadres, cunhados(as), sogro(a), irmãos(ãs), sobrinhos(as) e primos(as), que diretamente ou indiretamente me fizeram seguir em frente sem nunca desistir.

BIOGRAFIA

Fábio Adão Amaral, filho de Claudionor Amaral Barbosa e Maria Aparecida de Sousa, nasceu em 19 de março de 1984, no município de Minas Novas - MG.

Estudou nas escolas estaduais Geraldo Wilson Benício e Dr. Agostinho da Silva Silveira, localizadas nos municípios de Chapada do Norte e Minas Novas, respectivamente.

Entre os anos de 2003 a 2007, cursou e se formou em Agronomia pela Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – UFVJM, apresentando trabalho de conclusão do curso com tema relativo ao tratamento de dejetos de suínos comparando o uso de lagoas de estabilização e o uso de biodigestores anaeróbicos.

Atuou desde então na área de consultoria agroambiental, com ênfase em recuperação de áreas degradadas e manejo de florestas plantadas.

Em fevereiro de 2017, ingressou no curso de Pós-Graduação, em nível de Mestrado, em Sustentabilidade e Tecnologia Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais – IFMG, na área de concentração em Ciências Ambientais e linha de pesquisa em Tecnologias Ambientais. Submetendo-se à defesa de sua dissertação para a conclusão desse curso em maio de 2019.

RESUMO

O modelo de produção agrícola atual, apesar de constantes avanços produtivos, ainda é centrado no uso demasiado de fertilizantes químicos industrializados oriundos de fontes não renováveis. Com isso, vem ganhando importância o uso de fertilizantes orgânicos advindos do tratamento anaeróbico do resíduo de granjas produtoras de frango de corte, que tem como produto extra a produção do biogás. Uma prática comum nesse método é a diluição da cama de frango (CF) em água e a posterior separação das partes sólidas e líquidas, onde a parte líquida é destinada aos biodigestores e a parte sólida, por ser composta por materiais mais grosseiros e com degradação mais lenta, normalmente é descartada sem aproveitamento e, ou tratamento adequado. Com o objetivo de avaliar o tratamento anaeróbico da fração sólida, o presente trabalho realizou a diluição da cama de frango (CF) em 3 diferentes proporções, 1:3, 1:5 e 1:7 (CF/água), com posterior separação das frações através de peneiras com malhas de 2,36 mm, sendo as partes sólidas submetidas a tratamento anaeróbico por 60 dias. O experimento foi conduzido sob delineamento inteiramente casualizado com 3 repetições. Os resultados obtidos indicaram que o tratamento 1:3 apresentou maiores teores de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) na fração líquida, bem como, maior redução teor de carbono orgânico (C) na fração sólida após tratamento anaeróbico, indicando assim, ser o tratamento com maior potencial de geração de biogás. Coincidentemente, o tratamento 1:3 foi o que apresentou potencial hidrogeniônico (pH) dentro de padrões sugeridos e maior redução nos teores de carbono orgânico (C) durante o processo de biodigestão, indicando maior eficiência entre os tratamentos e conseqüentemente maior interesse agrônômico. O tratamento anaeróbico em todas as diluições demonstrou ser eficiente para a redução da carga orgânica da fração sólida, contudo, os percentuais de sólidos totais e voláteis, antes e após tratamento, demonstram que o material não foi totalmente estabilizado aos 60 dias, necessitando de adequações no sistema para aproveitamento e tratamento eficiente da biomassa.

Palavras-chave: Cama de frango, Tratamento anaeróbico, Biogás, Biofertilizantes.

ABSTRACT

The current agricultural production model, despite constant advancements, still rely much on chemical fertilizers which usually comes from non renewable sources. For that fact, the use of organic fertilizers obtained from the anaerobic treatment of poultry slurry have been growing significantly, with the additional benefit of biogas production. A common practice in this method is the mixture of the poultry residue with water and subsequent segregation between the solid and liquid parts, from where the solution goes into biogestors and the solid part, which composition of thick particles and, therefore, low decomposition rate, is usually discarded without further use nor even proper neutralization. Aiming the assessment of the anaerobic processing of that solid part, the present paper describes the poultry slurry/water mixture by 3 distinct proportions, 1:3, 1:5 and 1:7, subsequent segregation using 2.36 mm mesh sieve, and subsequently anaerobic treatment of the withheld particles for 60 days. The experiment was conducted under completely randomized design with 3 repetitions. The results indicated the 1:3 partition as with the best whole solids grade and volatile solids on the liquid fraction, as well as the best reduction of organic carbon grade on the solids after the anaerobic digestion, proving to have the greater potencial in terms of biogas generation. Coincidentally, the 1:3 mixture provided a hydrogenionic potential within the suggest control parameters and the greatest reduction on organic carbon grade during the biodigestion process, indicating the best efficiency among the tested proportions and consequently preferable agronomic application. The anaerobic treatment for all proportions has shown to be evenly efficient for the reduction of the organic carbon grade of the solid fraction, although, the percentiles of whole solids and volatiles, before and after the digestion, had indicated that the material wasn't completely stabilized at 60 days, demanding corrections on the system for efficient treatment and harnessing of the biomass.

Keywords: Poultry litter, Anaerobic treatment, Biogas, Biofertilizers.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Produção de carne de frango por estado brasileiro em 2017.....	pg. 18
Figura 2: Evolução da produção brasileira de carne de frango entre 2006 a 2017 (milhões de toneladas).....	pg. 18
Figura 3: Etapas metabólicas do processo de biodigestão anaeróbica	pg. 24
Figura 4: Roteiro de degradação no processo de biodigestão anaeróbica	pg. 25
Figura 5: Organograma de execução do experimento.....	pg. 38
Figura 6: Foto do galpão no dia da coleta	pg. 39
Figura 7: Pesagem para diluição do material	pg. 39
Figura 8: Foto do material após separação	pg. 40
Figura 9: Foto do procedimento de separação das frações sólida e líquida	pg. 40
Figura 10: Foto dos materiais sob tratamento anaeróbico	pg. 41

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: Produção do metano após biodigestão anaeróbica com diversas fontes de biomassa	pg. 29
TABELA 2: Exemplos de uso da cama de frango em diversas culturas agropecuárias	pg. 35
TABELA 3: Teores avaliados na cama de frango <i>in natura</i>	pg. 47
TABELA 4: Proporção de frações obtidas após diluições	pg. 48
TABELA 5: Teores observados em análises da fração líquida	pg. 49
TABELA 6: Teores observados de ST, SV, pH e CE por diluição	pg. 52
TABELA 7: Teores médios observados de ST, SV, pH e CE	pg. 52
TABELA 8: Teores de carbono total e macronutrientes presente na fração sólida antes e depois do tratamento	pg. 55
TABELA 9: Potencial máximo de CH ₄ estimado em ambiente livre ou no biodigestor para CF <i>in natura</i>	pg. 57
TABELA 10: Potencial máximo de CH ₄ estimado para as diferentes frações e diluições	pg. 58

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

As – Arsênio
AT – Antes do tratamento anaeróbico
B₀ – Capacidade máxima de produção do metano
C – Carbono
Cd – Cádmio
CE – Condutividade elétrica
CF – Cama de frango
CH₄ – Metano
CO₂ – Dióxido de carbono
Cr – Cromo
CTC – Capacidade de troca catiônica
Cu – Cobre
DBO – Demanda bioquímica de oxigênio
DQO – Demanda química de oxigênio
FCM – Fator de conversão do metano
Fe – Ferro
FL – Fração líquida
FS – Fração sólida
g – Grama
H₂ – Gás hidrogênio
H₂O – Água
H₂S – Gás sulfídrico
Hg – Mercúrio
K – Potássio
Mg – Magnésio
Mn – Manganês
N – Nitrogênio
N₂O – Óxido nitroso
NH₃ – Gás amônia
NH₄⁺ – Íon amônio
P – Fósforo

Pb – Chumbo

PC – Potencial estimado de conversão do metano

pH – Potencial hidrogeniônico

PMM – Potencial anual estimado de produção de metano

PS – Peso seco

PT – Após tratamento anaeróbico

PU – Peso úmido

PZ – Peso de cinzas

ST – Sólidos totais

SV – Sólidos voláteis

T_{CF} – Total de cama de frango produzida por ano

U – Umidade

V – Volume

Zn – Zinco

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	pg. 15
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	pg. 17
2.1. A produção avícola brasileira.....	pg. 17
2.2. A cama de frango.....	pg. 19
2.3. A biodigestão anaeróbia no tratamento da cama de frango.....	pg. 23
2.4. A agricultura e os efeitos do uso desordenado de fertilizantes químicos.....	pg. 30
2.5. Efeitos da adubação orgânica na agricultura e no meio ambiente.....	pg. 33
3. OBJETIVOS.....	pg. 37
3.1. Objetivo geral.....	pg. 37
3.2. Objetivos específicos.....	pg. 37
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	pg. 38
4.1. Coleta e caracterização primária das amostras.....	pg. 38
4.2. Diluição e separação das frações.....	pg. 39
4.3. Caracterização da cama de frango sem tratamento.....	pg. 40
4.3.1. Caracterização da fração líquida.....	pg. 40
4.3.2. Caracterização da fração sólida.....	pg. 41
4.4. Tratamento anaeróbico da fração sólida.....	pg. 41
4.5. Delineamento experimental e descrição de materiais e métodos.....	pg. 42
4.6. Caracterização da fração sólida após tratamento anaeróbico.....	pg. 44
4.7. Estimativa de produção de gás metano.....	pg. 45
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	pg. 47
5.1. Caracterização da cama de frango.....	pg. 47
5.2. Proporções de frações sólida e líquida após diluição.....	pg. 48
5.3. Avaliação da fração líquida.....	pg. 48
5.4. Avaliação das diluições quanto a fração sólida, antes e após tratamento.....	pg. 51
5.5. Estimativa do potencial de geração de metano da cama de frango.....	pg. 57
6. CONCLUSÕES.....	pg. 60
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	pg. 61

1. INTRODUÇÃO

A temática sobre o crescente aumento da população mundial e a segurança sobre as condições alimentares desta população têm sido a base para as grandes discussões mundiais. Dados disponibilizados pelas Nações Unidas sugerem que, entre 1950 e 2015, a população mundial passou de 2,6 para 7,3 bilhões de pessoas, com previsão de que chegue a 8,5 bilhões no ano de 2030 (UNITED NATIONS, 2017). Este aumento da população vem demandando ao longo dos anos a inserção constante de novos territórios agrícolas e modelos produtivos cada vez mais eficientes. Contudo, o modelo agrícola de produção convencional, grande responsável pelos sucessos produtivos das últimas décadas, devido a limitação de água e solo, tende a reduzir a expansão espacial; centrando-se na produção intensiva de alimentos, com o uso cada vez mais contínuo dos solos e consequente aplicação demasiada de produtos químicos (MELO, 2014).

Apesar do constante avanço tecnológico e a inegável maximização da produção agrícola, este modelo tem acarretado um agravamento dos problemas ambientais, principalmente em países emergentes. Neste contexto, ao final do século 20, ganha-se força a ideia da produção sustentável de alimentos, onde os chamados países desenvolvidos começam a dar conta sobre os impactos negativos do atual modelo, passando a potencializar as discussões sobre o desenvolvimento agrícola sustentável, que apesar de ainda ser um conceito polêmico e sujeito a críticas, desponta-se como principal caminho a seguir em busca de garantir segurança alimentar às gerações futuras, aliado à manutenção do recursos naturais para os mesmos (VIEITES, 2010).

Entre os grandes avanços produtivos agrícolas mundiais destacam-se os avanços na tecnologia de maquinários, desenvolvimento genético e a adubação química, sendo que este último migrou gradativamente de fertilizantes naturais a base de esterco animal para fertilizantes químicos. Este avanço no modelo de adubação, apesar de ser bem mais simples de ser empregada, destaca-se também pelos impactos ambientais negativos a longo prazo. O seu uso demasiado causa alterações no equilíbrio físico, químico e biológico do solo, contaminação dos recursos hídricos, além de possuir sua base produtiva de fontes não renováveis (VIEITES, 2010).

Além dos impactos gerados pelo uso desordenado de produtos químicos, as atividades agropecuárias junto com as agroindústrias geram grandes quantidades de resíduos orgânicos, produtos que, quando descartados ou reutilizados de forma incorreta, geram outros sérios problemas ao ambiente. Contudo, quando este material passa por correto processo de seleção e

tratamento, torna-se importante fonte de nutrientes para o solo, substituindo os adubos químicos e agregando valor à atividade (CORRÊA; MIELE, 2011).

No Brasil, apesar da grande diversidade de atividades agropecuárias desenvolvidas, a criação de frango é uma das que apresenta maior destaque evolutivo, tanto na produtividade quanto na de geração de resíduos orgânicos. Este resíduo, normalmente conhecido como “cama de frango”, é formado basicamente por mistura de fezes, penas, restos de ração e algum tipo substrato que serve para forrar os galpões (SILVA *et al.*, 2009).

Por muitos anos, o principal destino da cama de frango foi a utilização na complementação alimentar de ruminantes. Porém, desde 2001, o governo brasileiro proibiu a utilização deste material para este fim, sob a correta alegação da sua relação com patologias animais com consequentes riscos à saúde humana, fazendo-se necessário implementar e potencializar outros meios de aproveitamento (AIRES, 2009).

Entre as opções disponíveis para seu descarte, a reutilização através da aplicação agrícola como fertilizante orgânico é certamente a mais interessante em termos agrônômicos, econômicos, ambientais e sociais. O fertilizante orgânico à base de cama de frango, obviamente que quando bem produzido e empregado de forma e quantidade adequada, apresenta alto potencial nutricional, reduzindo ou até mesmo substituindo a adubação química, permitindo inclusive a recuperação de áreas já degradadas, o que favorece a proteção do meio e a produção de alimentos mais saudáveis (CORRÊA; MIELE, 2011).

Outro método atrativo de aproveitamento da cama de frango é através da produção de uma mistura gasosa de elevado valor energético obtida durante a biodegradação anaeróbica deste material. Essa mistura, popularmente conhecida como “biogás”, é composta principalmente por metano (CH₄) e representa uma importante fonte de energia térmica que pode ser utilizada no próprio estabelecimento, intensificando as práticas de manejo sustentável da produção avícola (AIRES, 2009).

Assim, uma forma de potencializar os ganhos no reaproveitamento da cama de frango é conseguir otimizar a produção integrada destes dois produtos, o biogás e o biofertilizante. Um método prático e bastante utilizado é através da diluição da cama de frango e posterior separação do material em frações sólida e líquida; em que a parte líquida é destinada à produção de biogás e a parte sólida para a produção de adubos orgânicos (AIRES, 2009; COSTA, 2012).

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. A produção avícola brasileira

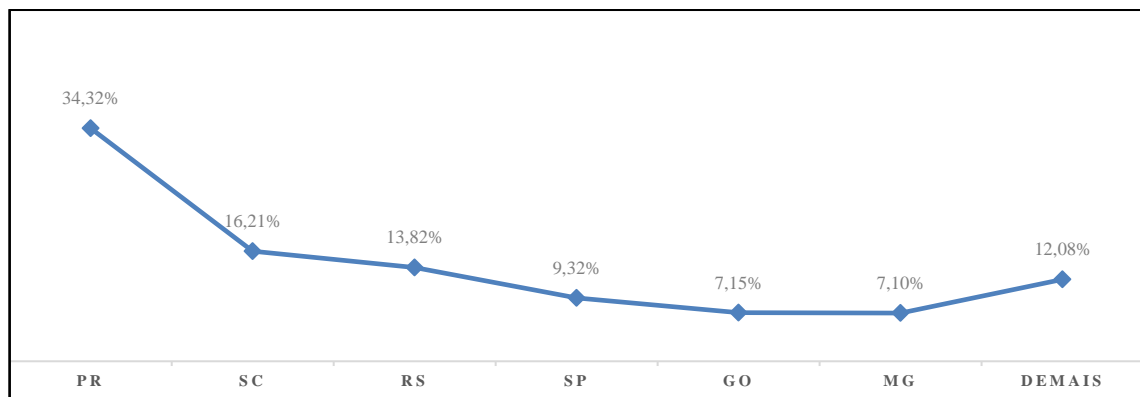
A criação de aves no Brasil existe desde 1500, onde sua chegada foi relatada na carta de Pero Vaz de Caminha à Coroa Portuguesa. Desde então, até os anos entre 1930 a 1940 esses animais eram criados à solta, sem nenhum manejo específico. Neste último período, começaram a chegar no Brasil os primeiros animais de raças puras. Logo após, no período entre 1940 e 1960, devido à grande demanda de alimento, ora motivado pela II Guerra Mundial, paralelo ao processo de urbanização nacional; esses animais passam a possuir espaços específicos para pastoreios intercalados a pequenos galpões. Contudo, somente entre os anos de 1960 a 1970 começa a aparecer a criação desses animais exclusivamente em galpões, acompanhados de novos conceitos, novas demandas e tecnologias; destacando-se o atual modelo de integração entre o produtor e o restante da cadeia produtiva. Contudo, já na década seguinte o produto passa a ganhar destaque nas exportações, chegando finalmente aos níveis observados atualmente (PAULA JR., 2014).

Baseado em demandas do mercado interno e externo e de adequação ambiental, investimentos na produção avícola dentro dos padrões sanitários, de qualidade e de valor comercial foi imprescindível. Para atender esse mercado de consumo crescente, fator determinante foi à implantação do modelo de produção integrado, que permitiu que o setor atingisse níveis de desempenho colocando-a entre as maiores do mundo. O sistema de produção integrado é uma parceria firmada através de contrato, entre o produtor (integrado) e uma agroindústria (integradora). O integrado se responsabiliza pela criação das aves e a integradora pelo fornecimento de insumos e comercialização do produto final, quanto melhor for a qualidade de produção do integrado maior será a remuneração que este receberá da integradora. Com a compra dos lotes de aves, assistência técnica garantida pela integradora, o produtor pode investir em tecnologias para as etapas de criação, garantindo melhor qualidade e rentabilidade do produto final. No entanto, uma das principais consequências da expansão avícola e o consequente aumento de produção é a grande quantidade de resíduos gerados, em especial a cama de frango. Problema que se torna ainda maior quando o produtor recebe para si só a responsabilidade da destinação final destes resíduos; sendo assim, muitas vezes por falta de suporte técnico e financeiro, o integrado não realiza o manejo adequado, deixando de reutilizar este material, e ainda, aumentando os riscos de contaminação ambiental (PAULA JR., 2014).

Desde o ano de 2004 o Brasil consolidou-se como maior exportador de carne de frango do mundo, aumentou acentuadamente a sua produção de carne de frango destinando seu produto

a mais de 140 países (Figuras 1 e 2). Após o ano de 2015 o Brasil vem mantendo outra importante marca, de segundo maior produtor de carne de frango do mundo, chegando a produzir 13,14 milhões de toneladas em 2015. Destes, cerca de 2/3 da produção nacional é destinado ao consumo interno e o restante para exportações (ABPA, 2018). Dentre as regiões brasileiras, a região Sul é a que possui maior destaque na produção e exportação de carne avícola, com aproximadamente 64% de toda produção nacional, seguido por estados da região sudeste e centro-oeste (ABPA,2017; ABPA,2018).

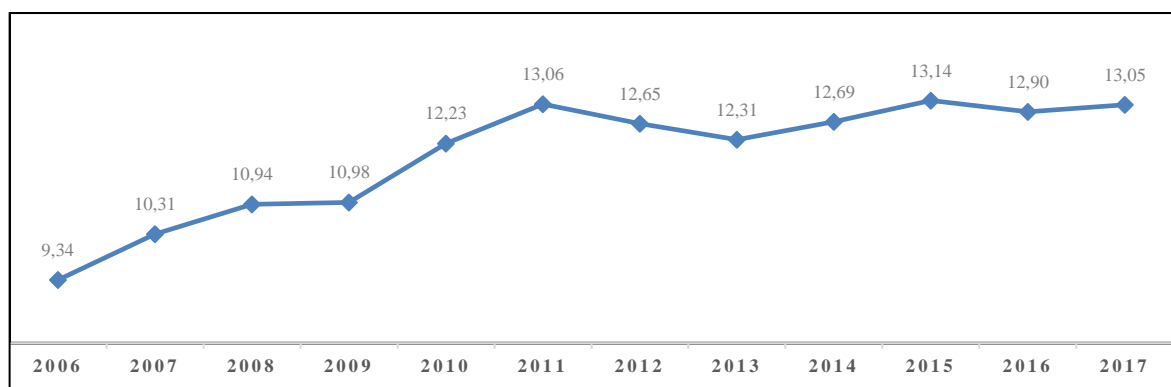
Figura 1: Produção de carne de frango por estado brasileiro em 2017.



Fonte: ABPA, 2018.

Em 2017 o estado de MG foi responsável pelo abate de 7,1% do total nacional, com uma produção estimada de quase 1 milhão de toneladas (Figura 1). Dentre as regiões produtoras no estado, o destaque são as regiões central, triângulo mineiro e centro oeste, ocupando respectivamente 30, 23 e 20% do total, sendo os municípios de Pará de Minas, Uberlândia e São Sebastião do Oeste os principais produtores do estado (MINAS GERAIS, 2016).

Figura 2: Evolução da produção brasileira de carne de frango entre 2006 a 2017 (milhões de toneladas).



Fonte: ABPA, 2018.

Durante um período de 11 anos, a produção de carne de frango no Brasil teve um aumento de aproximadamente 40% (Figura 2). Segundo Contini *et al.* (2010), entre 1979 e 2009 a taxa de crescimento da produção de carne de frango no Brasil foi de 8,45% ao ano, e segundo Corrêa e Miele (2011), existe expectativa de que o Brasil irá abater aproximadamente 16,63 bilhões de aves em 2020. Assim, considerando uma produção média de 1,4 kg de cama de frango por frango abatido, representa uma estimativa de produção de 23 milhões de toneladas de cama de frango para o mesmo ano.

2.2. A cama de frango

A produção avícola gera resíduos assim como qualquer outra atividade desenvolvida pelo homem, e antes de serem devolvidos ao meio ambiente é necessário realizar os tratamentos devidos. Esses resíduos originados da avicultura encontram-se geralmente na forma de efluentes, aves mortas, cama de frango, embalagens de medicamentos, vacinas e outros (AVILA *et al.*, 2008)

A cama de frango, conhecida também como cama de aviário, é o resíduo produzido em maior quantidade durante o período de criação das aves. É constituída por uma mistura de restos de ração, água, penas, dejetos, descamações de pele das aves e de algum material vegetal. Como a criação de aves de corte tem um ciclo de produção de aproximadamente 42 dias, e que durante a criação estas ficam confinadas em um galpão, se faz necessário a utilização desse material vegetal, que tem como finalidade proporcionar um ambiente seguro para a criação das mesmas, que possa absorver umidade (proveniente das fezes, urina e água de bebedouros mal regulados e, ou vazamentos no sistema hidráulico), diminuir a oscilação de temperatura dentro dos galpões, impedir o contato direto das aves com o piso; evitando o contato com a umidade e com microrganismos que comprometam a sua saúde, melhorando assim em seu desempenho e desenvolvimento. Levando em conta essas características, a cama ainda deve ser de fácil disponibilidade, ser composta por um material não tóxico às aves e com baixo custo de aquisição (AVILA *et al.*, 2008).

O material vegetal que constitui a cama de frango, geralmente são raspas de madeira, maravalha, serragem, palhadas, sabugos de milho, resíduos de cana-de-açúcar, cascas de amendoim, arroz e café ou de outro tipo de material vegetal. Informações como a quantidade, composição e características da cama de frango irão variar de acordo com lotação e duração do ciclo de criação das aves, tipo de material que está sendo utilizado para a formação da cama, número de lotes de produção, tempo de armazenagem, além de fatores como o manejo,

fisiológico e o ambiente em que se encontram. Estes fatores, aliados à época e localização da granja, provavelmente irão influenciar na produção e composição físico-química deste material (AVILA *et al.*, 2008; COSTA, 2012).

Os resíduos aviários possuem potencial para ser tanto um recurso quanto um poluente, dependendo de como e em quais quantidades são descartados sobre o meio. Quando são bem manejados causam impactos leves e até mesmo positivos ao meio ambiente, porém quando descartados incorretamente podem acarretar uma série de problemas. Um destes é a emissão de gases que contribui para as mudanças climáticas, denominada por alguns autores como efeito estufa, que vem sendo causado pela intensificação da emissão dos gases, em especial o dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O). A decomposição da cama de frango pode contribuir na emissão destes gases, em especial o CO₂ e o CH₄, sendo que este último, apesar de presença inferior na atmosfera, possui efeito 23 vezes mais potente que o CO₂, sendo de extrema importância controlá-lo (SEADI, 2008).

Dentre as diversas formas de destinação da cama de frango, por muitos anos o destaque foi a sua utilização na complementação alimentar de bovinos. Além de ser abundante em regiões criadoras de frango, representando baixo custo de aquisição, na maioria das vezes, a cama de frango possui alta digestibilidade e valor energético, com elevado teor de proteína bruta e alto teor de nitrogênio na forma de aminoácidos, sendo ainda, rica em minerais, especialmente o cálcio e fósforo. Contudo, os aspectos sanitários da cama de frango sempre geraram dúvidas sobre a sua utilização na suplementação animal, seja por patologias causadas aos animais, em especial o botulismo, ou ainda, pelo potencial implícito de infecção de humanos. Assim, tendo como objetivo principal evitar a ocorrência no Brasil da doença da “Vaca Louca”, desde 2001, o uso da cama de frango, bem como qualquer outro produto de origem animal, é proibido na alimentação de bovinos (OLIVEIRA, 2001).

Com a proibição do uso da cama de frango para suplementação alimentar de bovinos, os destinos mais viáveis para este material tem sido a produção de biogás e de fertilizantes orgânicos. No entanto, devido a maior necessidade de manejo e a necessidade de maior investimento, a utilização para produção de biogás ainda não é uma prática usual na maioria dos produtores. Em grande maioria, estes acabam por comercializar ou empregar este produto como fertilizante (BRATTI, 2012).

Nesse contexto, regiões com grande concentração de produtores, tem-se também uma produção excedente de camas, que geralmente acabam dispostas diretamente ao meio ambiente ou são aplicadas demasiadamente sobre os mesmos locais, ocasionando em excesso de

nutrientes no solo, em especial o nitrogênio e fósforo, além de elevada carga orgânica. Esse acúmulo de nutrientes decorrido do descarte incorreto pode causar diversos impactos negativos ao ambiente, como a contaminação do solo e corpos d'água, a formação de fortes odores e de gases causadores do efeito estufa, causa a degradação de ecossistemas aquáticos, além de causar a proliferação de microrganismos e macrovetores, podendo ser precursora de diversas doenças em plantas e animais, com consequente geração de riscos à saúde humana (COSTA, 2012; AIRES, 2009).

A destinação adequada da cama de frango é algo imprescindível e deve ser tratada como intrínseca à avicultura. Sendo que, quando bem planejada e acompanhada de tecnologia e processos adequados, esse passivo, deixa de ser custo de produção passando a fonte de renda, agregando ganhos econômicos e sustentabilidade a atividade. O uso da cama de frango como adubo orgânico é uma prática tradicional, simples e amplamente utilizada. Contudo, quando aplicado ainda *in natura* no solo, apesar da inserção de elevado teor de nutrientes orgânicos, apresenta grande maioria desses nutrientes em forma ainda não mineralizada, limitando a assimilação imediata dos mesmos pelas plantas. Possui ainda, altos teores de nitrogênio que são facilmente mobilizados, podendo ser facilmente perdido em forma de gás (NH_3) ou lixiviados em forma de íons solúveis (NH_4^+) (AUGUSTO, 2011). No entanto, quando acompanhada de tratamento eficiente, esta é transformada em fertilizante de elevado potencial nutricional, com elevados índices de nitrogênio, fósforo, potássio e micronutrientes, o que permite seu uso em quase todas as culturas, inclusive suprimindo a necessidade parcial ou total de adubos químicos (PAULA JR., 2014). A única restrição de uso de fertilizantes à base da cama de frango é quanto ao uso em pastagens e capineiras, que segundo a Instrução Normativa 25, de 23 de julho de 2009, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA, só pode ser realizado quando acompanhado de incorporação do material junto ao solo; além disso, no caso de pastagens, a área onde houver a aplicação deste material deve ser mantida sem pastoreio por no mínimo 40 dias (BRASIL, 2009).

Diferentemente dos fertilizantes químicos, por ser rico em material orgânico, o uso de fertilizantes à base de cama de frango ao longo dos anos, obviamente que aplicado em quantidades eficientes, está associado a diversas melhorias observadas nas atribuições físicas, químicas e biológicas do solo: altera a estrutura do solo tornando-o menos denso, mais poroso e com maior capacidade de infiltração e retenção de água, aumenta a capacidade de troca catiônica (CTC), aumenta a ciclagem e consequente disponibilidade de nutrientes para as plantas, aumenta os teores de substâncias húmicas (ácidos húmicos e fúlvicos) que está

associado a capacidade de complexar elementos tóxicos e micronutrientes, possibilitando a disponibilidade gradativa destes micronutrientes, além de possuir a capacidade de degradação de xenobióticos (CORRÊA; MIELE, 2011; PICCOLO, 1996). Por esses e outros fatores, aliados a necessidade de redução de custos e a demanda crescente do mercado por produtos sustentáveis, a utilização da adubação orgânica vem sendo largamente ampliada na agricultura, representando uma das alternativas mais utilizadas na adubação do solo e nutrição de plantas em substituição ao uso de adubos químicos (MONDARDO *et al.*, 2011)

O processo de tratamento de cama de frango pode ser realizado de diversas maneiras, no entanto, alguns processos apresentam maior aceitação devido a capacidade de associar o tratamento do rejeito a possibilidades de ganho econômico. Com esse intuito, os métodos mais empregados são através de compostagem, método conhecido como tratamento aeróbico, ou seja, com presença de oxigênio livre; e por meio de biodigestores, onde o tratamento do rejeito é feito sem a presença de oxigênio livre, método conhecido como anaeróbico. Como resultado, a compostagem tem como produto final um adubo orgânico de elevado valor agrônômico, enquanto os biodigestores são capazes de fornecer o biogás e o biofertilizante (AIRES, 2009; COSTA, 2012).

A cama de frango possui em sua composição materiais de origem vegetal que podem apresentar biodegradação lenta, podendo até mesmo não ser biodegradável. Diante disso, uma prática bastante comum na produção do biogás é a retirada deste material grosseiro. A cama de frango é diluída em água, com posterior separação das frações sólida e líquida, sendo a parte líquida destinada aos biodigestores e a parte sólida é direcionada, normalmente, a compostagem. A grande vantagem desse método está associada à fração líquida, uma vez que possibilita maior produção de biogás por quantidade de material inserido no biodigestor, apresenta menor tempo de retenção, além de ser mais econômico, tendo em vista que será necessário menor reator para a mesma quantidade de animais. Como característica marcante em relação ao material inicial, a fração líquida destaca-se pela maior quantidade de nutrientes solúveis, menor quantidade e, ou quase ausência de materiais grosseiros, possui maior fluidez, apresenta degradação mais rápida e conseqüentemente melhor rendimento no biodigestor (CHAUMP *et al.* 2019).

A qualidade deste material está diretamente relacionada ao seu objetivo, quando se trata de geração de biogás, a quantificação de sólidos totais e voláteis são primordiais. Uma vez que, a quantidade de sólidos totais está relacionada a eficiência do sistema como um todo, onde teores muito elevados implicam em maior tempo de retenção do material, e teores muito baixos

implicam em consumo excessivo de água, menor produção de biogás por quantidade total de material e consequentemente maior custo. Quanto aos sólidos voláteis, apesar de não corresponder somente à parte orgânica do material, a determinação deste permite realizar uma importante estimativa sobre a quantidade de matéria orgânica disponível e consequentemente a quantidade de material com potencial em ser convertido em biogás (OLIVEIRA, 2012; COSTA, 2012; AIRES, 2009; IPCC, 2006).

Contudo, apesar do fato da fração sólida possuir menor carga orgânica hidrossolúvel, ela continua necessitando de tratamento antes de ser descartado; inclusive, pode ter seu aproveitamento em sistemas com captação de biogás, provavelmente apresentará rendimento inferior à fração líquida (COSTA, 2012; KOTHARI *et al.*, 2014).

2.3. A biodigestão anaeróbia no tratamento da cama de frango

O lançamento de resíduos no solo, sejam eles na forma líquida ou sólida sem receber um tratamento adequado, pode provocar sérios problemas ao ambiente, no solo e consequentemente nos corpos d'água, degradando o ecossistema e causando riscos à saúde humana. Esses efeitos decorrem da grande carga orgânica e pela expressiva quantidade de macronutrientes como o nitrogênio e fósforo presente nos dejetos avícolas. Por isso, muitos estudos surgiram nas últimas décadas para avaliar a biodigestão anaeróbia das camas de frango, com a finalidade de avaliar seu potencial de aproveitamento, quantificar e caracterizar os produtos formados nesse processo e destinar este resíduo de forma mais sustentável (COSTA, 2009; COSTA, 2012; COSTA *et al.*, 2012).

A biodigestão anaeróbia é um processo biológico natural em ambientes livres de oxigênio, onde a matéria orgânica passa por um processo de degradação, gerando produtos mais simples, como o gás metano e o dióxido de carbono (COSTA, 2012; FORESTI *et al.*, 1999; CHEN *et al.*, 2008). O gás gerado nesse processo é chamado de biogás, ele é composto por um teor de 60 a 70% de metano (CH₄), de 30 a 40% de dióxido de carbono (CO₂) e outros gases com concentrações muito baixas, como O₂, N₂, H₂S, dentre outros. O biogás possui um poder calorífico que varia entre 4800 a 6900 kcal/m³, enquanto após purificado o metano chega 9100 kcal/m³, com inflamabilidade em misturas de 5 a 15% com o ar (PALHARES, 2005). A equação 1 resume o processo de decomposição durante a biodigestão anaeróbia, utilizada em todo o mundo para o tratamento de resíduos industriais, agropecuários e municipais (KELLEHER *et al.*, 2002).

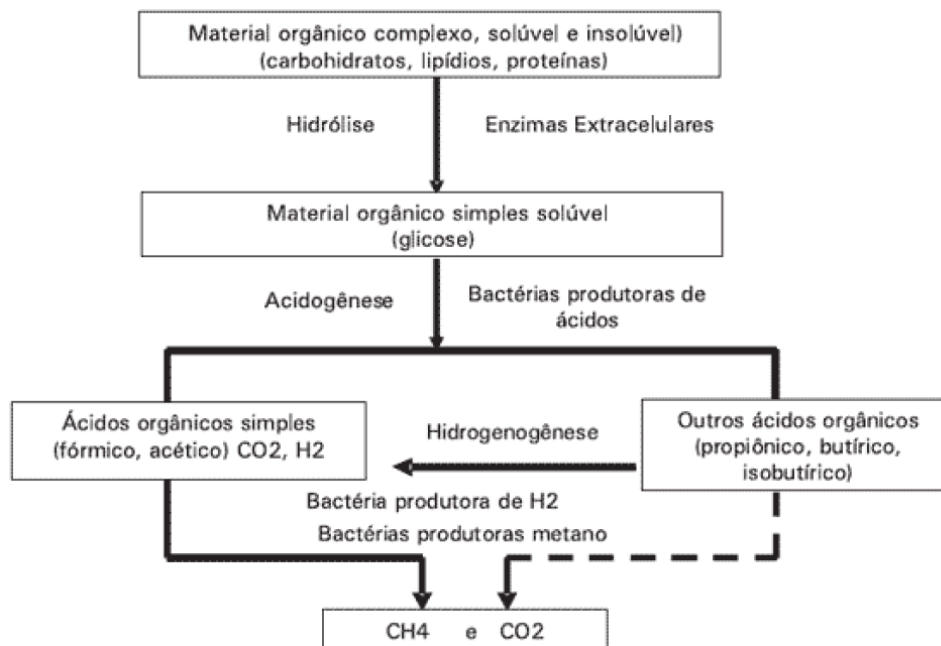


Equação 1: Processo de biodigestão anaeróbia.

Fonte: KELLEHER *et al.*, 2002.

O processo de biodigestão anaeróbica é dividido em 4 etapas metabólicas: a primeira etapa ou hidrólise é na qual ocorre a ação de enzimas extracelulares, as exoenzimas, liberadas por bactérias fermentativas hidrolíticas, que causam a degradação dos compostos orgânicos complexos em compostos mais simples; a segunda etapa ou acidogênese é na qual a ação de bactérias acidogênicas convertem os compostos gerados na etapa anterior em H_2 , CO_2 , sais e álcoois; a terceira etapa ou acetogênese é na qual bactérias acetogênicas metabolizam os álcoois e ácidos voláteis da etapa anterior convertendo-os em principalmente em metanol e acetato; por fim, a quarta etapa ou metanogênese, corresponde a etapa onde a ação de bactérias acetotróficas e hidrogenotróficas reduzem o ácido acético e o CO_2 gerando o CH_4 (figura 3) (CARON *et al.*, 2009; KOTHARI *et al.*, 2014).

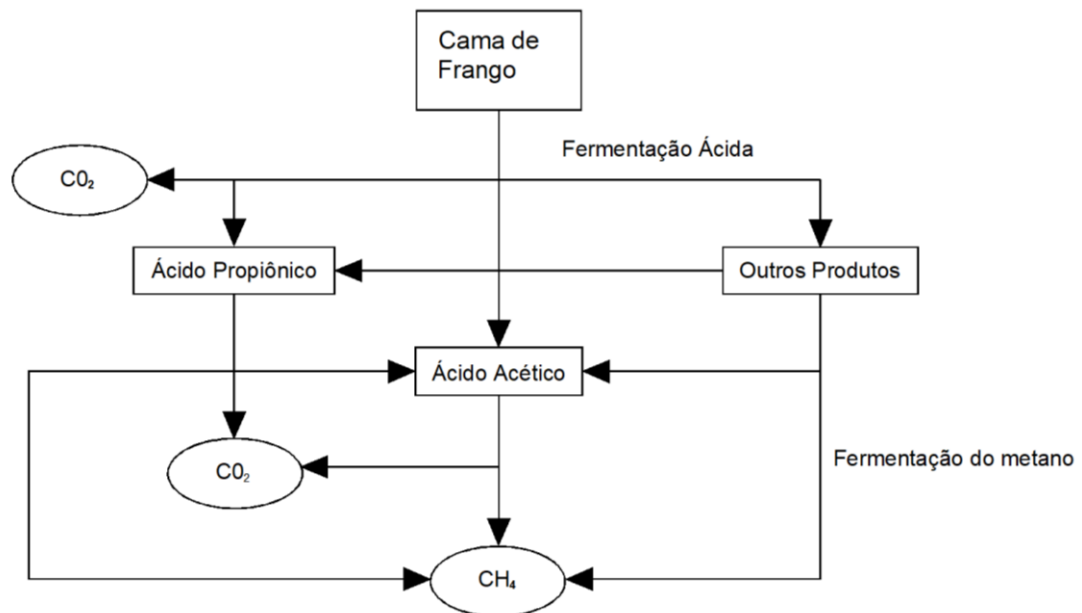
Figura 3: Etapas metabólicas do processo de biodigestão anaeróbica.



Fonte: CARON *et al.*, 2009.

No entanto, Kelleher *et al.* (2002) defendem que o processo de biodigestão anaeróbica da cama de frango pode ser subdividido em apenas dois estágios, estando o primeiro relacionado a hidrólise e a conversão de componentes complexos, incluindo gorduras, proteínas e polissacarídeos, em compostos orgânicos simples, principalmente ácidos orgânicos e álcoois. E a segunda etapa, relacionada a ação exclusiva de bactérias estritamente anaeróbicas, que convertem os produtos obtidos anteriormente em gases, principalmente o CH_4 e CO_2 (figura 4).

Figura 4: Roteiro de degradação no processo de biodigestão anaeróbica.



Fonte: KELLEHER *et al.*, 2002.

Para que ocorra o processo de biodigestão anaeróbica e a consequente produção do biogás é necessário que o material seja decomposto em câmaras projetadas para inibir a presença de oxigênio livre e que possua dispositivos que possibilite a coleta do gás gerado, equipamentos conhecidos como biodigestores anaeróbicos. Existem diversos modelos de biodigestores, cada qual com características singulares de operação e com indicações que dependem principalmente do tipo de biomassa a ser decomposta. A principal classificação dos biodigestores está relacionada ao fluxo de alimentação do equipamento, que pode ser do tipo contínuo ou do tipo batelada. Nos biodigestores contínuos, o processo de abastecimento e de desabastecimento ocorrem simultâneos, sem necessidade de interromper o processo de produção do biogás. Este modelo é muito indicado para propriedades com produção contínua de biomassa, por exemplo em criação de bovinos, granjas de suínos, esgotos domésticos e outros. Já nos biodigestores do tipo batelada a biomassa é inserida uma única vez por ciclo, sendo este vedado e somente reaberto após conclusão do processo de tratamento do material. Sendo, portanto, indicados para locais com geração de biomassa em tempos mais esparsos, por exemplo na decomposição da cama de frango (DEGANUTTI *et al.*, 2019). Outra classificação relevante ao processo de biodigestão anaeróbica está relacionado ao teor de sólidos totais (ST) da biomassa utilizada, podendo ser úmida ($ST < 10\%$), semi-sólida ($10\% < ST < 20\%$) ou sólida ($ST > 20\%$), sendo que a escolha do perfil utilizado dependerá basicamente de fatores como a quantidade de água disponível, dimensões do biodigestor e a relação com a quantidade e o tipo de biomassa a ser tratada, bem como a relação de custos de implantação e de manutenção (ZAHAN e OTHMAN,

2019; KOTHARI, *et al.*, 2014). Outros autores, como Li *et al.* (2011), entendem que processo anaeróbico em fase sólida já pode ser considerado quando o teor de sólidos totais for superior a 15%.

O processo de biodigestão e a geração de biogás é dependente de diversos fatores, a qualidade do resíduo, o tempo de retenção hidráulica e a temperatura são os principais. Um resíduo de boa qualidade deve apresentar umidade e mobilidade ideais para o tipo de biodigestor selecionado, além de possuir quantidades suficientes de nutrientes essenciais para o desenvolvimento microbiano, e ainda, deve possuir valor de pH, em geral, próximo da neutralidade. Quanto à temperatura, esta é de suma importância, uma vez que interfere principalmente sobre a velocidade do metabolismo bacteriano, sendo essencial evitar alterações bruscas durante o processo, com uma faixa ideal entre 20 a 40°C. Quanto ao tempo de retenção hidráulica, este corresponde ao tempo total que o material permanecerá dentro do biodigestor, dependendo principalmente do tipo e teor de sólidos totais da biomassa (AUGUSTO, 2011).

A cama de frango é um material rico em nutrientes e de grande potencial na geração de biogás. Os componentes orgânicos da cama de frango são classificados em 3 grandes grupos biológicos: os carboidratos, que representam a maior parte do material biodegradável, incluindo a celulose, o amido e açúcares; as proteínas, que são compostos mais complexos, representada principalmente por grupos de milhões de aminoácidos; e os lipídeos ou gorduras, que são os materiais ricos em ácidos graxos (Kelleher *et al.*, 2002). Contudo, uma característica peculiar desse material está relacionada a grande presença de material lignocelulósico, em especial a lignina, que apresenta como característica marcante a degradabilidade lenta em processos anaeróbicos, além de possuir a capacidade de associar e proteger a celulose e a hemicelulose, deixando-as mais recalcitrantes, conseqüentemente menos susceptíveis ao processo de hidrólise (CHAUMP *et al.*, 2019). Além disso, a cama de frango apresenta outros desafios no processo de biodigestão, como a periodicidade sazonal da sua produção e o maior consumo de água para adequação dos níveis de sólidos totais na entrada do processo, o que reflete na necessidade de reatores maiores e conseqüentemente maior gasto de investimento quando comparado a processos utilizando dejetos de suínos e bovinos. Outra característica peculiar desse resíduo é a sua alta variabilidade; diferenciando principalmente devido ao tipo de ração oferecida aos animais, época do ano, localização da granja, tipo de substrato empregado, quantidade de ciclos e densidade populacional que foi utilizada. Esses fatores refletem sobre a composição química do material, demandando maiores conhecimentos técnicos para otimizar o processo de biodigestão e a geração do biogás. Possui ainda sérios problemas quanto à presença de

resquícios de vacinas e antibióticos utilizados durante a criação dos animais; estes inibem o crescimento microbiano chegando a inviabilizar o processo anaeróbico (CHAUMP *et al.*, 2019; FUKAYAMA, 2008).

Apesar dos desafios, o uso da biodigestão anaeróbia para tratamento da cama de frango proporciona diversos benefícios ambientais e econômicos. É um processo importante para o saneamento rural, reduzindo a quantidade de sólidos e de microrganismos patogênicos, proporcionando a higienização das instalações onde as aves são confinadas, diminuindo consideravelmente a presença de moscas e de odores, estimula também a reciclagem da matéria orgânica e de nutrientes, proporciona a redução da emissão de gases de efeito estufa dentre outros. Já no setor econômico estão alguns benefícios como a redução do tempo de manuseio e processamento do resíduo, produção de biofertilizantes, geração de uma fonte de energia renovável como o biogás, que se transformado em calor e energia elétrica, podem ser utilizados pelo próprio estabelecimento onde as aves são criadas (BURKE; DENNIS, 2001).

De acordo com a literatura, o principal objetivo econômico e ambiental de se utilizar o método de biodigestão anaeróbia para o tratamento da cama de frango é a produção do biogás. A utilização do biogás não proporciona somente benefícios econômicos devido à redução com gastos de combustíveis, como também benefícios ambientais, por meio da troca de um combustível não renovável por um renovável. O metano apresenta um grande potencial causador de efeito estufa, muito mais poluente que o dióxido de carbono, o seu armazenamento e posterior queima amenizam os impactos causados a camada de ozônio e geram créditos de carbono, que posteriormente podem ser vendidos tornando mais uma opção de fonte de renda (JEONGSIK *et al.*, 2003).

A produção do biogás, assim como todo o processo de biodigestão, é diretamente afetada pelas condições físico-químicas do resíduo, onde conhecimento e adoção de práticas complementares potencializam a geração do mesmo. Considerando as características peculiares da cama de frango, os limitadores mais comuns na geração do biogás é a presença marcante de materiais grosseiros e de difícil degradação, e ainda, pela baixa relação C/N, normalmente variando de 6:1 a 20:1, valores inferiores ao recomendado. Especificamente na cama de frango, a relação C/N é um pouco mais preocupante, uma vez que grande parte do carbono total identificado se encontra associado a compostos lignocelulósicos, o que tende limitar a quantidade efetivamente disponível do mesmo. Uma relação C/N baixa, seja esta causada pela elevada presença de material lignocelulósico ou pelo elevado teor de N da mistura inicial, interfere diretamente no processo, uma vez que excesso de nitrogênio (baixa relação C/N) pode

levar a formação da amônia e consequente inibição da atividade bacteriana. Esses efeitos são previsíveis na biodigestão anaeróbica da cama de frango, sendo possível a adoção de práticas complementares com intuito de mitigá-las, as mais comuns quanto a redução de material grosseiro rico em lignina, são a moagem do material antes da diluição e, ou a separação das frações hidrossolúveis das não hidrossolúveis após diluição, processo último realizado através de peneiração, decantação ou centrifugação. Esses métodos já tendem a adequar a relação C/N a valores entre 30:1 a 50:1 que é o recomendado, contudo, caso necessário pode-se ainda realizar o enriquecimento inicial da mistura com outras biomassas ricas em carbono, por exemplo o esterco bovino (CHAUMP *et al.*, 2019; OLIVEIRA, 1993).

Devido à alta variabilidade da cama de frango, bem como as condicionantes que interferem no processo de geração do biogás, não existem fórmulas precisas com a capacidade de determinar a quantidade exata de biogás a ser gerado no processo. Contudo, utilizando-se dados obtidos em trabalhos com condições e biomassa similares, bem como identificando algumas características físico-químicas do material, é possível estimar os índices de produção deste gás em determinada propriedade, o que se torna imprescindível e determinante quanto ao processo de planejamento e implantação de sistema de geração e aproveitamento do mesmo (KAZMIERCZAK *et al.*, 2016). Na tabela 1 estão relacionados alguns dados de produção de biogás obtidos de diversas fontes de biomassa. Alguns valores foram adaptados, sendo que 1 m³ de biogás foi considerado correspondente a 0,65 m³ de CH₄ (PALHARES, 2004), a proporção média de sólidos voláteis sobre o total de sólidos totais de cama de frango foi fixada em 85% (CHAUMP *et al.*, 2019; KELLEHER *et al.*, 2002) e a densidade do CH₄ em 0,67 kg/m³ (MITO *et al.*, 2018; IPCC, 2006).

TABELA 1: Produção do metano após biodigestão anaeróbica com diversas fontes de biomassa.

Biomassa	Resultados obtidos (m ³ de CH ₄ / kg de SV)	Fonte
Dejetos de bovinos (geral)	0,10 a 0,13	ZANETTE, 2009
Dejetos de bovinos (geral)	0,07	KONRAD <i>et al.</i> , 2018
Dejetos de bovinos (geral)	0,10	MITO <i>et al.</i> , 2018
Dejetos de bovinos (geral)	0,06 a 0,20	OLIVEIRA, 1993
Dejetos de bovinos (vacas de leite)	0,13	MITO <i>et al.</i> , 2018
Dejetos de suínos (geral)	0,29	ZANETTE, 2009
Dejetos de suínos (geral)	0,29	KAZMIERCZAK <i>et al.</i> , 2016
Dejetos de suínos (geral)	0,29	MITO <i>et al.</i> , 2018
Dejetos de suínos (geral)	0,13 a 0,48	KONRAD <i>et al.</i> , 2018
Dejetos de suínos (geral)	0,24 a 0,32	OLIVEIRA, 1993
Dejetos de Frangos (Geral)	0,24	ZANETTE, 2009
Dejetos de Frangos (Geral)	0,20 a 0,40	OLIVEIRA, 1993
Dejetos de Frangos (esterco fresco)	0,35 a 0,60	SEADI, 2008
Cama de frango (1 ciclo)	0,26	COSTA, 2009
Cama de frango (1 ciclo)	0,24	KONRAD <i>et al.</i> , 2018
Cama de frango (1 ciclo)	0,14 a 0,65	AIRES, 2009
Cama de frango (1 ciclo)	0,16	DE BONA <i>et al.</i> , 2017
Cama de frango (1 ciclo)	0,26	FUKAYAMA <i>et al.</i> , 2009
Cama de frango (1 ciclo)	0,25	SANTOS, 2001
Cama de frango (1 ciclo)	0,20 a 0,29	PALHARES, 2004
Cama de frango (2 ciclos)	0,27 a 0,32	PALHARES, 2004
Cama de frango (3 ciclos)	0,38	COSTA, 2012
Resíduo sólido (20 a 40% de ST)	0,19 a 0,32	LI <i>et al.</i> , 2011

Fonte: Do autor (2019).

Além do biogás, o processo de biodigestão anaeróbia resulta no biofertilizante, que é um composto rico em nutrientes e em componentes bioativos. Em sua constituição estão presentes células vivas ou latentes de microrganismos de metabolismo anaeróbio e fermentação (bactérias, leveduras, fungos filamentosos), sendo encontrados também metabólitos e quelatos organominerais. As características do biofertilizante produzido, assim como a do biogás, irão depender dos fatores que influenciam o processo, a sua qualidade é em função principalmente do tipo de substrato que constitui a cama de frango. Se aplicados conforme as recomendações, esses biofertilizantes podem apresentar bons resultados, reduzindo os gastos do produtor com a produção de culturas, uma vez que eles são ricos em minerais essenciais às plantas, tornando

uma importante ferramenta para o manejo da fertilidade dos solos e nutrição de plantas (COSTA, 2009).

A utilização da biodigestão anaeróbia no tratamento da cama de frango, pode ser um procedimento mais sustentável para a produção de frango de corte. Este método alia a capacidade de geração de energia renovável junto à produção de um biofertilizante de elevado valor agrônômico, propiciando a reciclagem do resíduo e de seus compostos nutritivos. Contudo, apesar de ser considerado mais eficiente, principalmente no controle de patógeno e de odores, o método anaeróbico é mais complexo, necessitando de maior conhecimento sobre o sistema e sobre os parâmetros que podem interferir no tratamento, possuindo como agravante o maior custo de implantação.

2.4. A agricultura e os efeitos do uso desordenado de fertilizantes químicos

A agricultura no Brasil e em todo mundo vive em constante evolução, onde a grande demanda do momento é a necessidade de produção cada vez maior de alimentos com o menor impacto possível ao meio ambiente. Nesse contexto, algumas técnicas estão sendo caracterizadas como mais ou menos impactantes, sendo que alguns fatores ainda deixam lacunas sobre como alcançar tais objetivos. O que vemos hoje ainda são avanços tecnológicos que priorizam o uso de agroquímicos, porém de maneira mais consciente; um bom exemplo é através da agricultura de precisão, que potencializa a produtividade, reduz gastos com insumos, mas ainda possui um custo de implantação elevado e pouca aderência de pequenos produtores. De outro lado, vemos uma potencialização de práticas agroecológicas, que apesar de autossustentável, ainda sofre com a falta de competitividade frente à agricultura convencional, sendo ainda uma fonte pequena da quantidade de alimentos necessários para suprir a necessidade mundial (SILVA *et al.*, 2017).

A agricultura brasileira sempre foi destaque e de grande interesse para o mundo, principalmente por disseminar ao longo de sua história essa tradição de grande produtor e exportador de commodities. O sucesso obtido nas últimas décadas demonstrou para o mundo o quão importante somos na produção de alimentos, na geração de renda e, também, na capacidade de alteração negativa do meio ambiente. Dentre os grandes avanços da agricultura nacional, os maiores resultados foram percebidos durante o período de industrialização, onde o processo de expansão das indústrias é acompanhado da acelerada urbanização e consequente êxodo da mão de obra no campo. Tal acontecimento levou a agricultura nacional a estabelecer novos desafios, principalmente em como produzir grandes quantidades de alimentos de baixo

valor para atender sua população e em como manter a sua tradição de país agroexportador. O avanço marcante observado em tal período se deve principalmente à expansão dos territórios agrícolas nacionais, antes atados às terras férteis do sul, sob o apoio marcante da ciência, passam a destacar sobre as grandes áreas planas do cerrado, que apesar de serem terras com reduzido custo de aquisição, possuía como característica marcante a baixa fertilidade natural e exigiam uma demanda maior de mecanização e de insumos, em especial de fertilizantes químicos (CONTINI *et al.*, 2010).

Segundo Decreto nº 4954, de 14 de janeiro de 2004, fertilizante é definido como qualquer substância ou composto mineral ou orgânico, de fonte natural ou sintética, que forneça às plantas um ou mais elementos necessários ao seu desenvolvimento (BRASIL, 2004). Possuem como fonte principal de matéria prima produtos procedentes da petroquímica e da mineração, representando um dos principais elementos na cadeia produtiva agrícola, sendo os mais importantes e consumidos os que fornecem nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) (PAULO e SERRA, 2015).

O Brasil é o quarto maior consumidor mundial de fertilizantes químicos e o primeiro em expansão de consumo, sendo que aproximadamente 75% deste produto é adquirido através de importação (ROSALINO *et al.*, 2011). Dados da ANDA (2017), citado por Vegro (2018), informa que somente em 2017, a entrega de fertilizantes ao consumidor final no Brasil ultrapassou 34 milhões de toneladas de produtos, com ligeira expansão de 1,04% em relação ao ano anterior. Dentre os produtos consumidos, os potássicos (K_2O), fosfatados (P_2O_5) e os nitrogenados (N) representam 45% deste total, com 17, 15 e 13%, respectivamente. Nos anos de 2015 e 2016, a soja foi a cultura nacional com maior demanda de fertilizantes químicos, acima de 40% de todo o consumo nacional, seguido do milho e feijão, com aproximadamente 16 e 13% cada. Paralelo a isso, os estados com destaque nacional na produção de grãos, são consequentemente os maiores consumidores de fertilizantes químicos, o Mato Grosso, com 20% da demanda, é o maior consumidor, seguido por São Paulo, Rio Grande do Sul, Paraná e Minas Gerais, com aproximadamente 12% cada. O estado de Goiás, apesar de ser o 4º maior produtor de grãos, a frente de Minas Gerais e São Paulo, fica em 6º no ranking nacional de consumidor de fertilizantes químicos, com cerca de 9% da demanda nacional (ANDA, 2017).

Além disso, um aspecto relevante ao fertilizante químico está relacionado as suas fontes de extração, a maioria dos adubos consumidos são originários de fontes finitas e com elevados impactos ambientais na sua extração. O principal problema relacionado ao uso exacerbado de fertilizantes químicos está ligado a falsa impressão que se pode simplesmente aumentar a

produção de alimentos com o aumento de consumo de fertilizantes. Em grande maioria, os fertilizantes são produtos oriundos de fontes não renováveis. Estima-se que a exploração a baixo custo de fosfato e potássio no mundo seja suficiente para no máximo 40 a 100 e 50 a 200 anos, respectivamente. Fato que ainda é mais preocupante quando se refere aos micronutrientes, onde estima-se no máximo 60 anos para o cobre e zinco, 35 anos para o manganês e 55 anos para o selênio. Além desta preocupação, o uso desordenado de fertilizantes químicos está associado a diversos problemas ambientais, como a contaminação e acidificação do solo, redução da microbiota do solo, aumenta a susceptibilidade das plantas a ataques de pragas e doenças, causa a contaminação dos recursos hídricos e a emissão de gases potencializadores do efeito estufa e da destruição da camada de ozônio (LANA, 2009).

Outro grave problema ambiental associado a utilização de fertilizantes químicos está associado à presença de metais pesados. Alguns desses elementos como Magnésio (Mg), Ferro (Fe), Zinco (Zn), Manganês (Mn) e Cobre (Cu) são essenciais para determinados ecossistemas, participando de processos fisiológicos, como a fotossíntese, cadeia respiratória e a fixação de nitrogênio. Contudo, alguns outros, como arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb), mercúrio (Hg) e cromo (Cr) são tóxicos, com propriedades de bioacumulação no meio ambiente, em especial nos tecidos dos seres vivos, onde não são degradados, persistindo em caráter cumulativo ao longo da cadeia alimentar, por fim, resultando em riscos à saúde humana através do consumo de alimentos contaminados. Outro ponto relevante está associado a lixiviação do fósforo e nitrogênio aplicados ao solo através da adubação química, que ocorre principalmente pelo escoamento superficial das águas da chuva e/ou pela irrigação em excesso. A presença desses nutrientes em excesso nos cursos d'água naturais pode estimular a proliferação excessiva de fitoplânctons e a consequente floração de espécies como as cianobactérias, microrganismos capazes de liberar toxinas altamente prejudiciais à saúde humana, seja pela ingestão ou pelo simples contato (PAULO e SERRA, 2015).

Contudo, a utilização de fertilizantes químicos ainda é indispensável para agricultura mundial, sendo que sua aplicação deve ser feita de forma racional, considerando diversos fatores além dos resultados esperados na produção. Em todos os casos, é sempre importante ter conhecimento técnico suficiente e capaz de direcionar as quantidades eficientes do produto, determinar a época de aplicação, quais os produtos ideais e quais são seus impactos residuais no solo, bem como sua acidez e salinidade, determinar a capacidade e o potencial produtivo do solo, em especial aos fatores associados à cultura de interesse e, sempre que possível, associar a utilização deste produto a outros produtos de fontes naturais e ricos em matéria orgânica, além

da adoção de práticas que minimizam seus potenciais efeitos adversos no meio ambiente (JAQUE, 2010).

2.5. Efeitos da adubação orgânica na agricultura e no meio ambiente

Os fertilizantes orgânicos são materiais de origem animal, vegetal ou agroindustrial, que possuem capacidade de aumentar a disponibilidade de nutrientes no solo, favorecendo o desenvolvimento das plantas. Existem diversos tipos de fertilizantes orgânicos, os mais comuns são os fertilizantes orgânicos simples, material advindo de uma única fonte (animal, vegetal ou agroindustrial); fertilizantes orgânicos compostos, composto por materiais de fontes diversas; e, o adubo verde, que se refere à incorporação de plantas ou restos de culturas diretamente ao solo. Existe ainda o fertilizante organomineral, que se refere ao produto obtido após enriquecimento dos fertilizantes orgânicos (compostos ou simples) com fertilizantes minerais (TRANI *et al.*, 2013).

As fontes mais comuns de fertilizantes orgânicos de origem animal são os esterco de bovinos, suínos e aves, que são materiais com elevado teor de nitrogênio, fósforo e potássio, sendo que os dois últimos normalmente são rapidamente disponibilizados para as plantas. Os fertilizantes de origem vegetal, o destaque é a adubação verde com a utilização principalmente de leguminosas, plantas que convivem em simbiose com algumas espécies de bactérias que possuem a capacidade de converter o nitrogênio presente na atmosfera em formas assimiláveis para a planta. Quanto aos resíduos agroindustriais, o uso da vinhaça no cultivo da cana de açúcar é o grande destaque nacional, pois trata-se de um material rico em diversos minerais, principalmente o potássio (LIMA, 2015).

O uso de fertilizantes orgânicos, além de efeito imediato na quantidade de nutrientes no solo, amplia de forma gradual, através de processos de solubilização e mineralização, a disponibilidade desses nutrientes para as plantas. Efeito associado ao também aumento da biodiversidade microbiana, que ainda auxilia no controle biológico de algumas pragas do solo (SBCS, 2004; TRANI *et al.*, 2013). Outro impacto positivo relacionado ao uso de biofertilizantes é a capacidade que esse material possui em condicionar e regenerar solos, inclusive solos já degradados. Segundo CFSEMG (1999), o uso de fertilizantes orgânicos aumenta a capacidade de troca de cátions (CTC), principalmente em solos arenosos ou altamente intemperizados, aumenta a agregação de partículas, diminui a plasticidade e a coesão do solo, aumenta a aeração e a capacidade de retenção de água, aumenta a estabilidade de

temperatura do solo, facilita as atividades de preparo do solo, reduz a susceptibilidade a processos erosivos e a lixiviação de nutrientes.

Contudo, os efeitos benéficos do uso da adubação orgânica dependem da utilização de quantidades adequadas e de fertilizantes de boa qualidade. Materiais mal decompostos ou mal preparados podem causar efeitos adversos ao esperado, podendo acarretar na contaminação do solo por metais pesados, introdução de plantas daninhas, contaminação de plantas e até mesmo do homem através de microorganismos patogênicos. Além disso, os adubos orgânicos possuem alta variabilidade na proporção de nutrientes, o que dificulta estabelecer uma quantidade ideal do produto a ser destinado para suprir a demanda de certa cultura, podendo ocasionar efeitos negativos diversos, seja pela aplicação insuficiente e consequente falta de nutrientes na planta, ou ainda, a aplicação demasiada que pode causar contaminação de cursos d'água, principalmente pelo excesso de N e P. Outro aspecto relevante é que os adubos orgânicos possuem menor concentração de nutrientes quando comparado ao adubo químico, representando maiores gastos operacionais com transporte, armazenamento e distribuição em campo, tornando-o menos atrativo principalmente em grandes lavouras (TRANI *et al.*, 2013; CARVALHO *et al.*, 2011).

No entanto, o aumento na demanda por alimentos mais saudáveis e a preocupação crescente da população pelas causas ambientais, bem como pela necessidade de compatibilização do desenvolvimento às limitações de uso de recursos naturais finitos, tem refletido sobre o crescente aumento do consumo de fertilizantes orgânicos no Brasil. Outro ponto relevante e que tem dado aporte a expansão da produção e consumo de fertilizantes orgânicos ocorreu após a publicação da Lei Federal nº 12.305/2010, chamada de Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS, esta estabelece que qualquer um que gerar resíduos sólidos é responsável pelo gerenciamento e destinação adequada do mesmo. Sendo que, dentre as diretrizes propostas, a gestão e gerenciamento dos resíduos deverá priorizar a seguinte ordem: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final. A junção desses dois fatores, interesse social em produtos mais sustentáveis e obrigatoriedade estabelecida pela PNRS, têm potencializado na agricultura nacional a expansão do conceito de economia circular, que basicamente é a produção agrícola centrada na reutilização. A utilização de fertilizantes orgânicos é um exemplo prático de implementação de economia circular, pois transforma um passivo ambiental em uma importante fonte de renda, reduzindo a dependência e o desperdício de materiais finitos, gerando diversos ganhos ambientais para toda a cadeia produtiva e toda sociedade envolvida (OLIVEIRA *et al.*, 2018).

Vários autores vêm avaliando o efeito da utilização de fertilizantes orgânicos sobre diversas culturas de interesse agropecuário. Na tabela 2 são apresentados alguns exemplos de resultados obtidos em trabalhos que avaliaram a fertilização orgânica através da aplicação de cama de frango.

TABELA 2: Exemplos de uso da cama de frango em diversas culturas agropecuárias.

Cultura	Resultado da aplicação	Fonte
Aveia preta <i>Avena strigosa</i> <i>Schreb.</i>	Observou aumento linear para a altura de plantas e densidade de perfilhos, número de folhas por perfilho, comprimento de folhas, diâmetro do colmo e comprimento do colmo enquanto a relação folha/colmo decresceu com o aumento das doses de cama de frango aplicadas.	MONDARDO et al. (2011)
Brachiaria <i>Brachiaria brizantha</i> <i>cv. Marandu</i>	Observou efeito positivo no acúmulo diário de matéria seca com o uso de cama de frango em relação ao não uso da mesma, evidenciando o seu potencial como fertilizante independente da adição consorciada deste material com outras fontes de nitrogênio (uréia).	VILELA et al. (2009)
Calêndula <i>Calendula officinalis</i> <i>L.</i>	Observou a maior produção total de capítulos florais sob cultivo com cama-de-frango 50% incorporada e 50% em cobertura, em relação a tratamentos que não receberam cama de frango, ou aqueles que receberam somente incorporada ou somente em cobertura.	SCALON FILHO et al. (2011)
Cebolinha <i>Allium fistulosum</i>	Observou que os maiores teores de massa fresca (t/ha), bem como a maior quantidade de maços por ha e consequente renda bruta (R\$), foram obtidos em tratamentos com o uso da cama de frango na seguinte ordem de doses aplicadas: 14 t/ha > 7 t/ha > 0 t/ha.	ZÁRATE et al. (2003)
Feijão carioca <i>Phaseolus vulgaris</i>	Observou que a adubação química, devido a liberação imediata de N e P disponíveis para as plantas, proporciona maior produção de matéria seca da parte aérea e das raízes do feijoeiro em comparação com a adubação exclusiva com a cama de frango, sendo que esta última proporcionou acúmulos de, em média, 59% do N e 59% do P em relação ao primeiro.	LOURENÇO et al. (2013)
Feijão azuki <i>Vigna angularis</i>	Concluiu como viável o uso do esterco bovino ou cama de frango, uma vez que ambos proporcionam produtividade de grãos de feijão azuki semelhantes a adubação química.	GUARESCHI et al. (2013)
Forragens <i>Brachiaria brizantha</i> , <i>Panicum maximum</i> , <i>Cynodon dactylon</i>	Testou a produtividade de matéria seca de forragens fertilizadas com cama de frango, dejetos líquidos de suínos, adubação mineral e sem adubação. Em geral, observou que todos os tratamentos que receberam fertilização sobressaíram aos que não receberam, sendo que o comportamento foi similar entre as diferentes fontes de nutrientes, sugerindo que o uso de resíduos orgânicos em doses adequadas pode substituir a adubação mineral.	MENEZES et al. (2009)
Gravioleira <i>Annona muricata L.</i>	Testou a produção de mudas de gravioleira com substrato enriquecido com diversas proporções de cama de frango (20, 30 e 40%). Observou que os melhores resultados sobre vigor das plantas foram obtidos no substrato contendo 20% de cama de frango.	ANDRADE et al. (2014)
Mandioquinha-salsa <i>Chaerophyllum bulbosum.</i>	Observou maiores produtividades de raízes comerciais e maiores rendas brutas e líquidas quando utilizando de adição de cama de frango.	TORALES et al. (2014)
Milho <i>Zea mays L.</i>	Observou que a utilização de cama de frango como fertilizante orgânico, proporciona resultados positivos na produção de milho para silagem e, dependendo do custo e da disponibilidade da mesma, pode substituir com vantagens a adubação química.	NOCE et al. (2010)
Moranga e Pepino <i>Cucurbita maxima e Cucumis sativu</i>	Testou a produção de frutos de moranga ‘Tetsukabuto’ e de pepino ‘Caipira’ com adição de doses de cama de frango variando de 0 a 50 g/kg. Observou que a produção dos mesmos aumentou aproximadamente em 120% nos tratamentos que receberam dose de 30 g/kg.	BLUM et al. (2003)

<p>Soja <i>Glycine max</i></p>	<p>Observou que a adição da cama de frango em diferentes doses (0; 3; 6 e 9 mg/ha) elevou gradativamente a altura de planta e de inserção do primeiro legume, massa de 100 grãos, número de legumes por planta e o rendimento de grãos de soja, porém em doses mais elevadas favorece o acamamento das plantas.</p>	<p>CARVALHO et al. (2011)</p>
<p>Sorgo <i>Sorghum bicolor (L.) Moench</i></p>	<p>Testou os efeitos de três tipos de cama de frango (de casca de amendoim, de casca de arroz e de serragem de pínus) em relação a adubação química, sobre o solo cultivado com Sorgo. Os melhores resultados foram obtidos com a utilização de compostos orgânicos na ordem supracitada, sendo observado a elevação do pH, da soma de bases (SB), da capacidade de troca catiônica (CTC) e da saturação por bases (V%), além de diminuição da acidez potencial (H+Al), em comparação ao adubo químico.</p>	<p>SANTOS et al. (2004)</p>
<p>Vinhedo <i>Vitis spp.</i></p>	<p>Avaliou a composição química de camas de frango advindas de 25 diferentes granjas de corte localizadas no município de Garibaldi - RS, observando que todas possuem teores consideráveis de N, K, Ca, P, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu e Na, com pH levemente alcalino e, portanto, representando apreciável fertilizante para o uso nos vinhedos da região.</p>	<p>MIELE e MILAN (1983)</p>

Fonte: O autor (2019).

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Avaliar o tratamento anaeróbico da fração sólida da cama de frango sob o tempo de retenção de 60 dias em 3 diferentes diluições.

3.2. Objetivos específicos

Testar 3 diluições da cama de frango em água e identificar quais apresentam características recomendados para o uso em biodigestores;

Caracterizar e avaliar a composição química da parte sólida da cama de frango, antes e após o tratamento anaeróbico e determinar a potencialidade deste material na geração de possível impacto ambiental quando descartado incorretamente;

Avaliar a eficiência do tratamento anaeróbico na redução de carga orgânica, de sólidos totais e sólidos voláteis;

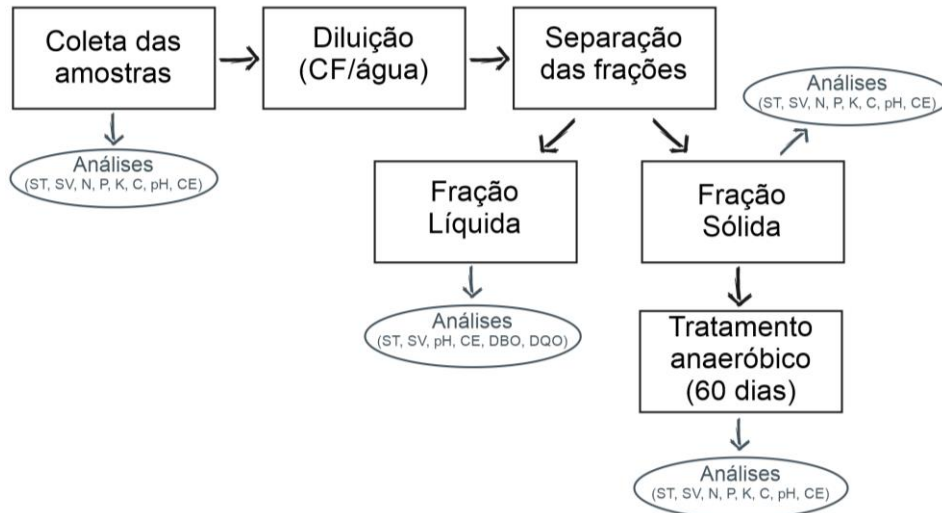
Quantificar quimicamente o material quanto à disposição de macronutrientes e avaliar as potencialidades químicas e biológicas da utilização deste material como biofertilizante;

Identificar o potencial de aproveitamento do biogás através do processo de biodigestão anaeróbica das frações sólida e líquidas da cama de frango.

4. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no IFMG – Campus Governador Valadares, sendo todo o processo explicitado de forma resumida através da figura 5.

Figura 5: Organograma de execução do experimento.



Fonte: Do Autor (2019).

4.1. Coleta e caracterização primária das amostras

O material estudado foi coletado em uma granja de produção comercial de frango de corte localizada no município de Bom Jesus do Amparo – MG, na região Central de Minas Gerais. Atualmente nesta granja utilizam casca de arroz como base para montagem da cama de frango, sendo esta trocada a cada ciclo, que inclui o tempo de manutenção dos animais na granja, que é de 45 dias, acrescido de mais 15 dias correspondente ao período para limpeza do galpão. A granja funciona a uma lotação máxima de 15 frangos por m², sendo que engorda a cada ciclo aproximadamente 70000 frangos, com uma taxa de sobrevivência superior a 95%, sendo ao final, cada frango retirado com um peso médio de 3,2 kg. Como resultado, toda essa produção resulta em produção média estimada de 100 ton de cama de frango por lote. Atualmente toda cama de frango produzida é vendida como fertilizante natural sem passar por qualquer tipo de tratamento.

A cama de frango foi estratificada por área e a coleta foi realizada em único galpão (Figura 6) formando unidades compostas, sendo a data de coleta em 22 de setembro de 2018. O material foi selecionado de forma aleatória em diversos pontos do galpão que foi estratificado, sendo coletadas pequenas quantidades em diversos sacos até formar uma amostra homogênea composta.

Figura 6: Foto do galpão no dia da coleta.



Fonte: Do Autor (2019).

4.2. Diluição e separação das frações

Nesta etapa, todas as amostras foram pesadas (Figura 7) e diluídas em água, passando posteriormente por separação através de peneiras, distinguindo-as em frações líquida e sólida. Apesar da presente pesquisa estar associada ao estudo da utilização do material sólido como biofertilizante agrícola, as diluições foram realizadas baseado nas características da fração líquida, tendo em vista que na prática, quando empregada o processo de separação, o principal objetivo é otimizar a qualidade deste material para consequente produção de biogás.

Figura 7: Pesagem para diluição do material.



Fonte: Do Autor (2019).

Nesse contexto, foram realizados os testes com 3 diferentes diluições e três repetições, sendo testada as diluições de 3, 5 e 7 partes de água por parte de cama de frango (Figura 8). Assim, independente da relação de sólidos totais obtidos, todas as diluições tiveram suas partes sólidas encaminhadas para o tratamento anaeróbico.

Figura 8: Foto do material após separação.



Fonte: Do Autor (2019).

Quanto ao processo de separação, este pode ser realizado de diversas formas, as principais são através da decantação, peneiramento e por centrifugação (COSTA, 2012). Dentre estas, a mais comum e que apresenta menor investimento em equipamentos e tecnologia é através do peneiramento, onde o produtor pode realizar todo o processo utilizando-se de equipamentos relativamente simples e de baixo custo. Para separação das frações foi utilizada peneira granulométrica de 2,36 mm (Figura 9).

Figura 9: Foto do procedimento de separação das frações sólida e líquida.



Fonte: Do Autor (2019).

4.3. Caracterização da cama de frango sem tratamento

4.3.1. Caracterização da fração líquida

Após diluição e peneiramento o resíduo líquido foi caracterizado quanto ao seu teor de sólidos totais e sólidos voláteis, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE),

demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO). Todas essas análises, com exceção da determinação de DBO e DQO que foram destinadas a laboratórios específicos, foram realizadas nos laboratórios do IFMG – Campus Governador Valadares.

4.3.2. Caracterização da fração sólida

As caracterizações das frações sólidas foram realizadas em duas situações distintas, antes e após o tratamento anaeróbico. Os teores de carbono orgânico (C) e macronutrientes (N, P e K) foram determinados por laboratórios contratados. Os valores de sólidos totais, sólidos voláteis, pH e condutividade elétrica foram determinados no próprio laboratório do IFMG – Campus Governador Valadares.

4.4. Tratamento anaeróbico da fração sólida

A parte do material correspondente à fração sólida foi submetida ao tratamento anaeróbico com intuito de reduzir o seu potencial poluidor e potencializar as suas características como fertilizante natural. Considerando as características que limitam a disseminação do uso do tratamento anaeróbico para a cama de frango, em especial o elevado investimento inicial com equipamentos, optou-se por realizar o experimento com um método que se assemelha a um biodigestor do tipo batelada. O material coletado após separação foi montado em sacos plásticos estéreis, vedados e com inserção de uma mangueira, que ao final foi submersa em um recipiente com água, permitindo a saída dos gases gerados e impedindo a entrada de oxigênio (Figura 10).

Figura 10: Foto dos materiais sob tratamento.



Fonte: Do Autor (2019).

4.5. Delineamento experimental e descrição de materiais e métodos

A partir da instalação do experimento, os tratamentos foram dispostos em sacos plásticos estéreis e vedados de forma a permanecer sem presença de oxigênio livre, oferecendo, portanto, um sistema anaeróbico para obter um biofertilizante ao fim de 60 dias. Os tratamentos constam das diluições: 1:3, 1:5 e 1:7 de material sólido por água, dispostos segundo um delineamento inteiramente casualizado, com três repetições.

O efeito do sistema anaeróbico em diferentes diluições foi avaliado por meio da análise de variância, num delineamento inteiramente casualizado, com três repetições. As médias dos tratamentos foram comparadas pelo teste de Tuckey a 5%. Quanto a comparação das médias das características (N, P, K, C, pH, CE, ST e SV) nas frações antes do tratamento anaeróbico, bem como a estimação do potencial de biogás, foi utilizado método estatístico similar, contudo, com quatro repetições cada.

As diluições das amostras foram realizadas nas proporções de 1 parte de material sólido por 3, 5 e 7 partes de água desmineralizada. Em todas as diluições a quantidade de material sólido foi a mesma, 2 kg de cama de frango *in natura*, e respectivamente 3, 10 e 14 kg de água. Como não foi localizada metodologia padrão que indique formas de diluir e separar este tipo de material, procedeu-se a mistura em tambores com homogeneização por um tempo de aproximadamente 30 minutos, com posterior separação passando o material pela peneira granulométrica com abertura da malha de 2,36 mm. Devido ao tamanho total da peneira e com intuito de padronizar a separação do material, realizou a adição parcelada de cerca de 500 mL da mistura na peneira, aguardando o processo de filtração por cerca de 60 segundos.

De imediato, logo após a diluição e separação das frações, foi possível realizar as medições do pH e condutividade elétrica do material na fase líquida utilizando o equipamento Sonda Multiparamétrica Modelo HQ40 - HACH.

Quanto à fração sólida, para determinação do pH, utilizou-se a metodologia indicada por Lacerda *et al* (2014), onde foram pesadas porções de 10 g da amostra *in natura* e misturadas com 50 mL de solução de CaCl_2 0,01 mol/L, sendo agitadas a cada 10 minutos até o tempo total de 30 minutos. Sendo por fim medido através do equipamento Sonda Multiparamétrica Modelo HQ40 – HACH os valores de pH desta solução.

Para determinação da condutividade elétrica na fração sólida, utilizou-se como referência a norma ISO 11265 (1994), onde porções do material foram levados a secagem em uma estufa a temperatura de 65 °C por um tempo superior a 16 horas, sendo posteriormente triturado e pesado em porções de 15 g do material seco, sendo adicionada posteriormente uma

quantidade de 150 mL de água desmineralizada. Logo após, o material foi agitado por 30 minutos, depois foi filtrado em papel filtro, sendo finalmente realizada a medição da condutividade elétrica da solução através do equipamento Sonda Multiparamétrica Modelo HQ40 – HACH.

As determinações de sólidos totais e sólidos voláteis foram realizadas conforme procedimentos descritos pela AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA, 1998). Para determinação desses valores nas frações sólidas, as amostras foram dispostas em recipientes de porcelana previamente pesados, com quantidades aferidas entre 25 e 50g, em seguida foram secas em banho-maria com temperatura de 96 °C, sendo posteriormente encaminhadas à estufa para secagem final a uma temperatura de 104 °C. Durante a secagem na estufa, ao transcorrer de intervalos de 1 hora, o material foi resfriado e pesado, repetindo-se até a obtenção de peso constante. Após a secagem total do material na estufa, esse foi novamente pesado e encaminhado para a mufla a uma temperatura de 550 °C, sendo que, novamente, a cada intervalo de 1 hora de queima, foram resfriados e pesados continuamente até a obtenção de peso constante. Paralelo a este processo, outra quantidade de material de cada amostra, nas mesmas proporções (25 a 50 g), sofreram o mesmo processo, com a diferença de serem secados diretamente na estufa a temperatura de 104 °C. Esse método permite ainda determinar a umidade do material, uma vez que a mesma corresponde a proporção de água perdida no processo de secagem.

Fórmulas:

$$\begin{aligned} ST &= (PS * 100) / PU \\ SV &= (PS - PZ) * 100 / PS \\ U &= 100 - ST \end{aligned}$$

Onde,

ST – Sólidos Totais (%)

SV – Sólidos Voláteis (%)

U – Umidade (%)

PU – Peso úmido da amostra (g)

PS – Peso do resíduo seco (g)

PZ – Peso de cinzas após ignição da amostra (g)

Quanto a determinação dos sólidos totais e voláteis na fração líquida, a APHA (1998) prevê situações diferentes que dependem da quantidade de sólidos por volume total das

amostras (mg/L). Assim, a primeira etapa foi determinar essa quantidade de sólidos em gramas por volume em litros da amostra. Para determinação deste valor, foi pesado um volume definido de amostra, que posteriormente foi seca em banho-maria a 96 °C, depois foi encaminhado para secagem final na estufa a temperatura de 104 °C até a obtenção de peso constante. Após secagem e pesagem, foi determinado o valor em mg de sólidos totais por volume da amostra.

Fórmula:

$$ST/L = (PS * 1000) / V$$

Onde,

ST/L – Sólidos Totais por Volume (mg/L)

PS – Peso do resíduo seco em estufa (g)

V – Volume da amostra (mL)

Segundo a APHA (1998), para a determinação de sólidos totais e voláteis em amostras aquosas e que apresentem teores de sólidos totais em quantidades superiores a 20000 mg/L, deve-se proceder método análogo ao utilizado para a determinação desses teores nas amostras de fração sólida. No entanto, nos casos em que o teores obtidos de sólidos totais forem menores que o valor de referência, a quantidade de material pesado será menor, entre 5 a 200 mg de material seco, bem como o tempo de secagem e queima, que será, respectivamente, 1 hora de estufa entre 15 a 20 minutos de ignição na mufla.

Quanto às análises de DQO e DBO, a amostra do material foi coletada após a diluição e separação das frações, sendo encaminhado imediatamente ao laboratório que realizou as análises. Foram encaminhados 1100 ml de fração líquida correspondente a cada diluição, as análises foram realizadas conforme metodologias propostas por APHA (2005) e NBR 12614 (1992), respectivamente.

Quanto as análises de carbono orgânico e macronutrientes, foram coletadas amostras da fração sólida, sendo encaminhada uma quantidade aproximada de 1 kg de material referente a cada diluição para laboratório correspondente.

4.6. Caracterização da fração sólida após tratamento anaeróbico

Após transcorrido o tempo de retenção de 60 dias, o material foi analisado, sendo que no próprio laboratório do IFMG foram realizadas as interpretações de sólidos totais, sólidos voláteis, pH e condutividade elétrica. Parte do material foi novamente enviado a laboratórios terceirizados que determinaram os valores de carbono orgânico e macronutrientes (N, P e K).

4.7. Estimativa de produção de gás metano

A estimativa de produção do gás metano foi realizada utilizando procedimentos recomendados pela IPCC (2006). Onde, diante os resultados obtidos de SV da cama de frango *in natura* e diluída, estimou-se a capacidade de produção máxima do metano para a mesma. Originalmente, esse método foi desenvolvido para cálculo de emissão do metano e consequente efeito sobre o aquecimento global. Contudo, este método também é válido para estimar o potencial de geração de biogás de uma propriedade, basta alterar o fator de conversão adequando-o para situação de manejo empregado. Outra adequação aconteceu quanto ao total estimado para a propriedade, uma vez que sabe a quantidade aproximada de cama de frango gerada anualmente, sendo o cálculo restrito a este índice, não sendo realizada a estimativa de produção de metano para toda a atividade, conforme originalmente sugerido pelo IPCC (2006).

Fórmulas:

$$\begin{aligned} \text{PMM} &= \text{ST} * \text{SV} * \text{B}_0 * \text{FCM} * \text{T}_{\text{CF}} \\ \text{PC} &= \text{ST} * \text{SV} * \text{B}_0 * \text{FCM} \\ \text{PC}_{\text{total}} &= (\text{PC-FS}) + (\text{PC-FL}) \end{aligned}$$

Onde,

PMM – Potencial máximo anual estimado de produção de metano (m³/ano)

PC – Potencial estimado de conversão do metano (m³/kg)

PC-FS – Potencial estimado de produção do metano da fração sólida (ml/g)

PC-FL – Potencial estimado de produção do metano da fração líquida (ml/g)

PC_{total} – Potencial estimado de conversão do metano considerando as proporções de frações sólida ou líquidas (m³/kg)

ST – Teor de sólidos totais da biomassa (%)

SV – Proporção de sólidos voláteis em relação ao teor de sólidos totais (%)

B₀ – Capacidade máxima de produção do metano (m³/kg)

FCM – Fator de conversão do metano (% ou kg de CH₄ / kg de SV)

T_{CF} – Total de cama de frango produzida por ano (kg/ano)

A capacidade máxima de produção de metano da cama de frango (B₀) varia de acordo com o tipo manejo, dieta, temperatura e outros fatores. O IPCC (2006) recomenda como preferencial utilizar B₀ advindos de publicações específicas do país e advindas experimentos padronizados. Os valores encontrados e explicitados na tabela 2 demonstram que, apesar da diversidade climática nacional, os valores encontrados de B₀ encontram-se próximos ao valor

de 0,24 m³/kg de CH₄, valor este sugerido pelo próprio IPCC (2006) como referência para países subdesenvolvidos. Assim, utilizou-se o referido valor para o B₀.

Quanto ao fator de conversão do metano, este representa a eficiência de determinado método, principalmente pelo uso ou adequação de equipamentos, nível de tecnologia, manejo e outros fatores que o ambiente proporciona para desenvolvimento dos microorganismos e consequente conversão da matéria orgânica em metano. Assim, quando a cama de frango é destinada para uso ou descarte sem tratamento, ela ainda gera CH₄ que é liberado na natureza, o IPCC (2006) sugere que o FCM pode ser estimado de acordo com o clima da região, onde regiões de clima frio (10 a 15 °C) o FCM é 1%, regiões de clima temperado (15 a 25 °C) o FCM é 1,5% e para regiões de clima quente (26 a 28 °C) o FCM é de 2%, não apresentado FCM para regiões com temperatura médias superiores ou inferiores aos valores citados. Portanto, para este trabalho, considerou o valor de FCM de 1,5% para a estimativa da liberação máxima do metano prevista para ocorrer em ambientes livres e em regiões de clima temperado, como é o caso do município de Bom Jesus do Amparo, região onde localiza a granja produtora da cama de frango objeto do presente trabalho (CLIMATE-DATA, 2019). No entanto, o uso de biodigestores é uma medida de manejo capaz potencializar a liberação do metano, chegando a atingir a 78% de conversão da matéria orgânica presente na cama de frango em biogás, ou seja, até 55% de CH₄ (PALHARES, 2004), ou ainda, a chegando a FCM de 60% (SV ⇒ CH₄), conforme sugerido por Seadi (2008), pressuposto que ambos os casos o tratamento de cama de frango com teores de sólidos totais até 10%, ou seja, fração líquida. Assim, para os cálculos de estimativa do valor máximo de metano foi utilizado o valor FCM de 60% para as frações líquidas. Quanto ao uso da biodigestão anaeróbica sobre porções de fração sólida de cama de frango (ST>20%), não há pleno consenso sobre o valor de referência para o FCM, sendo que, segundo Nizami e Murphy (2010) e Kothari et al., (2014), reafirmado por Marchioro *et al.* (2017), sistemas de biodigestão anaeróbica em estado sólido apresenta produtividade de biogás 15 a 40% menor que quando utilizado a mesma biomassa no estado líquido. Neste caso, com intuito de simular o potencial máximo de biogás da fração sólida, foi utilizado o valor obtido por Marchioro *et al.* (2017), que encontrou valor de eficiência de 13% na conversão da fração sólida da cama de frango em CH₄.

Neste contexto, foi realizado o cálculo das duas hipóteses de destinação da cama de frango, considerando a liberação natural do CH₄ e a liberação através do uso do biodigestor, sendo a última com possibilidade de aproveitamento. Bem como, a estimativa da produção máxima de metano para as frações sólidas e líquidas, em todas as 3 diluições.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados e discussão do trabalho serão apresentados a seguir.

5.1. Caracterização da cama de frango

Os teores de sólidos totais e voláteis, nitrogênio, fósforo, potássio, carbono, pH e condutividade elétrica avaliados da cama de frango *in natura* são apresentados na tabela 3.

TABELA 3: Teores avaliados na cama de frango *in natura*.

ST (%)	SV (%)	N (%)	P (%)	K (%)	C (%)	pH	CE (mS/cm)
85,2	83,3	2,70	1,70	2,30	38,90	8,51	5,70

N – Nitrogênio; P – Fósforo; K - Potássio; C – Carbono orgânico; ST – Sólidos totais; SV – Sólidos voláteis; CE – Condutividade elétrica.

A cama de frango possui uma complexa variabilidade, dependendo do local, clima, composição vegetal, época de formação, dentre outros fatores. As proporções de ST e SV encontradas estão próximos dos valores 85,9 e 84 (ST e SV, respectivamente) encontrados por Champ *et al.* (2019); e superiores aos valores 78,1 e 71 (ST e SV, respectivamente) encontrados por De Bona *et al.* (2017). Já Miah *et al.* (2015) observaram teores de 72% de ST e 83,95% de SV. Portanto, apesar da alta variabilidade da cama de frango, as proporções de ST e SV encontram-se próximas dos valores supracitados, bem como próximos do padrão de 70 a 80% de ST relatado por Paula Jr. (2014) e dos 85% de SV sugerido por Kelleher *et al.* (2002). Quanto aos macronutrientes, Ávila *et al.* (2007) avaliaram camas de frango formadas com 7 tipos diferentes de vegetais, observando valores médios de nitrogênio e fósforo, variando de 2,28 a 2,72 e 0,81 a 1,07 (%), respectivamente. No entanto, Carvalho *et al.* (2011), identificaram valores de 4,4, 0,85 e 3,7(%) de N, P e K, enquanto Costa (2012) observou 3,64, 2,26 e 0,55(%), respectivamente. Augusto (2007) fez uma relação dos valores observados em 8 trabalhos diferentes, obteve valores variando entre 2,8 a 5,3(%) para nitrogênio, entre 1,7 a 6,0(%) de fósforo, e valor de 1,7% para potássio. Esta variabilidade pode também ser observada nos demais parâmetros avaliados, Carvalho *et al.* (2011) observou valores de carbono orgânico de 41,1%, pH de 7,4 e condutividade elétrica de 26,4 mS/cm, já Augusto (2007), estudou a cama de frango de galinhas poedeiras e observou valores de carbono orgânico variando de 4,4 a 13,72(%). Assim, em todos os casos acima nota-se alta diversidade nos valores observados, corroborando com os teores observados no presente trabalho.

5.2. Proporções de frações sólida e líquida após diluição

Na tabela 4 são apresentados os teores das frações e suas proporções após as 3 diferentes diluições.

TABELA 4: Proporção de frações obtidas após diluições.

Diluições	CF	H ₂ O	Fração Líquida		Fração Sólida		Perdas
1:3	2 kg	6 kg	1,8 kg	22,6%	6,1 kg	75,8%	1,5%
1:5	2 kg	10 kg	4,9 kg	41,1%	6,9 kg	57,8%	1,1%
1:7	2 kg	14 kg	9,1 kg	57,1%	6,6 kg	41,2%	1,7%

CF – Cama de frango; H₂O – Água.

Os resultados obtidos e apresentados na tabela 4 demonstram que a quantidade obtida das frações sólidas após separação é relativamente semelhante em todas as diluições, variando de 6,1 a 6,9 kg, fato explicado pela quantidade idêntica de cama de frango utilizada em cada tratamento. Resultado bastante diverso do observado na fração líquida, que variou 1,8 a 9,1 kg, implicando-se que, ao aumentar a proporção de quantidade de água aumenta-se a quantidade de fração líquida, exigindo-se reatores também maiores.

Observa-se na tabela 4 que o peso total da fração líquida tem variação maior do que a fração sólida, sendo que este último aumenta à medida que aumenta a diluição. Enquanto isso, o peso da fração sólida não varia proporcionalmente à diluição, o que significa que a diluição possivelmente não o altera. Nota-se ainda que a proporção em porcentagem das frações sólidas e líquidas varia de forma descendente e ascendente, respectivamente, de acordo com as proporções de água e biomassa utilizadas nas diferentes diluições.

5.3. Avaliação da fração líquida

Na tabela 5 são apresentados os teores de sólidos totais, sólidos voláteis, pH, condutividade elétrica (CE), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) obtidos nas frações líquidas após as 3 diferentes diluições.

TABELA 5: Teores observados em análises da fração líquida.

Diluições	ST		SV	pH	CE	DBO	DQO
	(mg/L)	(%)	(%)	-	(mS/cm)	(mg/L)	(mg/L)
1:3	63975	6,6 ^a	75,6 ^a	8,56 ^b	12,0 ^a	14970	35325
1:5	28475	2,9 ^b	70,8 ^b	8,54 ^b	8,6 ^b	8870	24687
1:7	21275	2,1 ^c	70,7 ^b	8,62 ^a	6,6 ^c	6666	15457

Médias seguidas de mesma letra, numa mesma coluna, não diferem entre si, pelo Teste de Tukey, a 5% de significância.

ST – Sólidos totais; SV – Sólidos voláteis; pH – Potencial hidrogeniônico; CE – Condutividade elétrica; DBO – Demanda bioquímica de oxigênio; DQO – Demanda química de oxigênio.

A produção e qualidade do biogás gerado está diretamente associado a relação de sólidos totais presentes no material que alimenta os biodigestores, sendo que teores demasiadamente altos ou baixos podem inibir o processo. Segundo Lucas Jr. (1994), citado por Costa (2012) e Aires (2009), para que o processo de produção de biogás seja mais eficiente, o substrato que alimenta o biodigestor deverá possuir um teor de sólidos totais abaixo de 10%, sendo que os melhores resultados de produção de biogás utilizando a cama de frango são obtidos quando este teor se encontra entre 3 a 6%. Já o autor Seadi (2008), sugere que uma mistura adequada para utilização em biodigestores deverá conter um teor de sólidos totais entre 4 a 8% do total da mistura. Estes teores foram reafirmados por diversos outros autores, Deganutti (2019) sugeriu teores próximos e não superiores a 8%, enquanto Bujoczek *et al.* (2000) e Markou (2015), sugeriram teores próximos a 5%. Karlsson *et al.* (2014), sugerem valores que variem entre 4 e 10%, dependendo do tipo de alimentação do biodigestor. Assim, observa-se que os percentuais médios de sólidos totais apresentados na tabela 5 variaram significativamente entre as diluições, com teores variando de 2,1 a 6,6%. A diluição 1:3 apresentou o maior percentual de sólidos totais, sendo a única entre, ou mais próximo, aos parâmetros recomendados pelos autores supracitados. Assim, diante da literatura citada, essa diluição é suficiente para produção de biogás com eficiência.

Outro ponto relevante quanto ao teor de ST da fração líquida é que todos os valores observados são superiores a 20000 mg/L, valor este estabelecido pela APHA (1998), determinando, portanto, que a metodologia utilizada para processo de determinação de sólidos totais será análogo nos procedimentos realizados tanto na fração líquida quanto na fração sólida.

Quanto aos teores de sólidos voláteis da fração líquida, houve variação significativa entre a diluição 1:3 e as demais, indicando novamente que este material possui potencial de geração de biogás superior, uma vez que há consenso que, quanto maior o teor de sólidos voláteis, maior é o potencial de geração de biogás. Os teores encontrados são próximos dos

valores encontrados por Aires (2009) e Costa (2012), que encontraram teores de SV variando entre 56 a 68 e 67,2 a 74,8(%), respectivamente. Estes teores encontram-se dentro da faixa sugerida por Kothari *et al.* (2014), que é de 70 a 80%, mas são inferiores ao teor médio estabelecido por Seadi (2008), que sugere valores próximos a 80% em relação aos sólidos totais, isso ocorre provavelmente pela maior parte do material orgânico ficar retido após separação, sendo que, os teores observados provavelmente não afetam a produção de biogás e o processo de biodigestão, uma vez que o processo de separação tende a reter material de difícil decomposição e aumentar a carga de material hidrossolúvel na fração líquida.

O valor de pH é a medida de acidez ou alcalinidade da solução, esse teor está diretamente associado ao sucesso do processo de biodigestão anaeróbica e a produção de biogás, uma vez que o processo envolve a presença de diversos microrganismos que necessitam de faixa ideal de pH para desenvolverem. Conforme visto na tabela 5, os teores médios de pH observados nas amostras de fração líquida apresentaram teores entre 8,54 a 8,62, sendo que a diluição 1:7 apresentou média maior que as demais. Segundo Seadi (2008), a formação do metano ocorre dentro de uma faixa de pH entre 5,5 a 8,5, com um intervalo ótimo entre 7 e 8, sendo esta última faixa reafirmada por Costa (2012). Segundo Ferrer *et al.* (2010), citado por Veroneze *et al.* (2019), a faixa de pH aceitável é entre 6,1 a 8,3. No entanto, Walker (2005) sugere teores mais brandos, sendo a faixa aceitável de pH entre 5,5 e 9, com faixa ideal entre 6,5 e 8, sendo esta última também recomendada por Miah *et al.* (2016) como desejável. Quando comparado aos teores obtidos em outros trabalhos, Costa (2012) realizou a medição de pH em 6 misturas envolvendo CF+H₂O, obtendo teores entre 7,99 e 8,31. Costa *et al.* (2012) também realizou análises de pH em outras duas diferentes misturas de CF+H₂O, obtendo os valores de 8,5 e 8,7. Ainda segundo Seadi (2008), uma possível explicação para os teores encontrados de pH pode estar relacionada a presença de ureia (CH₄N₂O), uma vez que quanto maior a presença dessa substância maior o pH do composto.

De acordo com a tabela 5, nota-se que os teores de condutividade elétrica apresentaram variação significativa entre todas as diluições, variando de 6,6 a 12 mS/cm, com comportamento entre diluições semelhantes aos teores de sólidos totais. Melo (2008) avaliou o comportamento da condutividade elétrica em diversos tipos de resíduos orgânicos, localizando teores que variaram de 0,7 a 11,6 mS/cm, sendo que o esterco avícola apresentou o teor de 9,5 mS/cm, teor próximo aos observados neste trabalho. Segundo Berger (2013), os teores de condutividade elétrica representam a capacidade que o meio aquoso possui em conduzir correntes elétricas, estando diretamente associada a concentração de íons e salinidade do

mesmo. Daí surge a importância em conhecer e acompanhar esses teores durante o processo de biodigestão, uma vez que concentrações exageradas desses sais podem causar pressão de osmose reversa, substituindo a umidade no interior das células microbianas, resultando em sua desidratação e consequente inativação da produção de biogás (LI *et al.* 2018).

Os teores de DBO e DQO observados em resíduos orgânicos são parâmetros com relação direta ao potencial de contaminação que estes representam ao meio, em especial a contaminação de cursos d'água. Contudo, segundo Queiroz *et al.* (2018), teores de DQO, assim como os teores de sólidos voláteis, possuem relação direta com a quantidade de matéria orgânica disponível e consequentemente com o potencial de geração de biogás. Souza *et al.* (2004) e Li *et al.* (2018) relatam, inclusive, a possibilidade de estimar a produção de metano baseado nos teores de DQO na biomassa. No presente trabalho, os teores observados de DBO variaram entre 6660 a 14970 mg/L, reduzindo à medida que aumentou a diluição, resultado esperado tendo em vista que se trata da mesma matriz. Estes teores são considerados extremamente altos quando comparado aos teores médios de alguns efluentes industriais descritos por Lofrano (2016) e relacionados a seguir: curtumes (4000 mg/L), fábricas de manteiga (1400 mg/L), indústrias têxteis (1200 mg/L), fábricas de carne (900 mg/L), cervejarias (600 mg/L), fábricas de papel e celulose (500 mg/L) e esgotos domésticos (300 mg/L). Quanto aos resultados obtidos de DQO, estes variaram entre 15457 a 35325 mg/L, teores próximos aos encontrados por Martinez *et al.* (2016), que variaram entre 8.267 a 32200 mg/L. Assim, apesar da não localização de parâmetros estabelecidos em lei para quantidades de DBO e DQO máximos permitidos para descarte desse tipo de resíduo, nota-se que os teores observados são extremamente elevados e de alto potencial poluidor, necessitando, portanto, de tratamento antes do descarte. Consequentemente, também indicam elevado potencial de aproveitamento na produção de biogás, sendo que a diluição 1:3 apresentou os maiores resultados.

5.4. Avaliação das diluições quanto a fração sólida, antes e após tratamento

Nas tabelas 6 e 7 são apresentados os teores de sólidos totais, sólidos voláteis, pH e condutividade elétrica, obtidos nas frações sólidas após as diluições, antes e após do tratamento anaeróbico. Sendo que na tabela 6 os teores observados foram comparados quanto as diferentes diluições realizadas e na tabela 7 os teores médios observados foram comparados antes e após tratamento anaeróbico.

TABELA 6: Teores observados de ST, SV, pH e CE por diluição.

Diluições	ST (%)			SV (%)			pH		CE (mS/cm)	
	AT	PT	Var.	AT	PT	Var.	AT	PT	AT	PT
1:3	23,4 ^a	21,2 ^a	-9	85,7 ^a	83,0 ^b	-3	8,39 ^a	6,42 ^a	6,48 ^a	6,99 ^a
1:5	21,8 ^a	20,9 ^a	-4	85,5 ^a	84,3 ^a	-1	8,28 ^b	6,04 ^b	4,93 ^b	6,12 ^b
1:7	23,1 ^a	19,3 ^b	-17	86,9 ^a	84,3 ^a	-3	8,23 ^c	5,87 ^c	4,03 ^c	6,04 ^b

Médias seguidas de mesma letra, numa mesma coluna, não diferem entre si, pelo Teste de Tukey, a 5% de significância.

AT – Antes do tratamento; PT – Após tratamento; ST – Sólidos totais; SV – Sólidos voláteis; Var. – Variação; CE – Condutividade elétrica.

TABELA 7: Teores médios observados de ST, SV, pH e CE.

	ST (%)	SV (%)	ph	CE (mS/cm)
AT	22,8 ^a	86,0 ^a	8,3 ^a	5,1 ^a
PT	20,5 ^a	83,9 ^b	6,1 ^b	6,4 ^a

Médias seguidas de mesma letra, numa mesma coluna, não diferem entre si, pelo Teste de Tukey, a 5% de significância.

AT – Antes do tratamento; PT – Após tratamento; ST – Sólidos totais; SV – Sólidos voláteis; CE – Condutividade elétrica.

Os teores médios de pH observados nas amostras de fração sólida sem tratamento anaeróbico variaram entre 8,23 a 8,39, apresentado diferença significativa entre as diluições, sendo que, menores diluições apresentam maiores valores de pH, tanto antes quanto depois do tratamento anaeróbico. Estes teores na entrada no reator, encontram-se dentro da faixa aceitável para formação do metano conforme intervalos sugeridos por Seadi (2008), Costa (2012) e Walker (2005). No entanto, quando avaliamos os valores médios de pH após tratamento, nota-se redução significativa do mesmo, com valores variando de 5,87 a 6,42, o que segundo Costa (2012), sugere que o processo de biodigestão possa estar incompleto ou com sobrecarga no reator. Segundo Ruiz (1992), citado por Rizzoni (2012), essa acidificação pode estar relacionada a característica da biomassa, que possui grande quantidade de material grosseiro rico em polímeros naturais, sendo que as bactérias responsáveis pela degradação de grandes polímeros possuem como característica a maior geração de ácidos orgânicos. Seadi (2008) também associa essa redução significativa da acidez a instabilidade ocorrida no processo de biodigestão, possuindo como efeito o acúmulo de ácidos graxos voláteis. Quando se imagina o uso desse material como biofertilizante, a legislação nacional autoriza a comercialização do produto independente do valor de pH do mesmo (BRASIL, 2009), contudo, CFSEMG (1999) sugere que os melhores resultados são obtidos com valores superiores a 6, enquanto Queiroz (2018) sugere resultados ideais próximos do intervalo entre 6,5 a 8,4. Quando se compara os

resultados obtidos com esses últimos teores sugeridos, nota-se que as menores diluições apresentaram os melhores parâmetros de pH.

Quanto aos teores de condutividade elétrica, segundo Berger (2013), estes são diretamente associados a concentração de íons e salinidade do meio aquoso, com variação diretamente associada a concentração de sólidos totais, havendo correlação forte e direta com a quantidade de sólidos fixos (material inorgânico) presentes na mistura, fato que o torna essencial e obrigatório em alguns produtos, principalmente aqueles relacionados a uso em fertirrigação e cultivos hidropônicos (BRASIL, 2009). Relativo aos teores observados e relacionados nas tabelas 6 e 7, nota-se que estes, antes do tratamento, variaram significativamente entre as 3 diluições, sendo que nos valores após tratamento, apenas a diluição 1:3 variou das demais. Este fato pode ser explicado pelo processo de diluição e separação do material, uma vez que maiores diluições possibilitam maior retirada dos sólidos de menor espessura (sais). Ao relacionar o comportamento desses teores, antes e depois do tratamento, nota-se que apesar de aumentar em todas as diluições, não variaram significativamente. Segundo Queiroz (2018) e Berger (2013), esse aumento ocorre devido biodegradação dos materiais complexos em materiais mais simples, com consequente aumento da concentração de íons e da salinidade do material. A legislação brasileira atual não estabelece teores mínimo e, ou máximo de condutividade elétrica para comercialização de fertilizantes orgânicos, contudo exige a apresentação desse índice para produtos advindos de misturas com adubos minerais (organominerais) e para todos os produtos destinados ao uso em fertirrigação e cultivos hidropônicos. O uso demasiado de produtos orgânicos com elevados teores de CE, em especial os organominerais, pode ocasionar a salinização do solo/substrato com decorrente comprometimento do desenvolvimento da cultura. Os efeitos da salinização são raros em adubação orgânica, contudo o produtor deve estar atento a algumas medidas preventivas que atenuam ou até mesmo evitam esse efeito, como a realização de adubações em quantidades ideais e a realização de preparo do solo adequado, se possível com uso de subsolagens (CFSEMG, 1999).

Quanto aos teores de sólidos totais, não observou variações significativas entre as diluições, bem como entre os teores médios antes e depois do tratamento. Este comportamento nas diferentes diluições está associado ao tipo de material, uma vez que se utilizou separação similar para ambos, com retenção proporcional na quantidade de cama de frango diluída (tabela 4). Quanto ao comportamento antes e após tratamento, a causa mais provável está associada a presença marcante de materiais grosseiros e de difícil decomposição, sendo que, segundo

Esposito *et al.* (2011), a taxa de biodegradação do material em processos anaeróbicos ocorre inversamente proporcional ao tamanho das partículas, reduzindo linearmente seu tamanho com o decorrer do mesmo. Outra explicação está relacionada ao teor de umidade inicial, onde todos os tratamentos foram enquadrados como biomassa sólida (teor de ST superior a 20%), sendo que, segundo Zahan e Othman (2019), quanto menor a umidade da biomassa mais lento será o processo de biodegradação anaeróbica.

Já os teores médios de sólidos voláteis apresentaram redução significativa após tratamento, aparentemente este resultado indica eficiência no processo de estabilização do resíduo, contudo apresentou redução na faixa de 2,4%, valor este inferior aos observados em outros trabalhos. Aires (2009) avaliou a biodigestão anaeróbica da cama de frango em diferentes reutilizações, encontrando valores de redução dos sólidos voláteis entre 40 e 70%. Roccon (2014) avaliou a biodigestão anaeróbica de 3 diferentes tipos de cama de frango, localizando valores de redução dos sólidos voláteis entre 45 e 47%. Sagula (2017) observou redução média de 67% de sólidos voláteis em tratamento anaeróbico em 3 tipos de diluição de cama de frango.

A explicação possível para as reduções observadas de sólidos totais e voláteis pode, provavelmente, estar associada às características do material. Lembrando que este foi segurado e somente passou por tratamento o material que ficou retido na peneira, conseqüentemente o material mais grosseiro. Além disso, a composição da cama de frango em estudo, tem como substrato a casca de arroz, que em média, possui composição de 20% de materiais inorgânicos e cerca de 80% de substâncias orgânicas, sendo que deste último, cerca de 20 a 34% corresponde a lignina e o restante de celulose (29 a 41%) e hemicelulose (14 a 29%) (ZOU e YANG, 2019). Dentre estes, Chaump *et al.* (2019) relatam que a lignina é o principal limitador, pois além de possuir baixa degradação dentro de processos anaeróbicos, esta possui a capacidade de associar às partículas de celulose e hemicelulose tornando-as mais recalcitrantes e conseqüentemente menos susceptíveis ao processo de hidrólise e ao ataque de microrganismos. Cremones *et al.* (2013) descrevem a lignina como um polímero aromático e tridimensional de elevado peso molecular e com baixa degradabilidade por microrganismos.

Os teores de macronutrientes e carbono total analisados na fração sólida, antes e após tratamento, estão apresentados na tabela 8.

TABELA 8: Teores de carbono total e macronutrientes presente na fração sólida antes e depois do tratamento.

Diluições		N (g/100g)	Var. (%)	P (g/100g)	Var. (%)	K (g/100g)	Var. (%)	C (%)	Var. (%)	C/N	C/P
1:3	AT	0,69 ^a	-46	0,50 ^b	+15	0,79 ^a	-22	13,50 ^a	-20	20:1	27:1
	PT	0,37 ^b		0,58 ^a		0,62 ^a		10,87 ^b		29:1	19:1
1:5	AT	0,56 ^a	-29	0,45 ^b	+34	0,51 ^a	-11	10,80 ^a	-13	19:1	24:1
	PT	0,40 ^b		0,60 ^a		0,45 ^a		9,40 ^b		24:1	16:1
1:7	AT	0,55 ^a	-40	0,39 ^b	+44	0,41 ^a	-5	11,00 ^a	-13	20:1	28:1
	PT	0,33 ^b		0,56 ^a		0,39 ^a		9,57 ^b		29:1	17:1

Médias seguidas de mesma letra, numa mesma coluna, não diferem entre si, pelo Teste de Tukey, a 5% de significância.

N – Nitrogênio total; P – Fósforo total (P₂O₅); K – Potássio solúvel em água (K₂O); C – Carbono orgânico, V – Variação; C/N – Relação carbono e nitrogênio; C/P – Relação carbono e fósforo; AT – Antes do tratamento; PT – Após tratamento.

Em todos os resultados observados na tabela 8, nota-se que os teores médios de macronutrientes (N, P e K) não apresentaram diferença significativa entre as diferentes diluições. Contudo, apesar de não significativa, nota-se que houve um padrão na variação do teor desses nutrientes, reduzem à medida que aumenta a diluição. Quanto aos efeitos do tratamento anaeróbico, observam-se variações distintas em cada elemento analisado. Os teores médios de nitrogênio total apresentaram decréscimo significativo em todas as diluições, com reduções entre 29 a 46%. O fósforo apresentou comportamento diferente, nota-se que em todas as diluições o seu teor aumentou significativamente, com variação entre 15 a 44%. Quanto ao potássio, apesar de apresentar reduções em todas as diluições, com variações entre 5 a 22%, foi o único elemento que não apresentou variação significativa após tratamento. Aires (2009) avaliou o comportamento dos teores de macronutrientes após a biodigestão anaeróbica de cama de frango (1º lote) com diluição de 1:4, sem separação das frações (sem peneiramento) e tempo de retenção de 50 dias, observando reduções do teor de nitrogênio em 14%, acréscimo no teor fósforo em 1% e redução no teor potássio em 4%, comportamento similar aos valores avaliados neste trabalho.

Quanto aos teores médios de carbono orgânico nas frações sólidas, apesar de não significativa, a diluição 1:3 apresentou redução superior as demais, 20%, enquanto as diluições 1:5 e 1:7 reduziram 13%. Essas reduções estão associadas ao consumo da matéria orgânica através da degradação microbiana presente no processo de biodigestão e consequente liberações do metano (CH₄) e o dióxido de carbono (CO₂). As características do material, principalmente pela elevada presença de material lignocelulósico, podem estar associadas à redução não significativa do carbono orgânico, visto que, normalmente a decomposição de biomassas com

essas características são acompanhadas de tratamento prévio, que visam quebrar os polissacarídeos em substâncias mais simples, principalmente polímeros de 5 e 6 carbonos, que são facilmente hidrolisáveis (CREMONEZ *et al.*, 2013). Outra situação possível, pode estar associada ao uso do processo utilizando a fase sólida, onde baixa umidade pode causar o mau contato entre o substrato e os microrganismos decompositores, o que limita a ação dos mesmos (MARCHIORO *et al.*, 2017).

O bom rendimento e a boa qualidade do biogás e do biofertilizante gerados pela biodigestão anaeróbica, precisa que, dentre outros fatores, o resíduo a ser tratado possua parâmetros físico-químicos ideais. Seadi (2008) sugere os teores 120:3:1 como uma ótima proporção entre C:N:P, respectivamente; para um bom desenvolvimento dos microrganismos dentro de um biodigestor. Já Walker (2005) indica que a relação C/N entre 20:1 a 40:1 é uma faixa aceitável, sendo que os melhores resultados do processo são obtidos quando esta proporção varia entre 25:1 a 30:1 (C/N). Souza (1984) sugere as relações $C/N \leq 30$ e $C/P \leq 150$ para quantidades efetivas desses elementos. Contudo, quando se trata de material com elevado teor de lignocelulose, a relação de carbono efetivamente disponível é bem menor, o que tende a afetar o processo (CHAUMP *et al.*, 2019). Nesse caso, Souza (1984) recomenda como suficientes as proporções de $C/N \leq 20$ e $C/P \leq 100$. Os valores apresentados na tabela 8 indicam relação C/N antes do tratamento com valores próximos de 20/1 em todas as diluições, enquanto a relação C/P variou de 24 a 28/1, o que sugere possível déficit de carbono na entrada no processo, principalmente carbono efetivamente disponível. Quanto ao comportamento da relação C/N durante o processo, nota-se que esta aumentou, isso provavelmente pela baixa degradação do carbono presente nas substâncias lignocelulósicas, ou ainda, pode estar associado a perda de nitrogênio através da formação e volatilização da amônia. Esse efeito é considerado adverso, uma vez que o decorrer ideal do processo aconteceria com redução da relação C/N a teores entre 10 a 13:1 ao fim do tratamento (KARLSSON *et al.*, 2014). Segundo Li *et al.* (2011), a acidificação observada nas tabelas 6 e 7 podem estar relacionadas ao desbalanço da relação C/N, uma vez que este pode causar acúmulo de ácidos graxos voláteis, ou ainda, causar altas liberações de amônia; ambas com possível efeito inibitório da atividade microbiológica.

Esses resultados não implicam em insucesso no tratamento anaeróbico realizado, contudo, sugerem que os potenciais máximos não foram alcançados. Esta situação é algo previsto quando relacionado a biomassa de cama de frango, uma vez que possui como característica marcante a elevada concentração de N e P, além de possuir maior percentual do

carbono associado a compostos de difícil degradação. Diversos autores estudaram alternativas para dirimir esses efeitos, sendo que a diluição e separação das camas é uma dessas. Para evidenciar tal situação, comparamos os resultados antes e após a diluição, sendo que as relações C/N e C/P, antes de 14:1 e 23:1 (*in natura*), passaram a 19 a 20:1 e 24 a 28:1 após diluições, respectivamente. Outras situações são propostas através da inserção no processo de biomassas com menores teores nitrogênio, por exemplo esterco bovino (LI *et al.*, 2011; MIAH *et al.*, 2016), ou através da realização de pré-tratamento químico ou térmico da biomassa (ZAHAN e OTHMAN, 2019; CREMONEZ *et al.*, 2013), ambos resultam em maior aproveitamento da biomassa na geração de biogás e na produção de fertilizantes bem estabilizados.

Quanto à possível utilização do material como biofertilizante, este encontra-se de acordo com a legislação atual, uma vez que atende as exigências estabelecidas pela Instrução Normativa SDA nº 25 (BRASIL, 2009), não diferenciando significativamente entre as diluições quanto aos teores de C, N, P e K. Os teores observados desses nutrientes, apesar menores que os observados na cama de frango *in natura*, ainda despontam como importante fonte de nutrientes para plantas, além de apresentar em abundância nas regiões produtoras de ovos e frangos de corte, o uso destes refletem em maior agregação de valor econômico e ambiental a atividade. Os efeitos esperados pelo uso do material, além da disponibilização direta de nutrientes, aumenta a solubilização daqueles presentes no solo, aumentando sua disponibilidade efetiva, e ainda, pode funcionar como importante fonte de componentes bioativos ao solo, resultando em melhorias simultâneas na estrutura, aeração, capacidade retenção de água e de troca de cátions, aumento no controle da temperatura e de processos erosivos (CFSEMG, 1999).

5.5. Estimativa do potencial de geração de metano da cama de frango

Nas tabelas 9 e 10 estão relacionadas as estimativas de potenciais máximos de metano a partir da cama de frango produzida anualmente na granja Campo das Aves, sendo simuladas as situações de descarte/uso com ou sem tratamento através da biodigestão anaeróbica.

TABELA 9: Potencial máximo de CH₄ estimado em ambiente livre ou no biodigestor para CF *in natura*.

Ambiente	T _{CF} (ton/ano)	ST (%)	SV (%)	B ₀ (m ³ /kg)	FCM	PMM (m ³ /ano)
Biodigestor	600	85,2%	83,3%	0,24	60%	61319
Livre	600	85,2%	83,3%	0,24	1,5%	1534

T_{CF} – Produção anual de cama de frango; ST – Sólidos totais; SV – Sólidos voláteis; B₀ – Potencial de máximo de produção de metano; FCM – Fator de conversão do metano; PMM – Potencial máximo anual estimado de produção de metano.

Os resultados estimados e apresentados na tabela 9 evidenciam duas possibilidades altamente relevantes para o descarte da cama de frango na referida propriedade. Primeira, o elevado potencial de geração e aproveitamento do metano disponibilizado através de processo de biodigestão anaeróbica, para se ter ideia, esse valor corresponde ao poder energético equivalentes a aproximadamente 40000 litros óleo diesel (PALHARES, 2004), o que representa alto potencial em aproveitamento, seja através do uso direto em aquecedores, fogões, motores e veículos a gás, ou indireto através da conversão em energia elétrica. Segunda, quanto ao descarte sem aproveitamento do metano (Livre), este representa o potencial estimado de geração de CH₄ na natureza, estimado para qualquer outro método que não seja a utilização de biodigestores anaeróbicos. Assim, deve-se estar ciente a grande quantidade estimada, cerca de 1534 m³/ano, além do elevado potencial de impacto negativo associado ao metano, que apesar de ser um gás em menor quantidade na atmosfera, possui poder 23 vezes maior que o CO₂ de geração do efeito estufa, além do que, efetivar o seu uso reflete conseqüentemente sobre a redução no consumo de combustíveis fósseis e a emissão de CO₂, mitigando os efeitos do aquecimento global (SEADI, 2008).

Os resultados obtidos sobre o potencial de produção de metano para as frações líquidas e sólidas nas diferentes diluições, estão na tabela 10.

TABELA 10: Potencial máximo de CH₄ estimado para as diferentes frações e diluições.

Diluição	Fração Líquida					Fração Sólida					PC _{Total} (ml/g)
	ST	SV	B ₀ (ml/g)	FCM	PC (ml/g)	ST	SV	B ₀ (ml/g)	FCM	PC (ml/g)	
1:3	6,6%	75,6 %	240	60%	7,19 ^a	23,4%	85,7%	240	13%	6,26 ^a	13,45 ^a
1:5	2,9%	70,9%	240	60%	2,96 ^b	21,8%	85,5%	240	13%	5,81 ^a	8,77 ^b
1:7	2,1%	70,7%	240	60%	2,16 ^b	23,1%	86,9%	240	13%	6,27 ^a	8,43 ^b

Médias seguidas de mesma letra, numa mesma coluna, não diferem entre si, pelo Teste de Tukey, a 5% de significância.

ST – Sólidos totais; SV – Sólidos voláteis; B₀ – Potencial de máximo de produção de metano; FCM – Fator de conversão do metano; PC – Potencial máximo estimado de conversão do metano.

Conforme resultados obtidos e apresentados na tabela 10, na fração líquida, a diluição 1:3 apresentou potencial de geração de metano significativamente maior que os demais, enquanto na fração sólida não observou variações significativas entre as diluições. Quanto ao potencial de geração de biogás avaliado entre as diferentes frações, a fração sólida, mesmo com FCM inferior, apresentou potencial superior a fração líquida nas diluições 1:5 e 1:7, enquanto na diluição 1:3, o maior potencial de geração de biogás foi observado na fração líquida. Nota-se ainda, que a estimativa total de produção de biogás e conseqüentemente o metano, quando

somado os potenciais estimados nas frações sólida e líquida, é inversamente proporcional a quantidade de água utilizada nas diluições, onde a diluição 1:3, sobrepõe significativamente as demais. De um modo geral, essa estimativa reforça a atratividade da biodigestão anaeróbica para o tratamento e reaproveitamento da cama de frango, uma vez que é favorável, tanto para o atual cenário de crescente escassez de água no campo, possuindo menor demanda de água da propriedade, quanto pela menor produção de lixiviados, resultando em necessidade de biodigestores menores e menor gasto com transporte e manejo; além de interferir diretamente sobre o biofertilizante, uma vez que menor teor de água reflete em um produto mais concentrado e que conseqüentemente demandará menor gasto operacional para aplicação de quantidades similares de nutrientes (KOTHARI *et al.*, 2014).

Contudo, o aproveitamento eficiente desse potencial, em especial da fração sólida, exige a necessidade de configuração perfeita do processo, o que conseqüentemente, demanda, principalmente, profundo conhecimento das características da biomassa. Dentre as limitações previstas, a fração sólida necessitará de tempo de retenção hidráulica superior, uma vez que uma característica marcante desse material é a elevada presença de materiais grosseiros de difícil biodegradação, refletindo em maior tempo para bioestabilização. Além disso, provavelmente essa configuração irá indicar a necessidade de medidas complementares, como o uso do pré-tratamento do material, visando principalmente a o aproveitamento do carboidrato presente nas substâncias lignocelulosicas, o uso de outras biomassas com intuito do enriquecimento da comunidade microbiana e ou para suprir a baixa disponibilidade de algum nutriente, além de adoção de outras medidas já previstas para o processo, como o controle do pH, temperatura e relação C/N/P (CREMONEZ *et al.*, 2013; MARCHIORO *et al.*, 2017; KOTHARI *et al.*, 2014).

6. CONCLUSÕES

Em todos os parâmetros avaliados da fração líquida, a diluição 1:3 foi o que apresentou valores mais próximos e, ou dentro dos padrões recomendados como mais eficientes para uso em biodigestor anaeróbico, refletindo em maior potencial de geração de biogás.

A fração sólida advinda da diluição 1:3 foi o que apresentou parâmetros que indicam o maior potencial de geração de biogás e maior interesse agrônômico. Coincidentemente, é a que demanda menor consumo de água e menores reatores, resultando também em maior interesse econômico.

A biodigestão anaeróbica demonstrou ser eficiente no tratamento da fração sólida da cama de frango, em especial pela redução da carga orgânica, com possibilidades associadas também ao aproveitamento do biogás. Contudo, os resultados dos demais parâmetros indicaram que processo aos 60 dias ainda não estava totalmente completo, possivelmente devido ao elevado teor de substâncias de difícil degradação.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIRES, A. M. **Biodigestão anaeróbia da cama de frangos de corte com ou sem separação das frações sólida e líquida**. Dissertação (Mestrado em Produção Animal), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2009.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th. ed. Washington, DC: APHA, 1998.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, D.C.: APHA-AWWA-WEF, 2005.

ANDRADE, B. B. A.; MELO, B.; SILVA, A. A.; SOUZA, C. H. E. **Recipientes e proporções de cama de frango na produção de mudas de gravioleira**. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável, v. 9, n. 5, p. 116 - 123, Pombal, PB, dez, 2014

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12614: Águas - Determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) - Método de incubação (20°C, cinco dias)**. Rio de Janeiro, p. 5. 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL – ABPA. **Relatório Anual 2018**. Disponível em: < <http://abpa-br.com.br>>. Acesso em: 10 de março de 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL – ABPA. **Relatório Anual 2017**. Disponível em: < <http://abpa-br.com.br>>. Acesso em: 12 de maio de 2018.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS - ANDA. **Anuário do setor de fertilizantes 2016**. São Paulo, 176p, 2017.

AUGUSTO, K. V. Z. **Caracterização quantitativa e qualitativa dos resíduos em sistemas de produção de ovos: compostagem e biodigestão anaeróbia**. Dissertação (Mestrado em Zootecnia), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2007.

AUGUSTO, K. V. Z.; **Tratamento e reuso do efluente de biodigestores no processo de biodigestão anaeróbia da cama de frango**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2011.

- AVILA, V. S.; OLIVEIRA, U.; FIGUEIREDO, E.A.P.; COSTA, C.A.F.; ABREU, V.M.N.; ROSA, P.S. **Avaliação de materiais alternativos em substituição à maravalha como cama de aviário.** Revista Brasileira de Zootecnia, v. 37, n. 2, p. 273-277. Brasil, 2008
- BERGER, J. S.; HERMES, E.; ZENATTI, D. C.; GONÇALVES, M. P.; LINS, M. A.; WULF, V. S. **Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica em biodigestor tubular utilizado no tratamento de efluente de amidonaria.** Revista Scientia Agraria Paranaensis – SAP. Marechal Cândido Rondon, PR, v.12, p.377-383, 2013.
- BLUM, L.E.B.; AMARANTE, C.V.T.; GÜTTLER, G.; MACEDO, A. F.; KOTHE, D.; SIMMLER, A.; PRADO, G.; GUIMARÃES, L. **Produção de moranga e pepino em solo com incorporação de cama aviária e casca de pinus.** Horticultura Brasileira, v. 21, n. 4, p. 627-631, Brasília, outubro/dezembro 2003.
- BRASIL, **Instrução normativa SDA/MAPA nº 25, de 23 de julho de 2009**, 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. Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Brasília, Brasil, 2009.
- BRASIL, **Decreto nº 4.954, de 14 de janeiro de 2004**, Altera o Anexo ao Decreto nº 4.954, de 14 de janeiro de 2004, que aprova o Regulamento da Lei no 6.894, de 16 de dezembro de 1980, que dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, ou biofertilizantes, remineralizadores e substratos para plantas destinados à agricultura (Redação dada pelo Decreto nº 8.384, de 2014). Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Brasília, Brasil, 2004.
- BRATTI, F.C.; SARTOR, L.; WIELEWSKI, P.; EINSFERD, S.M.; WOLF, J. **Estimativa da quantidade e destino de resíduos orgânicos de aviários produzidos na região sudoeste do Paraná.** In: II Congresso de Ciência e Tecnologia Da UTFPR – Campus Dois Vizinhos. Paraná, Brasil, 15 e 16 de outubro de 2012.
- BUJOCZEK, G.; OLESZKIEWICZ, J.; SPARLING, R.; CENKOWSKI, S. **High solid anaerobic digestion of chicken manure.** J. Agric. Eng. Res.; 76, pp. 51-60, 2000.
- BURKE, P. E.; DENNIS, A. **Dairy waste anaerobic digestion handbook, options for recovering, beneficial products and from dairy manure.** Olympia, Environmental Energy Company, 2001.

CARON, C. F.; MESSIAS, J. N.; COUTINHO FILHO, J. S.; RUSSI, J. C. V.; WEBER, M. I. **Geração de energia no campus a partir da biodigestão anaeróbica.** Tuiuti: Ciência e Cultura, n. 42, p. 63-73, Curitiba, 2009.

CARVALHO, E. R.; REZENDE, P. M.; ANDRADE, M. J. B. DE; PASSOS, A. M. A. DOS; OLIVEIRA, J. A. **Fertilizante mineral e resíduo orgânico sobre características agronômicas da soja e nutrientes no solo.** Revista Ciência Agronômica, Universidade Federal do Ceará, v. 42, n. 4, p. 930-939, Fortaleza, CE, out-dez, 2011.

CHAUMP, K.; PREISSER, M.; SHANMUGAM, S. R.; PRASAD, R.; ADHIKARI, S.; HIGGINS, B. T. **Leaching and anaerobic digestion of poultry litter for biogas production and nutrient transformation.** Waste Management, Volume 84, Pages 413-422, 2019.

CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. **Inhibition of anaerobic digestion process: a review.** Bioresource Technology, v. 99, 2008, p. 4044-4064.

CLIMATE-DATA. **Climate data for cities worldwide.** Disponível em: < <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/minas-gerais/bom-jesus-do-amparo-176349/>>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2019.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS – CFSEMG. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais – 5º Aproximação.** Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, 359 p. Viçosa, MG, 1999.

CONTINI, E.; GASQUES, J.G.; ALVES, E.; BASTOS, E.T. **Dinamismo da Agricultura Brasileira** (Revisão e atualização de artigo publicado no livro Agricultura Tropical. Embrapa, Brasília, 2008), 42-64 p. Revista de Política Agrícola. Ano XIX – Edição Especial de Aniversário do Mapa – 150 anos. Brasília, 2010.

CORRÊA, J.C.; MIELE, M. **A cama de aves e os aspectos agronômicos, ambientais e econômicos.** In: PALHARES, J.C.P.; KUNZ, A. (Ed.). Manejo ambiental na avicultura, 2011. (Embrapa Suínos e Aves. Documentos, 149). p. 125-152. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011.

COSTA, L. V. C. **Biodigestão anaeróbia da cama de frango associada ou não ao biofertilizante obtido com dejetos de suínos: produção de biogás e qualidade do**

biofertilizante. Dissertação (Mestrado em Zootecnia), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2009.

COSTA, L. V. C. **Produção de biogás utilizando cama de frango diluída em água e em biofertilizante de dejetos de suínos.** Tese (Doutorado em Agronomia), Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2012.

COSTA, L. V. C.; SAGULA, A. L.; JÚNIOR, J. L. **Uso de remediadores biológicos na biodigestão anaeróbia da cama de frango de corte.** Revista BioEng, v. 6, p. 71-78, Brasil, 2012.

CREMONEZ, P. A.; FEIDEN, A.; ZENATTI, D. C.; CAMARGO, M. P.; NADALETI, W. C.; ROSSI, E.; ANTONELLI, J. **Biodigestão anaeróbia no tratamento de resíduos lignocelulósicos.** Revista Brasileira de Energias Renováveis, v. 2, p. 21-35, 2013.

DE BONA, E. A. M.; STEINMETZ, R.; SOMER, J. G.; LINS, L. P.; VIANCELLI, A.; KUNZ, A. **Cama de frango como substrato para a produção de biogás após diferentes períodos de estocagem.** V Simpósio internacional sobre gerenciamento de resíduos agropecuários e agroindustriais, Foz do Iguaçu, PR, 09 a 11 de maio de 2017.

DEGANUTTI, R.; PALHACI, M. C. J. P.; ROSSI, M.; TAVARES, R. T.; SANTOS, C. **Biodigestores Rurais: Modelo Indiano, Chinês e Batelada.** Agencia EMBRAPA de informação tecnológica. Disponível em: < https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Biodigestores_000g76qdzv02wx5ok0wtedt3spdi71p.pdf>. Acesso em 10 de março de 2019.

ESPOSITO, G.; FRUNZO, L.; PANICO, A.; PIROZZI, F. **Modelling the effect of the OLR and OFMSW particle size on the performances of an anaerobic co-digestion reactor.** Process Biochemistry, Volume 46, Issue 2, Pages 557-565, 2011.

FORESTI, E.; FLORENCIO, L.; HAANDEL, A.V.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P.F.F. **Fundamentos do tratamento anaeróbio.** In: CAMPOS, J. R. (Org.). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Capítulo 2, p. 29-52. Rio de Janeiro, ABES, 1999.

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), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2008.

FUKAYAMA, E. H.; LUCAS JR., J. DE; AIRES, A. M.; SILVA, A. A.; OLIVEIRA, R. A. **Produção de biogás utilizando cama de frangos de corte.** I Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais, Florianópolis, SC, 11 a 13 de março de 2009.

GUARESCHI, R. F.; PERIN, A.; ROCHA, A. C.; ANDRADE, D. N. **Adubação com cama de frango e esterco bovino na produtividade de feijão azuki (*Vigna angularis*).** Revista Agrarian, v.6, n.19, p. 29-35, Dourados, 2013.

HAHN L. **Processamento da cama de aviário e suas implicações nos agroecossistemas.** Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas), Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2014.

IPCC - THE INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management.** Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use, Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Published: IGES, Japan, 2006.

JAQUE, C. S. **Agricultura limpia y la necesidad del uso racional de los fertilizantes.** Revista IDESA, v. 28, n. 1, p. 5-7. Chile, 2010.

JEONGSIK, K.; PARK, C.; KIM, T.H.; LEE, M.; KIM, S.; KIM, S.W.; LEE, J. **Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge.** Journal of Bioscience and Bioengineering, v. 95, n. 03, p. 271-275, 2003.

KARLSSON, T.; KONRAD, O.; LUMI, M.; SCHMEIER, N. P.; MARDER, M.; CASARIL, C. E.; KOCH, F. F.; PEDROSO, A. G. **Manual básico de biogas – 1º Edição.** Editora Univates, p. 1-69, Lajeado, SC, 2014.

KAZMIERCZAK, T.; HOSSA, C. L.; MACCAGNAN, B. E.; COLLET, E. B. **Estimativa teórica da produção de biogás a partir de efluente procedente de abatedouro de suínos e aves no município de Videira - SC (estudo de caso).** Ignis, v. 5, n. 1, p. 05-17, Caçador, jan./dez. 2016.

KELLEHER, B. P.; LEAHY, J. J.; HENIHAN, A. M.; O'DWYER, T. F.; SUTTON, D.; LEAHY, M. J. **Advances in poultry litter disposal technology – a review**. *Bioresource Technology*, v. 83, p. 27-36, 2002.

KONRAD, O.; HASAN, C.; HICKMANN, E. V.; MARDER, M.; GUERINI FILHO, M.; SILVA, M. C. A. **Produção de biogás a partir de biomassas residuais provenientes do setor agroindustrial**. *Boletim Técnico, Laboratório de Biorreatores, Universidade do Vale do Taquari – Univates, Lajeado*, 2018.

KOTHARI, R.; PANDEY, A. K.; KUMAR, S.; TYAGI, V. V.; TYAGI, S. K. **Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview**. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Volume 39, Pages 174-195, 2014.

LACERDA, J. J. J.; SILVA, D.R.G. **Fertilizantes Orgânicos: Usos, Legislação e Métodos de Análise**. *Boletim Técnico n.º 96*, p. 1-90, Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2014.

LANA, R.P. **Uso racional de recursos naturais não-renováveis: aspectos biológicos, econômicos e ambientais**. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 18, n. 4, p. 43-54. Brasil, 2009.

LI, F.; CHENG, S.; YU, H.; YANG, D. **Waste from livestock and poultry breeding and its potential assessment of biogas energy in rural China**. *Journal of Cleaner Production*, v. 126, p. 451-460, 2016.

LI, Y.; LUO, W.; LU, J.; ZHANG, X.; LI, S.; WU, Y.; LI, G. **Effects of digestion time in anaerobic digestion on subsequent digestate composting**. *Bioresource Technology*, v. 267, p. 117-125, 2018.

LI, Y.; PARK, S. Y.; ZHU, J. **Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste**. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 15, Issue 1, p. 821-826, 2011.

LIMA, B. V.; CAETANO, B. S.; SOUZA, G. G.; SOUZA, C. S. S. **A adubação orgânica e sua relação com agricultura e o meio ambiente**. V Encontro Científico e Simpósio de Educação Unisalesiano, Lins, SP, 06 a 09 de outubro de 2015.

LOFRANO, R. C. Z.; LIMA, F. A.; SANTOS JR., A. C.; MARTINS, L. C.; SARROUH, B. **Revisão sobre a toxicidade e impactos ambientais relacionados à vinhaça, efluente da indústria sucroalcooleira**. *Cadernos UniFOA*, Volta Redonda, n. 32, p. 27-34, 2016.

LOURENÇO, K. S.; CORRÊA, J. C.; ERNANI, P. R.; LOPES, L. S.; NICOLOSO, R. S. **Crescimento e absorção de nutrientes pelo feijoeiro adubado com cama de aves e fertilizantes minerais.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 37, n. 2, p. 462-471, Viçosa, 2013.

MARCHIORO, V.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. DO; GASPARETO, T. C.; KUNZ, A.; TREICHEL, H. **Produção de biogás por digestão em fase sólida de cama de frango.** V Simpósio internacional sobre gerenciamento de resíduos agropecuários e agroindustriais, Foz do Iguaçu, PR, 09 a 11 de maio de 2017.

MARKOU, G. **Improved anaerobic digestion performance and biogas production from poultry litter after lowering its nitrogen content.** Bioresource Technology, v. 196, p. 726-730, 2015.

MARTINEZ, D. G.; SILVA, F. P.; KITAMURA, D. S.; MELEGARI DE SOUZA, S. N. M.; FEIDEN, A. **Qualidade do Biogás a partir de resíduos industriais da avicultura.** Revista Brasileira de Energias Renováveis, v.5, p. 12- 26, 2016.

MATOS, C. F.; PINHEIRO, E. F. M.; PAES, J. L.; LIMA, E.; CAMPOS, D. V. B. **Avaliação do potencial de uso de biofertilizante de esterco bovino resultante do sistema de manejo orgânico e convencional da produção de leite.** Revista Virtual de Química, 2017, v. 9, n. 5, data de publicação na Web: 6 de setembro de 2017.

MELO, L. C. A.; SILVA, C. A.; DIAS, B. O. **Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origens diversificadas.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 32, n. 1, p. 101-110, Brasil, 2008.

MELO, C. A. **Desenvolvimento de sistema polimérico a base de turfas e Substâncias Húmicas para a liberação lenta de nutrientes para plantas.** Tese (Doutorado em Química). Instituto de Química de Araraquara, Universidade Estadual Paulista, 2014.

MENEZES, J. F. S.; FREITAS, K. R.; CARMO, M. L.; SANTANA, R. O.; FREITAS, M. B.; PERES, L. C. **Produtividade de massa seca de forrageiras adubadas com cama de frango e dejetos líquidos de suínos.** I Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais, Uso dos Resíduos da Produção Animal como Fertilizante, Florianópolis, SC, 11 a 13 de março de 2009.

METCALF & EDDY. INC. **Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse**. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815 p., 2003.

MIAH, M. R.; RAHMAN, A. K. M. L.; AKANDA, M. R.; PULAK, A.; ROUF, M. A. **Production of biogas from poultry litter mixed with the co-substrate cow dung**. Journal of Taibah University for Science, Volume 10, Issue 4, Pages 497-504, 2016.

MIELE, A.; MILAN, P. A. **Composição mineral de cama de aviário de frangos de corte e sua utilização na adubação de vinhedos**. Pesquisa agropecuária brasileira, 18(7), p. 729-733, Brasília, julho de 1983.

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento – SEAPA. Subsecretaria do Agronegócio. **Avicultura de Corte**. Disponível em: <http://www.agricultura.mg.gov.br/images/Arq_Relatorios/Pecuaria/2016/jan/avicultura_corte_jan_2016.pdf>. Acesso em: 10 de março de 2019.

MITO, J. Y. L.; KERKHOFF, S.; SILVA, J. L. G.; VENDRAME, M. G.; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A. **Metodologia para estimar o potencial de biogás e biometano a partir de plantéis suínos e bovinos no Brasil**. Documentos 196, Embrapa Suínos e Aves, ed. 1, 52 p., Concórdia, SC, 2018.

MONDARDO, D.; BANDEIRA, K.; OHLAND, T.; ZOZ, A.; GERHARDT, I. F. S. **Características estruturais da aveia preta comum sob doses crescentes de cama de frango**. I COLASSA, Congresso latino-americano de suinocultura e sustentabilidade ambiental, v. 01, Foz do Iguaçu, 2011. Disponível em: <<https://pt.engormix.com/pecuaria-corte/artigos/caracteristicas-estruturais-aveia-preta-t37936.htm>>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2019.

NIZAMI, A. S.; MURPHY, J. D. **What type of digester configurations should be employed to produce biomethane from grass silage?** Renewable and Sustainable Energy Reviews, Volume 14, Issue 6, Pages 1558-1568, 2010.

NOCE, M. A.; CARVALHO, D. O.; OLIVEIRA, A. C.; CHAVES, F. F. **Fertilização orgânica do milho para silagem utilizando cama de frango em doses e sistemas de aplicação distintos**. XXVIII Congresso Nacional de Milho e Sorgo, Associação Brasileira de Milho e Sorgo, Goiânia, 2010.

NORMA ISO 11265. **Soil quality - Determination of the specific electrical conductivity.** The International Organization for Standardization. First edition. Switzerland, 1994.

OLIVEIRA, F. C.; RODRIGUES, F. L. M. **Economia Circular “uma abordagem para os fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo”.** Anuário Brasileiro de Tecnologia em Nutrição Vegetal – 2018. Associação Brasileira das Indústrias de Tecnologia em Nutrição Vegetal – ABISOLO, ed. 4, São Paulo, 2018.

OLIVEIRA, M. M. **Estudo da inclusão de compartimentos em biodigestores modelo canadense.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos), Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2012.

OLIVEIRA, P. A. V. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos.** EMBRAPA-CNPSA, Documentos, n. 27, 188 p., Concórdia, 1993.

OLIVEIRA, R. V. **Avaliação da cama de frango na suplementação de Novilhos e determinação do seu valor nutritivo em ovinos.** Dissertação (Mestrado em Ciência), Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2001.

PALHARES, J. C. P. **Uso de biodigestores para o tratamento da cama de frango: conceitos importantes para a produção de biogás.** Embrapa Suínos e Aves, 2005. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/quali1_000gafw0pal02_wx5ok047vs6l6f6sqbt.pdf>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2019.

PAULA JR., S. E. M. **Avaliação das alternativas de disposição final do resíduo da produção de frango de corte: cama de frango.** Tese de conclusão de curso (Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

PAULO, R. L.; SERRA, J. C. V. **Estudo de caso envolvendo uma indústria de fertilizantes na cidade de Porto Nacional/TO.** Revista Eletrônica Sistemas & Gestão, v. 10, n. 2, p. 316-323, 2015.

PICCOLO, A. **Humus and soil conservation.** In: PICCOLO, A. Humic Substances in Terrestrial Ecosystems. Elsevier Science, Amsterdam, 1996, p. 225–264.

QUEIROZ, C. K.; PAES, J. L.; FERNANDES, P. L. B. G.; **Caracterização da produção de biogás a partir da biodigestão de lodo de esgoto.** VII Congresso Brasileiro de Energia Solar, Gramado, RS, 17 a 20 de abril de 2018.

RIZZONI, L. B.; TOBIAS, A. C. T.; DEL BIANCHI, M.; GARCIA, J. A. D. **Biodigestão anaeróbia no tratamento de dejetos de suínos.** Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária. Garça, SP, Ano IX, n. 18, janeiro de 2012.

ROSALINO, T.; MOREIRA, J.A.S.; DALFOVO, W.C.T. **O Consumo de fertilizantes em Mato Grosso analisados sob a ótica da correção linear: um estudo para os municípios de Lucas do Rio Verde, Sorriso e Sinop no período de 1990 a 2009.** In: V Ciclo de Palestras em Ciências Sociais Aplicadas – V CPCSA. Sinop, MT – Brasil, 26 a 30 de setembro de 2011.

ROCCON, J. **Desempenho de frangos de corte e produção de energia em biodigestores, utilizando-se três tipos de cama.** Dissertação (Mestrado em Zootecnia), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2014.

RUIZ, R. L. **Microbiologia Zootécnica.** São Paulo: Roca, 314 p.; 1992.

SAGULA, A. L.; COSTA, L. V. C.; JÚNIOR, J.L. **Diferentes diluições e uso de reciclo na biodigestão anaeróbia de cama de frango triturada e peneirada: ensaio batelada.** Brazilian Journal of Biosystems Engineering, v. 11(4), p. 373-384, Brasil, 2017.

SANTOS, T. M. B. **Balço Energético e Adequação do Uso de Biodigestores em Galpões de Frangos de Corte.** Tese (Doutorado em Zootecnia) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciência Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 2001.

SANTOS, C. C.; BELLINGIERI, P. A.; FREITAS, J. C. DE. **Efeito da aplicação de compostos orgânicos de cama de frango nas propriedades químicas de um Latossolo Vermelho Escuro cultivado com sogro granífero [*Sorghum bicolor* (L.) Moench].** Científica, v.32, n.2, p.134 -140, Jaboticabal, 2004.

SANTOS, T. M. B.; LUCAS JR., J. **Utilização de resíduos da avicultura de corte para a produção de energia.** In: ZOOTECA, 2003; Congresso Internacional de Zootecnia, 5; Congresso Nacional de Zootecnia, 13, p. 131-141, Uberaba, 2003.

SCALON FILHO, H.; VIEIRA, M. C.; SCALON, S. P. Q.; HEREDIA, N. A. Z. **Formas de aplicação de cama-de-frango no crescimento e produção de capítulos florais de *Calendula officinalis* L.** Revista Brasileira de Plantas Mediciniais, v.13, n.4, p.382-388, Botucatu, 2011.

SEADI A. T.; RUTZ, D.; PRASSL, H.; KÖTTNER, M.; FINSTERWALDER, T.; VOLK, S.; JANSSEN, R. **Biogas Handbook.** Published by University of Southern Denmark Esbjerg, Niels Bohrs Vej 9-10, DK-6700 Esbjerg, Denmark.

SILVA, E.M.; VIEIRA, E.T.V.; TASHIMA, L.C.N.; GUILHERME, D.O. **Uma releitura da sustentabilidade dos sistemas agrários de produção.** Revista Interações, v. 38, p. 330-340. Campo Grande, Brasil, 2017.

SILVA, T.R.; MENEZES, J.F.S.; SIMON, G.A.; SANTOS, C.J.L.; SILVA, A.; GONÇALVES, M.E.M.P. **Produtividade de Massa Seca da Parte Aérea e de Raízes do Milho Adubado com Cama de Frango.** In: I Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais. Uso dos Resíduos da Produção Animal como Fertilizante. Florianópolis, SC – Brasil, p. 290-294, 11 a 13 de março de 2009.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO - SBCS. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina.** Comissão de Química e Fertilidade do Solo, ed. 10, 400 p. Porto Alegre, RS, 2004.

SOUZA, S. N. M.; PEREIRA, W. C.; NOGUEIRA, C. E. C.; PAVAN, A. A.; SORDI, A. **Custo da eletricidade gerada em conjunto motor gerador utilizando biogás da suinocultura.** Acta Scientiarum Technology, v. 26, n. 2, p. 127-133, Maringá, 2004.

TORALES, E. P.; ZÁRATE, N. A. H.; VIEIRA, M. C.; GASSI, R. P.; SALLES, N. A.; PINTO, J. V. C. **Influência da cama de frango e de espaçamentos entre plantas na produtividade agroeconômica de mandioquinha-salsa.** Revista Ceres, v. 61, n. 2, p. 162-171, Viçosa, mar/abr, 2014.

TRANI, P. E.; TERRA, M. M.; TECCHIO, M. A.; TEIXEIRA, L. A. J.; HANASIRO, J. **Adubação Orgânica de Hortaliças e Frutíferas.** Instituto Agronômico de Campinas - IAC, Campinas, SP, 2013, 16p.

UNITED NATIONS. **Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2017). World Population Prospects: The 2017 Revision, Volume I: Comprehensive Tables (ST/ESA/SER.A/399).** New York, United States Of America, 2017.

VEGRO, C. L. R. **Mercado de Fertilizantes: aumento das importações preocupa.** Revista Análises e indicadores do agronegócio, Instituto De Economia Agrícola - IEA, v. 13, n. 4, São Paulo, abril/2018.

VERONEZE, M. L.; SCHWANTES, D.; GONÇALVES, A. C.; RICHART, A.; MANFRIN, J.; SCHILLER, A. P.; SCHUBA, T. B. **Production of biogas and biofertilizer using anaerobic reactors with swine manure and glycerin doses.** Journal of Cleaner Production, v. 213, p. 176-184, 10 March 2019.

VIEITES, R.G. **Agricultura Sustentável: Uma alternativa ao modelo convencional.** 2010. 01-12 p. Revista Geografar (v. 5, n. 2). Curitiba, 2010.

VILELA, L. A. F.; PORTUGAL, A. F.; CARBALLAL, M. R.; RIBEIRO, D. O.; ARAÚJO, E. J.; GONTIJO, M. F. D. **Efeitos do uso de cama de frango associada a diferentes doses de nitrogênio no acúmulo de Matéria seca em *Brachiaria brizantha* cv. *Marandu*.** I Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos de Animais, Uso dos Resíduos da Produção Animal como Fertilizante, Florianópolis, SC, 11 a 13 de março de 2009.

WALKER, F. **On-Farm Composting of Poultry Litter.** Agricultural Extension Service, The University of Tennessee, p. 1-8, 2005.

ZAHAN, Z.; OTHMAN, M. Z. **Effect of pre-treatment on sequential anaerobic co-digestion of chicken litter with agricultural and food wastes under semi-solid conditions and comparison with wet anaerobic digestion.** Bioresource Technology, Volume 281, Pages 286-295, 2019.

ZANETTE, A. L. **Potencial de aproveitamento energético do biogás no brasil.** Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético), Programa de Planejamento Energético - COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

ZÁRATE, N. A. H.; VIEIRA, M. C.; BRATTI, R. **Efeitos da cama-de-frangos e da época de produção e a renda bruta da cebolinha "todo ano".** Pesquisa Agropecuária Tropical, Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, vol. 33, n. 2, p. 73-78, Goiânia, 2003.

ZOU, Y.; YANG, T. **Chapter 9 - Rice Husk, Rice Husk Ash and Their Applications.** Rice Bran and Rice Bran Oil, AOCS Press, Pages 207-246, 2019.