



**UFOP**  
Universidade Federal  
de Ouro Preto

**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO**

Universidade Federal de Ouro Preto

**Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental - PROAMB**



Gabriel Neme Barbosa Veisac Carneiro

**ANÁLISE DE CICLO DE VIDA DE PROCESSOS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA  
DA CAMA DE AVIÁRIO**

Ouro Preto | MG

2022

Gabriel Neme Barbosa Veisac Carneiro

**ANÁLISE DE CICLO DE VIDA DE PROCESSOS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA  
DA CAMA DE AVIÁRIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto - UFOP, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Sérgio Francisco de Aquino

Coorientador: Dr. Oscar Fernando Herrera Adarme

Ouro Preto | MG

2022

## SISBIN - SISTEMA DE BIBLIOTECAS E INFORMAÇÃO

C289a Carneiro, Gabriel Neme Barbosa Veisac.

Análise de ciclo de vida de processos de digestão anaeróbia da cama de aviário. [manuscrito] / Gabriel Neme Barbosa Veisac Carneiro. - 2022. 120 f.: il.: color., gráf., mapa.

Orientador: Prof. Dr. Sergio Francisco de Aquino.

Coorientador: Dr. Oscar Fernando Herrera Adarme.

Dissertação (Mestrado Acadêmico). Universidade Federal de Ouro Preto. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Área de Concentração: Tecnologias Ambientais.

1. Digestão anaeróbica - Tratamento térmico. 2. Digestão anaeróbica - Ciclos de Vida. 3. Aviários - Cama de aviário. 4. Digestão Anaeróbia. 5. Resíduos orgânicos - Cama de aviário. I. Adarme, Oscar Fernando Herrera. II. Aquino, Sergio Francisco de. III. Universidade Federal de Ouro Preto. IV. Título.

CDU 502:004

Bibliotecário(a) Responsável: Maristela Sanches Lima Mesquita - CRB-1716



## FOLHA DE APROVAÇÃO

**Gabriel Neme Barbosa Veisac Carneiro**

**"Análise de Ciclo de Vida de Processos de Digestão Anaeróbia da Cama de Aviário"**

Dissertação apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto como requisito parcial para obtenção do título de mestre

Aprovada em 15 de dezembro de 2022.

### Membros da banca

Prof. Dr. Sérgio Francisco de Aquino - Orientador - Universidade Federal de Ouro Preto  
Profa. Dra. Maria Paula Cardeal Volpi - Universidade Estadual de Campinas  
Prof. Dr. Bruno Eduardo Lobo Baêta - Universidade Federal de Ouro Preto

Prof. Dr. Sérgio Francisco de Aquino, orientador do trabalho, aprovou a versão final e autorizou seu depósito no Repositório Institucional da UFOP em 19/01/2023



Documento assinado eletronicamente por **Sérgio Francisco de Aquino, PROFESSOR DE MAGISTERIO SUPERIOR**, em 23/01/2023, às 16:42, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [http://sei.ufop.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](http://sei.ufop.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **0460373** e o código CRC **6CB28506**.

*“A tarefa não é tanto ver aquilo que ninguém viu, mas pensar o que ninguém  
ainda pensou sobre aquilo que todo mundo vê.”*

*Arthur Schopenhauer*

## **AGRADECIMENTOS**

Em primeiro lugar, agradeço a Deus, por me preparar a cada momento, me dando forças para superar todos os desafios possíveis.

À minha família, pelo amor, dedicação e apoio, por sempre acreditarem em mim, me proporcionando condições de chegar a essa etapa da minha vida.

Ao Prof. Dr. Sergio Aquino que sabiamente me orientou neste estudo, me ajudando a enxergar os melhores caminhos para o desenvolvimento do mesmo.

Ao meu coorientador, Dr. Oscar Fernando Herrera Adarme e ao LQTA, por toda a ajuda durante a realização deste trabalho. Sua contribuição é essencial para a concretização de todas as pesquisas desenvolvidas neste Programa de pós-graduação. Muito obrigado.

À empresa parceira, por meio do veterinário S.B., por toda ajuda no desenvolvimento do projeto, no fornecimento do resíduo, pelas informações e dicas, e pela disponibilidade constante em todos os momentos.

À Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP), por me proporcionar conhecimento, crescimento e desenvolvimento pessoal e profissional, novas amizades, enfim, por tornar tudo possível durante a realização do curso.

## RESUMO

O presente trabalho buscou analisar o ciclo de vida de processos de digestão anaeróbia (DA) de cama de aviário (CA) com e sem seu pré-tratamento térmico de forma a comparar com a técnica de manejo comumente utilizada (descarte no solo) para este resíduo. Para tanto foram avaliadas, por meio do método ReCiPe Midpoint (H) as categorias de impacto ambiental emissões de gases de efeito estufa, eutrofização e acidificação do solo. Foram construídos, a partir de dados primários fornecidos por empresa parceira, inventários de ciclo de vida para três formas de manejo do resíduo avícola: i) descarte da CA *in natura* no solo (C1), ii) DA da CA *in natura* (C2) e iii) pré-tratamento da CA antes de sua DA (C3). Também foram utilizados dados de DA de CA otimizados por Paranhos (2021), que empregou CA mais estabilizada (coletada após seis ciclos produtivos de aves – (CA-6U)) empregada para os cálculos das três formas de manejo propostas e correspondente à realidade do cenário avícola brasileiro; e por Oliveira (2022) que empregou CA sintética e fresca (mistura de palha de arroz + excretas na proporção de 1:5), simulando o cenário de remoção e disposição da cama após um único ciclo produtivo de aves (CA-1U), que foi utilizada para os cenários de manejo C2 e C3 propostos. Os resultados obtidos indicam que o descarte da cama de aviário *in natura* diretamente no solo (cenário C1) levaria à emissão de gases de efeito estufa na proporção de 187,5 T CO<sub>2eq</sub>/T CA para ambas as amostras de CA (estabilizada ou fresca) quando desconsideradas as emissões de amônia. No cenário C2 as emissões são menores, e estimadas em 131,25 T CO<sub>2eq</sub>/T CA para a cama mais estabilizada (removida após 6 ciclos produtivos) e 131,35 T CO<sub>2eq</sub>/T CA para a cama fresca (removida após 1 ciclo produtivo). Por sua vez, no cenário C3, em que se emprega a DA da CA após seu pré-tratamento hidrotérmico estima-se emissões de 131,38 T CO<sub>2eq</sub>/T CA para a cama estabilizada e de 131,59 T CO<sub>2eq</sub>/T CA para a cama fresca. Percebe-se, portanto, redução média de 30% nas emissões de GEE's dos cenários C2 e C3 em relação ao cenário base. Diante da realidade avícola brasileira comparou-se também a energia térmica produzida nos cenários C2 e C3 em substituição a lenha utilizada pela empresa parceira no conforto térmico das aves. Estima-se que a geração de energia térmica a partir da queima do metano gerado na DA da CA estabilizada pode substituir 48% da lenha no cenário C2 ao passo que no cenário C3, além de substituir toda a lenha consumida, o metano adicional produzido na DA da CA pré-tratada termicamente geraria um excedente de 120%. Com relação aos potenciais de acidificação e eutrofização estima-se que para o cenário C1, considerando a cama mais estabilizada, as emissões são elevadas (1989,12 Kg<sub>eq</sub>SO<sub>2</sub>/Ton CA e 794,64 Kg<sub>eq</sub>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/Ton CA, respectivamente) ao se comparar com os percentuais de redução obtidos para os cenários C2 e C3 que foram de mesma magnitude (98,4% e 99,2%). Conclui-se portanto que a digestão anaeróbia da CA *in natura*, ou seja, sem pré-tratamento térmico, como melhor alternativa dos pontos de vista técnico e ambiental.

**Palavras-chave:** Cama de aviário. Análise de Ciclo de Vida. Tratamento térmico. Digestão Anaeróbia. Gerenciamento de resíduos.

## ABSTRACT

The present work sought to analyze the life cycle of anaerobic digestion (AD) processes with and without pre-thermal treatment of poultry waste (PW) in order to compare it with the commonly used management technique (soil dumping) for this residue. For this purpose, the categories of environmental impact, greenhouse gas emissions, eutrophication and acidification of the soil were evaluated using the ReCiPe Midpoint (H) method. Based on primary data provided by a partner company, life cycle inventories were constructed for three ways of handling PW: i) disposal of raw PW in the soil (C1), ii) AD of raw PW (C2) and iii) thermal pre-treatment of PW before its AD (C3). AD data from PW optimized by Paranhos (2021) were also used, who used a more stabilized PW (collected after six production cycles- (CA-6U)) used for the calculations of the three proposed forms of management and corresponding to the reality of the Brazilian poultry scenario; and by Oliveira (2022) who used synthetic and fresh PW (mixture of rice straw + excreta in a 1:5 ratio), simulating the scenario of litter removal and disposal after a single production cycle (CA-1U), and this was considered for the proposed C2 and C3 management scenarios. The results obtained indicate that the disposal of raw PW directly on the soil (scenario C1) would lead to the emission of greenhouse gases in the proportion of 187.5 T CO<sub>2</sub>eq/T PW for both samples of PW (stabilized or fresh) when disregarding ammonia emissions. In the C2 scenario, emissions are lower, and estimated at 131.25 T CO<sub>2</sub>eq/T PW for the more stabilized litter (removed after 6 production cycles) and 131.35 T CO<sub>2</sub>eq/T PW for fresh litter (removed after 1 production cycle). In turn, in scenario C3, in which AD of PW is used after its hydrothermal pre-treatment, emissions of 131.38 T CO<sub>2</sub>eq/T PW are estimated for the stabilized bed and 131.59 T CO<sub>2</sub>eq/T PW for the fresh bed. Therefore, an average reduction of 30% in GHG emissions in scenarios C2 and C3 can be seen in relation to the base scenario. In view of the Brazilian poultry reality, the thermal energy produced in scenarios C2 and C3 was also compared to replace the firewood used by the partner company in the thermal comfort of the birds. It is estimated that the generation of thermal energy from the methane burning generated in the AD of the stabilized PW can replace 48% of the firewood in the C2 scenario, while in the C3 scenario, in addition to replacing all the firewood consumed, the additional methane produced in the AD of thermally pre-treated PW would generate a surplus of 120%. Regarding acidification and eutrophication potentials, it is estimated that for scenario C1, considering the more stabilized bed, emissions are high (1989.12 KgeqSO<sub>2</sub>/Ton PW and 794.64 KgeqPO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/Ton PW, respectively) when comparing with the reduction percentages obtained for scenarios C2 and C3 which were of the same magnitude (98.4% and 99.2%). It is therefore concluded that when adopting alternative measures for poultry waste management, through technical and environmental analysis, the AD of PW, that is, without thermal pretreatment, is the best alternative.

**Keywords:** Poultry Waste. Life Cycle Analysis. Thermal pretreatment. Anaerobic Digestion. Waste management.

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	11
1.1- Objetivos .....	13
1.1.1- Objetivo Geral .....	13
1.1.2- Objetivos Específicos .....	14
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA – REVISÃO DE LITERATURA.....	15
2.1 – Avicultura e a Produção de Frango de Corte no Brasil.....	15
2.2 – Geração, Características e Disposição da Cama de Aviário no Solo.....	21
2.3 – Alternativas Para Manejo da Cama de Aviário.....	24
2.4 – Digestão Anaeróbia da Cama de Aviário Precedida ou Não de Tratamento Térmico .....	32
2.5 – Avaliação do Ciclo de Vida .....	37
2.5.1- Objetivo e Escopo.....	39
2.5.2- Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) .....	41
2.5.3- Análise do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) .....	41
2.5.3.1 - Interpretação.....	45
3. METODOLOGIA.....	50
3.1 – Delineamento da Pesquisa .....	50
3.2 – Avaliação do Ciclo de Vida.....	55
3.2.1- Requisitos de Qualidade de Dados .....	55
3.3 – Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida e Tipos de Impactos .....	56
3.3.1- Categorias e Indicadores de Impactos Ambientais.....	56
3.4 – Inventários de Ciclo de Vida .....	61
3.4.1- Inventário da Cama de Frango Utilizada <i>In Natura</i> .....	61
3.4.2- Inventário da Cama de Frango Submetida à Digestão Anaeróbia .....	67
3.4.3- Inventário da Cama de Frango Tratada Termicamente Antes da Biodigestão ...	68
4. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS .....	70
4.1 – Avaliações de Impacto: Quantificação das Emissões e Geração de Energia.....	71
4.1.1- Inventário da Cama de Frango Utilizada <i>In Natura</i> (C1) .....	71
4.1.2- Inventário da Cama de Frango Tratada por Biodigestão (C2).....	74
4.1.3- Inventário da Cama de Frango Tratada Termicamente Antes da Biodigestão .....	78
4.2 – Impacto do Armazenamento e Tratamento de Matéria-Prima e Digestato .....	82
4.3 – Impacto do Uso Final do Digestato .....	84
4.4 – Eficiência do Processo de Descarbonização nos Cenários Propostos .....	84
4.5 – Potenciais de Acidificação e Eutrofização .....	89
4.5.1- Resultados do Potencial de Eutrofização.....	89
4.5.2- Resultados do Potencial de Acidificação.....	92

5. CONCLUSÃO .....	95
REFERÊNCIAS.....	97
ANEXO I – Caldeira RL Series.....	112
ANEXO II - Dados coletados através da Empresa parceira (Questionário) .....	115
ANEXO III - Tabela de Dados Utilizados.....	118

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: Participação na Produção Mundial de Carne de Frango por país produtor .....	16
FIGURA 2: Abate de Frangos no Brasil -2019 .....	17
FIGURA 3: Visão geral da participação da produção de frangos de alguns municípios de Minas Gerais .....	18
FIGURA 4: Fluxograma das fontes de biomassa e possíveis rotas energéticas.....	26
FIGURA 5: Etapas do processo de biodigestão .....	33
FIGURA 6: Estrutura da ACV e suas fases.....	39
FIGURA 7: Objetivo da pesquisa na análise do ciclo de vida (ACV).....	40
FIGURA 8: Elementos da AICV.....	44
FIGURA 9: Conceito de indicadores de categoria .....	45
FIGURA 10: Fluxograma do Cenário C1.....	52
FIGURA 11: Fluxograma do Cenário C2.....	53
FIGURA 12: Fluxograma do Cenário C3.....	55
FIGURA 13: Construção da ferramenta de desempenho ambiental.....	70
FIGURA 14: Comparativo entre alimentos baseados em animais e vegetais .....	71
FIGURA 15: Comparativo das emissões de GEE's entre os cenários propostos .....	82
FIGURA 16: Descarbonização da cama de aviário a partir da amostra analisada por Paranhos (2021) .....	85
FIGURA 17: Descarbonização da cama de aviário a partir da amostra analisada por Oliveira (2022) .....	86
FIGURA 18: Emissões equivalentes do potencial de eutrofização nos cenários propostos em relação ao total de emissões em porcentagem .....	91
FIGURA 19: Emissões equivalentes do potencial de acidificação nos cenários propostos em relação ao total de emissões em porcentagem .....	94

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1: Produção mundial de carne de frango entre 2015 e 2020 .....	16
TABELA 2: Ranking dos principais municípios mineiros com maiores plantéis em 2019 .....	18
TABELA 3: Composição da cama de aviário segundo autores .....	23
TABELA 4: Alternativas de disposição final para a cama de aviário .....	27
TABELA 5: Produção de metano a partir de resíduos avícolas.....	35
TABELA 6: Descrição das categorias de impacto utilizadas.....	57
TABELA 7: Potenciais de Aquecimento Global, GWP <sub>100</sub> .....	58
TABELA 8: Valor de Potenciais de Acidificação .....	59
TABELA 9: Valores de Potenciais de Eutrofização .....	61
TABELA 10: Fator de Emissão de Metano do Manejo de Dejetos por Temperatura.....	63
TABELA 11: MS (%) para frangos.....	64
TABELA 12: Perda de N de MMS devido à volatilização do N-NH <sub>3</sub> e N-NO <sub>x</sub> .....	66
TABELA 13: Caracterização do inóculo e amostra quanto ao teor de N, proteínas, sólidos e demanda química de oxigênio (DQO) .....	67
TABELA 14: Produção de metano e características dos reatores .....	67
TABELA 15: Caracterização físicoquímica da amostra de cama de aviário in natura e após o pré-tratamento térmico a 80°C e 98°C .....	68
TABELA 16: Caracterização físicoquímica da amostra de cama de aviário in natura e após o pré-tratamento térmico a 80°C e 98°C .....	69
TABELA 17: Emissões de GEE's para o Cenário C1 .....	73
TABELA 18: Emissões referentes ao Cenário C1 .....	73
TABELA 19: Emissões detalhadas referentes ao Cenário C1 .....	74
TABELA 20: Emissões referentes ao Cenário C2 conforme Paranhos (2021) .....	76
TABELA 21: Emissões referentes ao Cenário C2 conforme Oliveira (2022) .....	77
TABELA 22: Emissões referentes ao Cenário C3 conforme Paranhos (2021) .....	79
TABELA 23: Emissões referentes ao Cenário C3 conforme Oliveira (2022) .....	79
TABELA 24: Conteúdo médio (% em massa) de nutrientes (NPK) da cama de suínos e de frangos .....	89
TABELA 25: Emissões equivalentes do potencial de eutrofização em (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> <sub>eq</sub> Kg <sup>-1</sup> ) .....	90
TABELA 26: Emissões equivalentes do potencial de acidificação em (SO <sub>2eq</sub> Kg <sup>-1</sup> ).....	93

## 1-INTRODUÇÃO

Diante das constantes mudanças que estão ocorrendo no mercado, devido aos efeitos da globalização e seus novos mecanismos, a Responsabilidade Socioambiental (RSA) vem apresentando-se como uma temática cada vez mais importante na mudança comportamental das empresas, provocando transformações nos objetivos, metas e estratégias e no próprio significado do termo empresa/organização.

Segundo Almeida (2007), é de fundamental importância dizer que a prática da RSA, para ser condizente com seus fundamentos, deve ser definida pela ética e pela transparência para com todas as partes envolvidas, assim como pelo estabelecimento de metas empresariais compatíveis com o desenvolvimento sustentável, que remete à redução de uso dos recursos ambientais e sua preservação, bem como dos recursos culturais para as gerações futuras. Envolve também o respeito à diversidade e a promoção da redução das desigualdades sociais, o que de forma completa, abarca os objetivos dos *stakeholders* (partes interessadas), permitindo à empresa manter suas metas e objetivos, conciliando o seu processo ou serviço, as suas metas, prazos com o conceito de responsabilidade social de maneira ética. Toiari (2014) correlaciona o conceito de RSA com uma das oito metas do milênio, que é a construção de organizações socioambientalmente responsáveis.

Os alimentos de origem animal são importantes fontes de nutrientes como vitaminas e minerais e concentram quantidade significativa de aminoácidos essenciais à manutenção da saúde humana (Wu *et al.*, 2014). Dados da *Food and Agricultural Organization* (FAO) estimam que a demanda mundial por proteína derivada de animais deverá aumentar significativamente nas próximas décadas (Alexandratos; Bruinsma, 2012). Esses dados podem ainda serem mais expressivos caso os países em vias de desenvolvimento com suas economias emergentes atinjam um pleno desenvolvimento econômico aumentando o poder aquisitivo através das mudanças socioeconômicas e do reconhecimento do papel da proteína em uma alimentação caracterizada como saudável nutricionalmente (Tilman *et al.*, 2011; Tilman; Clark, 2014; Wu *et al.*, 2014).

Desta forma a produção avícola vem se destacando cada vez mais no cenário mundial, principalmente no Brasil com as pesquisas e investimentos realizados. A Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) relata que a produção avícola a partir do desenvolvimento da produção da carne de frango constitui um dos pilares fundamentais quanto ao fornecimento de proteína animal para as

próximas décadas no mundo. Isso se dá pelo fato da sua produção possuir um mecanismo de ciclo produtivo curto e relativamente rápido, possuir eficiência na conversão alimentar e menor uso da terra na etapa de criação animal (OCDE; FAO, 2015, 2016).

Como resíduo da produção avícola tem-se a cama de aviário que é constituída por excretas e um material lignocelulósico utilizado como substrato para receber e absorver os excrementos e resíduos da alimentação das aves. A cama tem sido gerada em grandes quantidades devido ao enorme crescimento da indústria da avicultura nos últimos anos. Este crescimento na produção se deve ao emprego de novas e eficientes tecnologias nos galpões, levando a uma maior necessidade de energia e insumos.

Devido à aplicabilidade da cama de aviário ser considerada reduzida e esta ser caracterizada como um resíduo, a cama de aviário *in natura* tem valor comercial muitas vezes menosprezado. Tal resíduo é acondicionado no solo sem qualquer penalidade ao empreendedor e o problema se finalizaria ali no ato da deposição no local escolhido como em uma grande unidade agropecuária. Isso poderia ser minimizado se houvesse a remoção do conteúdo orgânico e recuperação energética (transformação da matéria orgânica em metano por meio da digestão anaeróbia (DA)) do resíduo antes da sua disposição ambiental. Um dos subprodutos deste processo de DA é o lodo anaeróbio, que pode ser utilizado como adubo (biossólido) causando menos impacto ambiental do que a disposição *in natura* da cama de aviário no solo. Outro produto seria o biogás, rico em metano, que poderia ser usado como combustível não fóssil.

De fato, a recuperação energética da cama de aviário pela sua digestão anaeróbia já foi testada por diferentes autores, como Crippen (2016), Rajendran (2019), Valenti (2020) e Beausang (2020), que a consideram como técnica e energeticamente viável. Contudo a viabilidade econômica é incerta, pois depende da utilização e comercialização do biogás gerado. Assim como os benefícios socioambientais e econômicos do aproveitamento de biogás para a geração de energia elétrica, do biofertilizante para a aplicação na pastagem, da comercialização de créditos de carbono através do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) com Saneamento Ambiental, vê-se que esse mecanismo no Brasil tem sido desenvolvido pela RenovaBio que consiste na Política Nacional de Biocombustíveis, instituída pela Lei nº 13.576/2017.

Pelo exposto, este trabalho teve como objetivo avaliar formas potenciais a partir da aplicação de tecnologias ambientais para se realizar processos de digestão anaeróbia da cama de aviário para recuperação energética (na forma de biogás) permitindo a

disposição posterior no solo de um material mais estabilizado (que minimizaria a emissão de odores, lixiviados e gases estufa). Assim buscou-se fazer uma avaliação ambiental, por meio da ferramenta 'Análise de Ciclo de Vida' de três formas de manejo da cama de aviário, a saber: i) disposição no solo (controle); ii) digestão anaeróbia da cama *in natura*; e iii) digestão anaeróbia da cama pré-tratada termicamente, conforme condições otimizadas e definidas por outros alunos do grupo de pesquisa (Paranhos (2021) e Oliveira (2022)). Buscou-se identificar e quantificar as emissões de GEE's, a acidificação e a eutrofização através dos dados fornecidos pela empresa parceira localizada em Minas Gerais, por meio dos inventários de ciclo de vida das tecnologias de aproveitamento dos dejetos de aviário e a possível aplicação de tecnologias ambientais como implantação de reatores anaeróbios para realizar a biodigestão da cama de aviário, principal resíduo da atividade avícola.

Com o propósito de avaliar e mensurar este desempenho ambiental tem-se que este estudo corrobora com Fraval *et al.* (2015) e De Vries *et al.* (2015) que mostram o uso da ferramenta Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) que possui o propósito de estimar os potenciais impactos ambientais provenientes das trocas ambientais em diversos sistemas de produção de frangos em todo o mundo. A partir da aplicação da ferramenta de avaliação do ciclo de vida e mensuração das possíveis evidências de impacto ambiental da produção avícola de frangos de corte, os autores Beddington *et al.* (2012) afirmam que são necessários estudos que englobem conhecimentos em economia agrícola, saúde e segurança alimentar, saneamento ambiental e conservação ambiental, e que estes caminhem juntos no propósito gerar resultados que contribuam nas esferas ambiental, econômica e social, tanto tecnicamente quanto na prática. Desta forma tem-se apontada a necessidade de uma visão mais holística do processo produtivo avícola e a geração e manejo de resíduos de cama.

## **1.1-Objetivos**

### **1.1.1-Objetivo Geral**

O trabalho objetivou avaliar, por meio da abordagem de ACV, os principais impactos ambientais de formas de manejo tradicional (disposição no solo) e em desenvolvimento (digestão anaeróbia precedida ou não por tratamento térmico) da cama de aviário gerada na criação de frango de corte.

### 1.1.2-Objetivos Específicos

- Avaliar o impacto ambiental relacionado às emissões de GEE's, decorrentes da disposição da cama de aviário no solo;
- Avaliar o impacto ambiental relacionado às emissões de GEE's, decorrentes da digestão anaeróbia da cama de aviário (precedida ou não de tratamento térmico);
- Avaliar o impacto ambiental relacionado ao processo de acidificação e eutrofização, decorrentes da disposição da cama de aviário no solo;
- Avaliar o impacto ambiental relacionado ao processo de acidificação e eutrofização, decorrentes da aplicação do efluente da digestão anaeróbia da cama de aviário (precedida ou não de pré-tratamento térmico) no solo;

## **2-FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA – REVISÃO DE LITERATURA**

Nesse item, apresenta-se uma revisão da literatura sobre a ‘Avicultura e a Produção de Frango de Corte no Brasil’ mostrando que, embora seja importante, gera resíduos sólidos que precisam ser devidamente geridos.

Em seguida apresentam-se técnicas que tem sido utilizada para manejar a cama de aviário gerada na criação dos frangos de corte, antes de apresentar na sequencia uma revisão detalhada sobre o uso da ferramenta de ACV para a avaliação dos impactos ambientais de produtos e processos conforme as normas ISO 14040 e ISO 14044 (ISO, 2009).

Por fim, o capítulo de Revisão é encerrado com a apresentação de dados da literatura sobre ACV de atividades avícolas, relatando quem já fez esse tipo de análise, quais foram os impactos mensurados e as conclusões dos estudos.

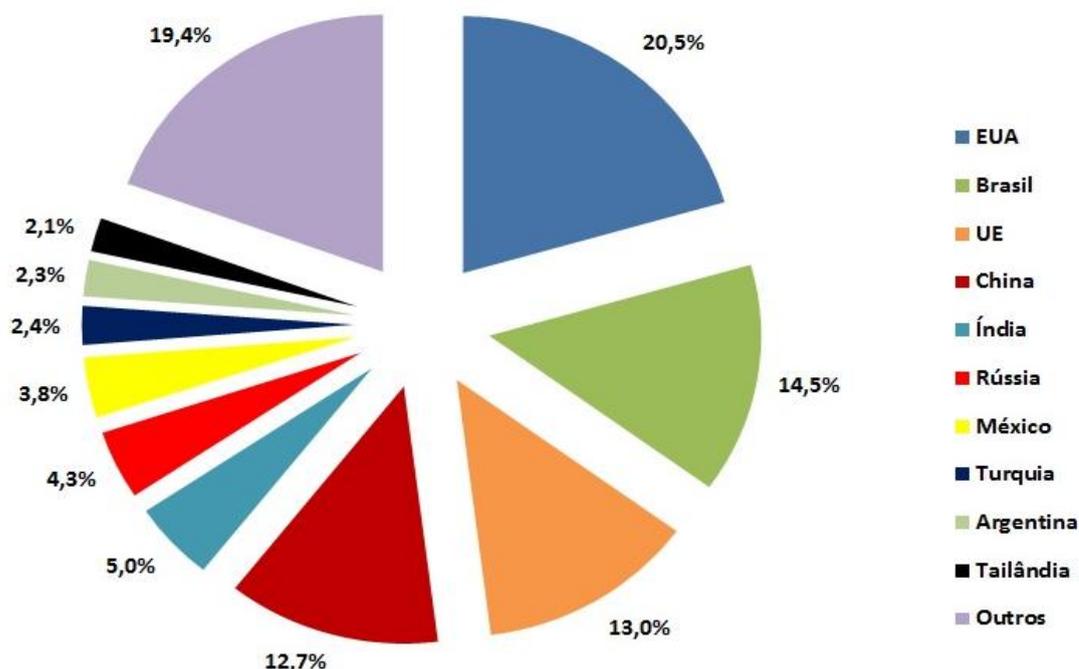
### **2.1 Avicultura e a Produção de Frango de Corte no Brasil**

Em nosso país considera-se a produção avícola como uma atividade com elevado desenvolvimento tecnológico, com destaques para a atividade de corte que compete em níveis produtivos com os países desenvolvidos (EMBRAPA, 2020). Em 2019, a produção de carne de frango foi de 13,2 milhões de toneladas produzidas, alcançando o terceiro lugar mundial entre os países produtores, o que representa um aumento de 3% em relação ao ano de 2018 (EMBRAPA, 2020). Atualmente o Brasil é o terceiro colocado no ranking de países produtores de carne de frango e alcançou o primeiro lugar mundial em exportações com 4,2 milhões de toneladas, um aumento de 2,75% comparado a 2018 (EMBRAPA, 2020).

Na Figura 1 apresentam-se, em percentuais, os maiores países produtores de carne de frango mundial, e na Tabela 1 apresentam-se os dados de produção no período de 2015 a 2020, em que se percebe expansão do consumo de tal proteína animal.

**Figura 1: Participação na Produção Mundial de Carne de Frango por país produtor.**

Fonte: EMBRAPA, 2021.



**Tabela 1: Produção mundial de carne de frango entre 2015 e 2020. Fonte EMBRAPA, 2021.**

Países/ Ano	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Var. Acum.
EUA	18,2	18,51	18,93	19,36	19,82	20,16	10,80%
China	13,56	12,44	11,6	11,7	13,8	15,8	16,50%
Brasil	13,54	13,52	13,61	13,35	13,63	13,97	3,20%
EU	10,89	11,56	11,91	12,26	12,46	12,6	15,70%
Índia	4,11	4,42	4,64	4,85	4,9	4,9	19,20%
Rússia	4,22	4,32	4,68	4,68	4,74	4,76	12,80%
México	3,17	3,27	3,4	3,48	3,6	3,71	17,00%
Outros	23,66	24,37	25,08	25,88	26,62	27,59	16,60%
<b>Total</b>	<b>91,35</b>	<b>92,41</b>	<b>93,85</b>	<b>95,56</b>	<b>99,57</b>	<b>103,49</b>	<b>9,00%</b>

Em se tratando do abate de frangos no Brasil pode-se avaliar, por meio do infográfico apresentado na Figura 2, a produção por regiões e o percentual de crescimento entre os anos 2000 até o ano de 2019.

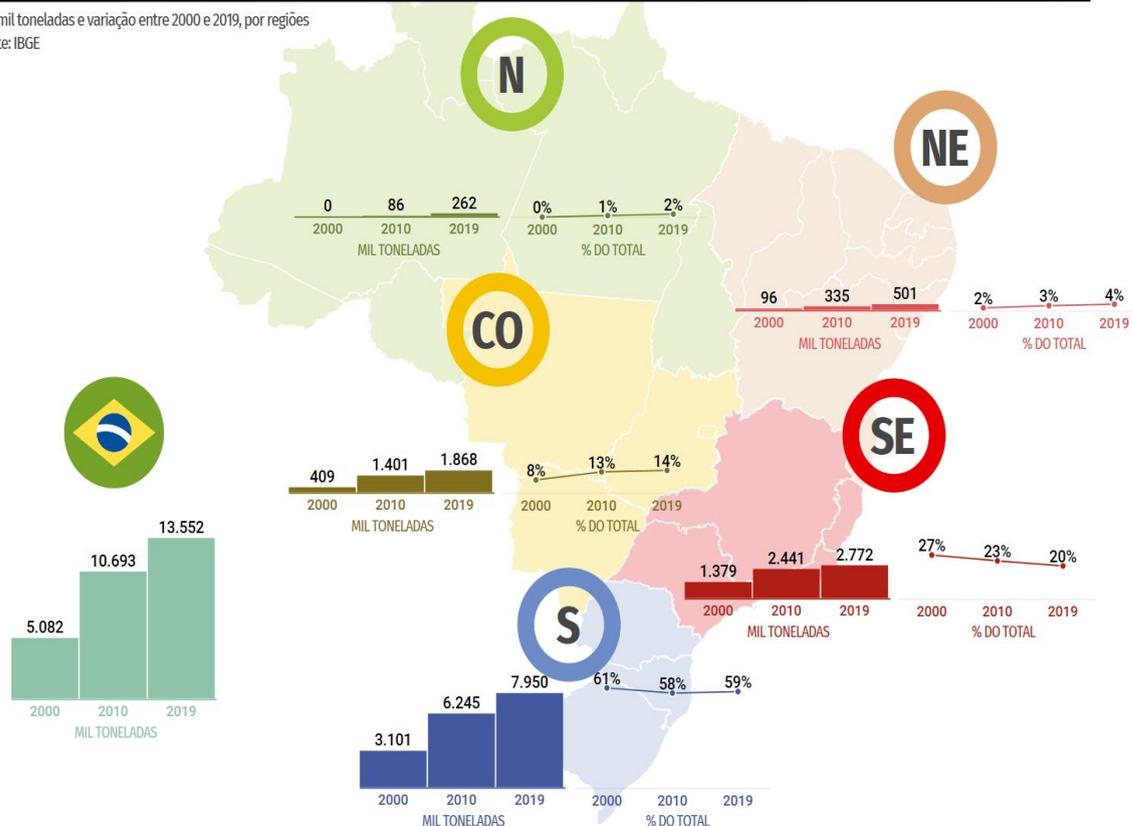
**Figura 2: Abate de Frangos no Brasil - 2019. Fonte: EMBRAPA, 2021.**

## ABATE DE FRANGOS NO BRASIL - 2019



\*Em mil toneladas e variação entre 2000 e 2019, por regiões

\*Fonte: IBGE



Por sua vez, o estado de Minas Gerais ocupa a 5ª posição do ranking, com produção de 119.613.000 cabeças, em 2019, o equivalente a 8,2% de participação (SEAPA, 2020). As regiões Centro (27%), Triângulo Mineiro (19%), Centro-Oeste (19%) e Sul (15%) são as principais regiões produtoras de frangos do estado, que juntas respondem por 80% da produção do estado.

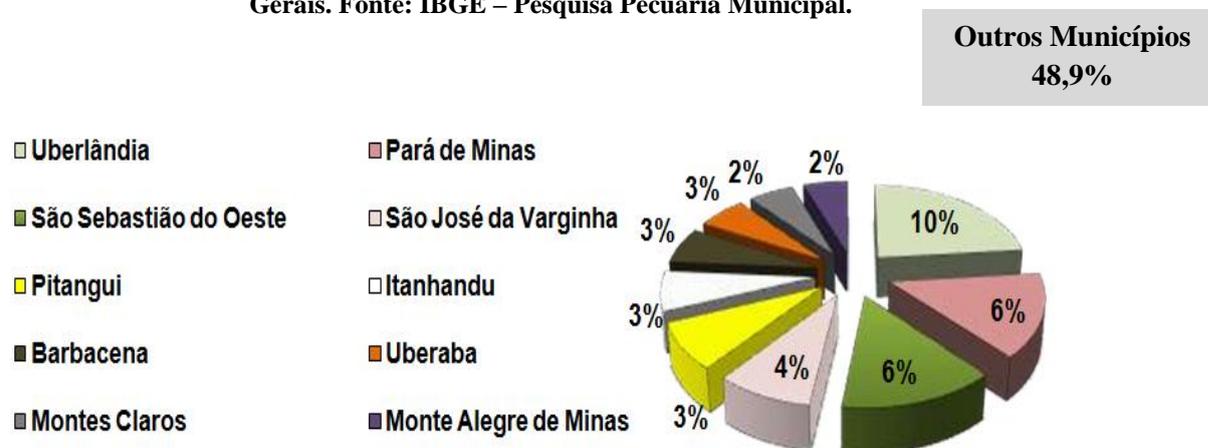
São Sebastião do Oeste está localizada na região centro-oeste de Minas Gerais, sede da Empresa parceira do Laboratório de Química Tecnológica e Ambiental (LQTA) que forneceu os resíduos estudados, é a terceira maior cidade produtora de frangos do estado, com produção total de 7,1 milhões de cabeças em 2019 (IBGE, 2020), perdendo apenas para Uberlândia e Pará de Minas. A produção de frangos de corte nas dez principais cidades mineiras é mostrada na Tabela 2.

**Tabela 2: Ranking dos principais municípios mineiros com maiores plantéis em 2019. Fonte: IBGE – Pesquisa Pecuária Municipal, 2020.**

Ranking	Município	Região agrícola	Frangos (milhões de cabeças)
1º	Uberlândia	Triângulo	12,0
2º	Pará de Minas	Central	7,5
3º	São Sebastião do Oeste	Centro-Oeste de Minas	7,1
4º	São José da Varginha	Central	4,4
5º	Pitangui	Central	4,2
6º	Itanhandu	Sul de Minas	3,6
7º	Barbacena	Central	3,4
8º	Uberaba	Triângulo	3,1
9º	Montes Claros	Norte de Minas	2,9
10º	Monte Alegre de Minas	Triângulo	2,9

Na Figura 3 tem-se a participação da produção de frangos do Município de São Sebastião do Oeste em relação ao estado de Minas Gerais.

**Figura 3: Visão geral da participação da produção de frangos de alguns municípios de Minas Gerais. Fonte: IBGE – Pesquisa Pecuária Municipal.**



Independentemente se o processo de criação dos frangos para corte se dá de forma independente ou integrada, os pintainhos (como são denominados os pintinhos) são acondicionados em galpões ou espaços que contém uma biomassa lignocelulósica de forragem denominada de ‘cama de aviário’.

O principal propósito de se utilizar a cama de aviário é evitar o contato direto e constante da ave com a superfície do piso, de ser útil como substrato para a absorção aquosa entre outros líquidos, absorção das fezes e penas além de manter o equilíbrio de

temperatura, eliminando as variações térmicas ao longo da extensão do galpão. Os principais cuidados necessários que o avicultor necessita ter com a cama devem ser os mesmos cuidados que se dispensam no manejo da ração, da água e no controle térmico, pois ela tem um papel muito importante no desempenho de produção e qualidade para frangos de corte (Paganini, 2004). Sendo assim, verifica-se que a cama se constitui de todo o material distribuído sobre a superfície do piso dos galpões e alojamentos que são utilizados como superfície de acomodação das aves (Paganini, 2004).

Vários materiais lignocelulósicos têm sido utilizados como cama de frango, tais qual a serragem, maravalha, casca de amendoim, casca de arroz, casca de café, capim seco, palha e sabugo de milho picado, dentre outros (Grimes, 2004). O processo de escolha do material da cama se condiciona à sua disponibilidade na região (que define o seu preço), bem como o custo para seu transporte até a granja (Cotta, 1997).

Diante da produção avícola e a economia almejando melhores resultados de lucro e produtividade alguns empreendedores do agronegócio reutilizam a cama de aviário de 4 a 8 vezes. Por outro lado existem empreendedores que reutilizam a cama até 15 vezes, como é o caso da empresa COPACOL (2012), que possui entre suas diretrizes e orientações aos seus integrados a orientação de substituir de 30 a 50% da cama na sétima e na décima reutilização.

A cama de aviário, após o seu uso, será composta por uma mistura de excreta, penas das aves, ração e, obviamente, o material da cama inicialmente utilizado para recobrir o piso. Tal material constitui o principal resíduo da atividade avícola e, como visto, é caracterizado por elevada carga orgânica (biomassa vegetal, dejetos das aves, carcaças e restos de animais mortos durante o confinamento, penas) e outros resíduos como as embalagens de produtos usados ao longo da criação, dentre outros.

Considerando a Norma da ABNT NBR 10.004 a cama de aviário é classificada como resíduo classe II A – Não inertes podem ter propriedades, tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água (ABNT NBR 10.004).

Atentando-se para o lado econômico a melhor opção de obter menores custos de produção é a opção de reutilizar a cama. A reutilização da cama pode ser feita por várias vezes, mas por outro lado apresenta-se a dificuldade de se realizar a desinfecção dos galpões e locais de armazenamento da cama o que pode alterar a qualidade microbiológica de todo o sistema (Walter, 2000).

Segundo o IBGE em seu último censo (IBGE, 2010) e considerando as características predominantes nos aviários com dimensões de 100 x 12 m e um

alojamento de 14.500 pintos, bem como a recomendação técnica para o reuso da cama por seis lotes (com fermentação, requerendo uso de lona), com uma altura de 10 cm, estimou-se que a produção brasileira de resíduo de cama de aviário gerado por este sistema de produção seja de 6,814 milhões de m<sup>3</sup> de cama.

Normalmente a cama é removida do galpão e vendida a baixo custo como ‘esterco’ para fazendeiros próximos e até de outros estados segundo a empresa parceira que a utilizam para aplicações em pasto de criação de gado (IBGE, 2020).

Embora a indústria avícola forneça uma grande contribuição para a economia brasileira existem preocupações se os seus métodos de produção e gestão de resíduos conseguem, de fato, minimizar os impactos ambientais associados (IBGE, 2020).

O desenvolvimento de novas tecnologias e aperfeiçoamentos voltados à agricultura proporcionam um aumento na escala de produção e uma consequente dependência de grandes quantidades de fertilizantes minerais, que geralmente são importados e cujos preços variam conforme a economia levando a um aumento nos preços até o consumidor final. Com o intuito de suprir essa necessidade crescente a solução é recorrer processos de produção de fertilizantes orgânicos como alternativos.

A crescente demanda para abastecimento e suprimento das necessidades humanas levou ainda à setorização e especialização por parte dos produtores agropecuários em um ou dois tipos de culturas e o consequente isolamento dessas culturas da criação de animais, eliminando assim a deposição dos dejetos animais das plantações, trazendo consigo a aplicação dos fertilizantes inorgânicos para supressão das necessidades nutricionais no cultivo (EMBRAPA, 2020).

Com o propósito de desenvolver tecnologias de saneamento e sistemas de manejo ambiental voltado para o agronegócio avícola, a Embrapa possui um manual intitulado de Sistema de Produção de Frangos de Cortes onde aborda assuntos de gestão de projetos, sistema integrado de gestão, produção integrada, mais limpa e eficiente para que a atividade avícola obtenha desempenho sistêmico. A ideia de olhar os dejetos como um recurso e não como um resíduo tem sido fundamental para que haja uma boa gestão nos sistemas agropecuários (EMBRAPA, 2020).

No cenário econômico atual pode-se afirmar que há um comércio de cama de aviário, em que o seu valor varia conforme a região e número de ciclos de reuso entre R\$ 80,00 a R\$ 120,00 por tonelada (EMBRAPA, 2020). Uma forma de agregar valor à cama de aviário seria utilizá-la para a produção de energia e posterior utilização do lodo

anaeróbio estabilizado como biossólido para disposição no solo seguindo as normativas da Resolução CONAMA 498/2020.

## 2.2 Geração, Características e Disposição da Cama de Aviário no Solo

O homem sempre utilizou os recursos da natureza para a sua sobrevivência e, à medida que evoluía, gerava resíduos. A disposição de resíduos sempre apresentou problemas significativos ao ambiente. Atualmente, o grande volume de resíduos gerado e o destino final desses preocupam ainda mais pelos danos que podem causar ao meio ambiente e à saúde das pessoas.

Até os anos 2000, a cama de aviário era utilizada como alimento base na alimentação de ruminantes, até que o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) instituiu a Instrução Normativa (IN) N° 15, de 17/06/2001. Nesta instrução ficou expressamente proibido a comercialização e a utilização da cama de aviário como alimento para animais, visto o alto risco de contaminação e proliferação da doença Encefalopatia Espongiforme Bovina (EEB), também chamada de “doença da vaca louca”, a qual acometeu o Reino Unido na década de 1980. A EEB é uma doença neurodegenerativa que afeta o gado e tem como característica a presença de um agente patogênico em uma forma especial de proteína, chamada príon.

Diante da crescente importância voltada ao assunto, em um curto intervalo de tempo publicou-se a IN N° 8, de 25/03/2004, que culminou na proibição nacional da produção, transporte, comércio e o uso de produtos destinados à alimentação de ruminantes à base de proteínas animais. Assim proibiram-se, além da cama de aviário, os resíduos de suinocultura.

Além da encefalopatia, têm-se outros fatores bem negativos quanto à utilização da cama de aviário na alimentação animal, como a possível presença de toxinas produzidas por bactérias e fungos, como é o caso da toxina botulínica produzida por *Clostridium botulinum* e aflatoxinas produzidas por *Aspergillus flavus* e *Aspergillus fumigatus*. Ademais, há outras complicações devido à ação da *Salmonella* e coliformes, amônia, resíduos de antibióticos entre outros medicamentos (Oliveira, 1997, Ortolani e Brito, 2001 citado por Hahn, 2004).

Em países desenvolvidos, como os Estados Unidos, a utilização da cama para alimentação de ruminantes também já foi proibida, porém a *Federal Drug Administration* (FDA), órgão criado para fiscalizar e controlar alimentos e

medicamentos nos Estados Unidos voltou atrás e revogou a decisão permitindo o uso da cama de aviário na alimentação de animais desde que a mesma passe por testes constantes para *Salmonella*, *E. coli*, metais pesados, pesticidas, drogas, ovos e larvas de parasitas e micotoxinas (toxinas produzidas por fungos) (Hahn, 2004).

Como forma de disposição da cama de aviário, tem-se seu descarte direto de forma *in natura* no solo, como biofertilizante, em função do seu alto conteúdo nutricional, podendo ser aplicado diretamente ou após a sua passagem por algum tratamento específico.

Consiste uma alternativa muito utilizada por países em desenvolvimento, entretanto, é a mais inadequada de todas. Caracteriza-se pela simples disposição da cama de aviário sobre o solo, não obedecendo a nenhum critério de proteção ambiental ou à saúde pública. Essa prática acarreta contaminação do solo, água, ar e proliferação de vetores transmissores de doenças (Lanza, 2009). Esse problema crescente de manejo, deposição e transporte de resíduos de cama vem se tornando cada vez mais sério do que se imaginava devido às crescentes preocupações ambientais quanto às ações, agentes e atividades poluidoras que ganham destaque com a globalização e o consumismo acelerado devido à intensa emissão de gases como a amônia, enxofre, óxidos de carbono, metano, óxidos de nitrogênio entre outros e a crescente problemática da água que se encontra em constante estado de poluição principalmente por lixiviação.

Associado a esses grandes volumes de produção de cama na indústria avícola e com a disposição em solo e em contato com a água como em rios, lençóis freáticos entre outros têm-se a produção de percolado, levando a contaminação do solo e da água. A realização de disposições excessivas de cama de aviário em uma determinada área pode levar a uma sobreposição a que o solo local comporta para o recebimento de nutrientes, acabando por resultar em uma ação de poluição.

Em muitas propriedades, a cama de aviário é a única fonte de nutrientes que os agricultores adicionam ao solo. Porém, do ponto de vista ecológico, seu uso é bastante restrito, pois esse resíduo pode ser um contaminante do solo, das águas superficiais e subterrâneas. Conforme mencionado anteriormente, esses problemas são agravados pela alta concentração da atividade avícola e pela redução da área disponível para disposição de resíduos.

Na Tabela 3 pode-se comparar a composição elementar da cama de aviário segundo dados apresentados por diferentes autores.

Tabela 3 - Composição da cama de aviário segundo autores. Fonte: Autor (2021).

Composição da cama	Referências								
	CQFS RS/SC (2004)	Silva (2008)	Kiehl (2010)	Daniel (2001)	Fukayama (2008)	Valadão (2011) <sup>1</sup>	Aires (2012) <sup>2</sup>	Richart, Gibbert e Muller (2014) <sup>3</sup>	Guimarães et al (2016) <sup>4</sup>
C (%)	28	31,1	30,2	-	--	24,3	-	365 g Kg <sup>-1</sup>	185,6 g Kg <sup>-1</sup>
N (%)	3,5	2,5-5,4	2,5	4,46	6,28 – 6,49	4	3,44	40,84 g Kg <sup>-1</sup>	35,4 g Kg <sup>-1</sup>
P (%)	3,8	1,3-4,2	1,6	2,10	2,27 – 1,80	3,77	0,82	29,62 g Kg <sup>-1</sup>	11,9 g Kg <sup>-1</sup>
K (%)	3,0	1,3-3,9	2	3,00	3,17 – 2,76	3,20	1,96	33 g Kg <sup>-1</sup>	29,6 g Kg <sup>-1</sup>
Ca (%)	4,2	5,1	2,2	3,00	3,42 – 2,84	6,42	2,97	47,5 g Kg <sup>-1</sup>	23,9 g Kg <sup>-1</sup>
Mg (%)	0,9	0,9-1,1	0,5	-	0,76 – 0,61	0,78	0,77	10 g Kg <sup>-1</sup>	7,1 g Kg <sup>-1</sup>
S (%)	-	4,4-7,1	-	-	--	-	-	-	-
Na (%)	-	-	-	-	0,78 – 0,85	-	0,66	-	4,96 g Kg <sup>-1</sup>
Zn (mg/kg)	3	307-729	270	4,84	567 - 532	308	750	880	530
Cu (mg/kg)	2	15-82	-	557	631 - 598	233	700	155	67
Mn (mg/kg)	-	-	300	-	442 - 384	194	500	1230	538
Fe (mg/kg)	-	-	-	2377	1715 - 1405	2274	1750	13300	2134

<sup>1</sup>O estudo foi realizado em Campo Verde – MT e objetivou verificar alterações nas propriedades físicas e no carbono total do solo devido à adição de cama de frango crua e compostada.

<sup>2</sup>A cama de aviário analisada foi coletada de uma granja comercial no município de Monte Alto-SP e a pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Biomassa do Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias/UNESP- Campus de Jaboticabal, o objetivo do estudo foi avaliar a biodigestão anaeróbica com ou sem pré processamento da cama de frangos de corte, com diferentes frações, para análise quantitativa e qualitativa de nutrientes dos afluentes e efluentes, assim como a qualidade do biogás gerado no processo.

<sup>3</sup>Pesquisa realizada em Brasilândia do Sul – PR com o objetivo de quantificar as perdas de nitrogênio por volatilização da amônia da cama de frango em função da profundidade de incorporação.

<sup>4</sup>O estudo foi realizado em Viçosa – MG e objetivou avaliar os atributos químicos do solo em resposta à aplicação de níveis variáveis de fertilização com cama de aviário.

Conforme composição elementar ainda se tem a associação da cama de aviário com outros elementos como N, P, K, Al, além de adubos orgânicos e minerais que segundo a Embrapa (2007) atuam para garantir a melhoria da composição química do solo para garantir melhor fertilidade a partir da aplicação de técnicas de rotação de cultivo, de irrigação e de correção de acidez. Desta forma tem-se que a forma de disposição *in natura* da cama de aviário no solo contribui para a poluição ambiental e emissão de GEE's.

Como medida para se reduzir os impactos ambientais da cama disposta de forma direta no solo, uma alternativa é avaliar, por meio de análises de solo em relação à cultura cultivada para se reutilizar a cama de aviário como fertilizante em medidas corretas, pois contém importantes elementos químicos (N, P, K, Ca, Mg, Zn) que atuam na melhoria da qualidade produtiva do solo.

### **2.3 Alternativas Para Manejo da Cama de Aviário**

Conforme Caramelo (2010) os resíduos orgânicos, quando descartados, perdem totalmente suas potencialidades, atuando somente como contaminante dos recursos naturais. Porém, quando utilizados adequadamente, podem servir como uma grande fonte de nutrientes para as plantas e também para a geração de energia.

Dessa forma, medidas de saneamento ambiental e o desenvolvimento de tecnologias são alternativas viáveis e eficientes para a adequada gestão da cama de aviário, pois a realização correta do manejo de tal resíduo produz benefícios tanto para a população, que se constitui da classe consumidora dos produtos, quanto para os produtores, e principalmente para o meio ambiente que terá os impactos ambientais advindos desse setor mitigados.

A cama de aviário pode ser disposta diretamente no meio ambiente, porém antes pode passar por várias práticas de manejo, ao qual se incluem a estocagem em pilhas, processo de compostagem, a digestão anaeróbia ou degradação em lagoas aeradas.

Conforme Paranhos et al (2020 *apud* Costa et al., 2012) devido ao seu alto teor orgânico, um caminho promissor para o manejo da cama de aviário é utilizá-la como matéria-prima para a produção de energia (biogás) usando processos de digestão anaeróbia e, posteriormente, utilizá-la no solo para reciclagem de nutrientes devido ao seu teor de nitrogênio, fósforo e potássio.

Contextualizando no cenário internacional em termos comerciais, a Europa é a região mais desenvolvida na aplicação de digestores anaeróbios para tratamento de resíduos sólidos orgânicos. Esta liderança decorre das crescentes restrições ambientais de disposição de resíduos orgânicos em aterros, bem como dos estímulos para a produção de energias renováveis (Proença, 2006).

Tratando do Brasil é um país diversificado em biomassa, vegetal e animal, de fonte geradora de energias renováveis. Conforme Amaral et al. (2004) a fermentação dessa biomassa apresenta uma excelente alternativa, pois além de reduzir a taxa de poluição e contaminação do ambiente durante o processo de decomposição, promove a geração do biogás podendo ser usado como fonte de energia térmica, mecânica e elétrica permitindo, ainda, a utilização do resíduo final como biofertilizante.

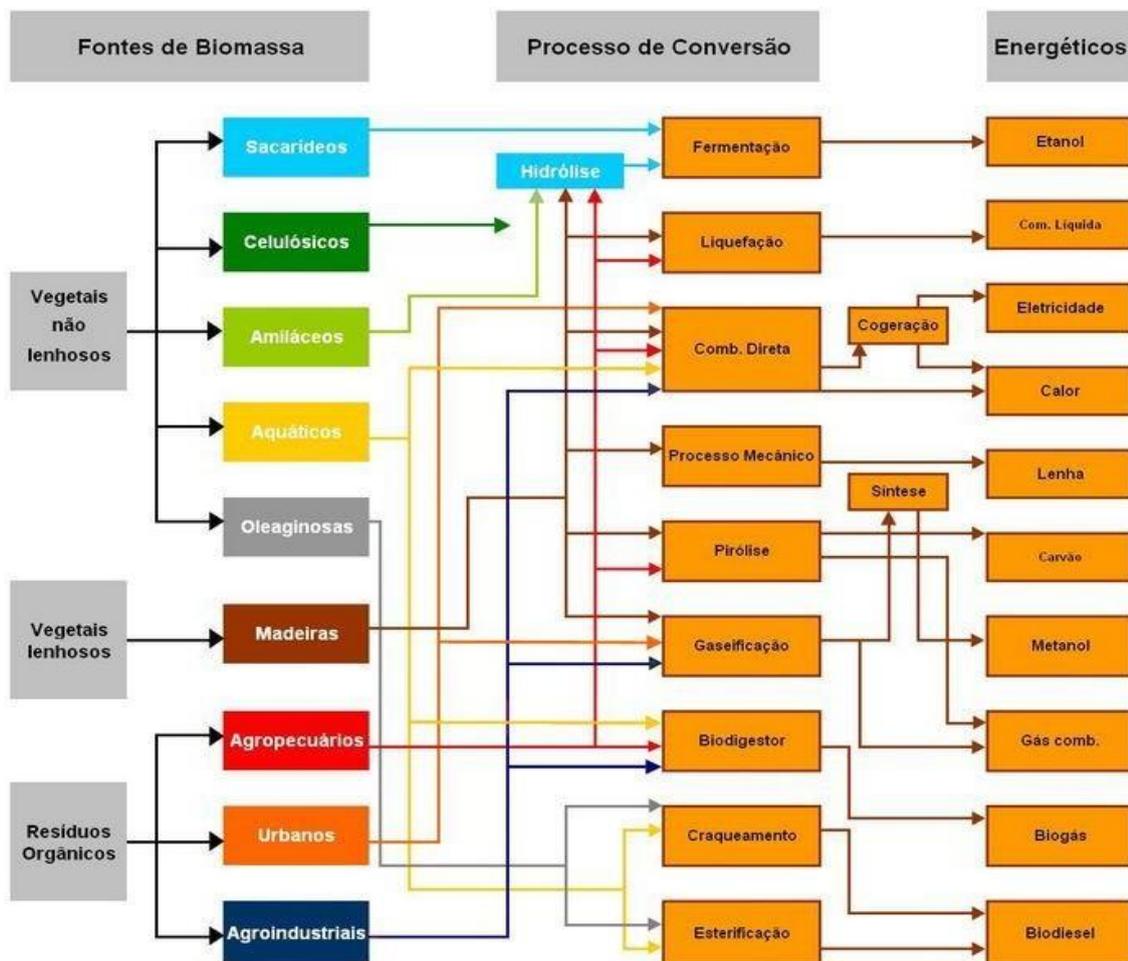
Desta forma, o Brasil apresenta grande potencial gerador de produção de biogás, por possuir a agroindústria diversificada e bem desenvolvida e, em consequência disso, estar gerando uma das maiores quantidades de resíduos do planeta, aproximadamente 80 milhões de toneladas em 2021. No entanto, o país possui um sistema ineficaz de gestão sobre os resíduos produzidos, o que ocasiona sérios problemas ambientais (EBC, 2021).

O Brasil tem tudo para se destacar no cenário de produção de biogás, pois possui enorme potencial de resíduos agrícolas como vinhaça, palha e bagaço de cana-de-açúcar, palha de arroz, caroço de algodão, bagaço e caroço de frutas, além de resíduos urbanos como lixo, esgoto, resíduos de podas e capinas, e dejetos de animais, caso dos bovinos, suínos, frangos e até de peixes (Revista ECO 21, 2020). Ao invés de ir para a disposição final e outros destinos sem correta captação ou utilização, contribuindo com emissões descontroladas de GEE's e contaminação do lençol freático, todas essas matérias-primas podem se transformar em uma nova fonte de energia renovável colaborando para a economia circular dos biocombustíveis e contribuindo para descarbonização da indústria com posterior obtenção de créditos de carbono (Abiogás, 2022).

Logo, a produção de biogás a partir dos resíduos gerados nas atividades agropecuárias constitui uma estratégia promissora para reduzir esse impacto ambiental e agregar valor aos próprios resíduos, além de gerar energia e conservar os recursos não renováveis (AITA, 2014). Do mesmo modo a gestão dos resíduos de um processo produtivo inclui a disposição final dos rejeitos, no caso a cama de aviário, sendo que quanto menor essa parte for descartada no meio ambiente, maior o benefício ambiental e o menor impacto.

Dentre os tipos de tratamento, os quais estão resumidos na Figura 4, destaca-se a digestão anaeróbia deste resíduo, com potencial geração de biogás (produto de valor energético) e de um biofertilizante mais estabilizado quanto ao teor de patógenos.

**Figura 4 – Fluxograma das fontes de biomassa e possíveis rotas energéticas. Fonte: CENBIO, 2013.**



Como o volume de resíduos é cada vez maior devido ao crescimento da produção é necessário encontrar caminhos para que se possa realizar a reutilização e disposição final adequada aos critérios ambientais.

Assim vê-se que o desenvolvimento e crescimento da produção avícola e consequente tratamento de seus resíduos necessitam caminhar juntos, com legislação específica e que beneficie a adoção de tecnologias ambientais. A respeito deste tema de crescente importância para o saneamento ambiental e suas tecnologias resumem-se de modo prático as alternativas de disposição final para o manejo da cama de aviário acompanhada de suas principais vantagens e desvantagens, como mostrado na Tabela 4.

Tabela 4: Alternativas de disposição final para a cama de aviário. Fonte: Autor (2021). (a continuar)

Alternativas de Disposição Final	Vantagens	Desvantagens
<p style="text-align: center;"><b>Compostagem</b> <b>(Utilizada no Brasil)</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Processo de tecnologia simples;</li> <li>● Rastreabilidade do composto;</li> <li>● Eliminação de patógenos;</li> <li>● Diminuição de peso e volume na ordem de 20 a 40%;</li> <li>● Processo ambientalmente seguro;</li> <li>● Baixo custo;</li> <li>● Redução e estabilização da matéria orgânica;</li> <li>● O composto produzido traz melhorias na qualidade do solo, como maior aeração, maior capacidade de infiltração (reduz a erosão), aumento da capacidade de troca iônica, aumento do número de organismos desejáveis, controle da temperatura e da acidez do solo;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Perda de nitrogênio durante o processo diminui o valor nutricional do composto;</li> <li>● Pode haver necessidade de utilização de equipamentos como, por exemplo, trituradores, aeradores ou máquinas, o que elevariam os custos;</li> <li>● Maior necessidade de mão de obra;</li> <li>● Exigência de monitoramento;</li> <li>● Maior necessidade de terreno, quando comparada a outros processos;</li> </ul>

Tabela 4: Alternativas de disposição final para a cama de aviário. Fonte: Autor (2021). (continuação)

<p style="text-align: center;"><b>Biodigestão Anaeróbia</b> <b>(Com Resíduo <i>In Natura</i>)</b></p> <p style="text-align: center;"><b>(Utilizada no Brasil)</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Produção de biogás, que pode ser usado para geração de energia térmica ou elétrica;</li> <li>● Redução das emissões de amônia;</li> <li>● Redução de gastos com combustíveis;</li> <li>● Processo com baixo nível de produção de odores;</li> <li>● Produção de biofertilizante;</li> <li>● Produto apresenta ganhos na produtividade e na eficiência, além de menor custo, quando comparado com o fertilizante mineral;</li> <li>● Eliminação de patógenos;</li> <li>● Processo ambientalmente seguro;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Necessidade de grande quantidade de água para diluição da cama, dificultando o manejo do efluente e aumentando o risco de acidentes;</li> <li>● Dificuldades no armazenamento do biogás;</li> <li>● Necessidade de mão de obra maior e qualificada;</li> <li>● Plantas energéticas possuem alto custo de investimento;</li> <li>● A composição da cama varia de acordo com a granja e interfere no volume da produção de biogás;</li> </ul>
<p style="text-align: center;"><b>Combustão Direta</b></p> <p style="text-align: center;"><b>(Não utilizada no Brasil)</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Economicamente viável em larga escala;</li> <li>● Redução do volume em mais de 80%;</li> <li>● Destruição dos microrganismos;</li> <li>● Cinza pode ser utilizada como fertilizante;</li> <li>● Baixa emissão de GEE's;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Necessidade de água limpa;</li> <li>● A cama possui alto teor de umidade, que pode atrapalhar o processo;</li> <li>● A composição da cama varia de acordo com a granja</li> <li>● Necessidade de controle das emissões;</li> <li>● Logística de transporte até as usinas incineradoras;</li> <li>● Plantas energéticas possuem alto custo de investimento;</li> </ul>

**Tabela 4: Alternativas de disposição final para a cama de aviário. Fonte: Autor (2021). (continuação)**

<p align="center"><b>Produção de Fertilizante Organomineral</b>  (Não utilizada no Brasil)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Fonte alternativa de recursos para produção de fertilizantes;</li> <li>● Produto apresenta ganhos na produtividade e na eficiência, além de menor custo, quando comparado com o fertilizante mineral;</li> <li>● Por possuir fração orgânica, traz melhorias na qualidade do solo, como maior aeração, maior capacidade de infiltração (reduz a erosão), aumento da capacidade de troca iônica, aumento do número de organismos desejáveis, controle da temperatura e da acidez do solo;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Alto custo de investimento para as instalações fabris;</li> <li>● Logística de transporte da cama de frango até as fábricas do organomineral;</li> </ul>
<p align="center"><b>Venda da Cama de Aviário a Baixo Custo para Fazendeiros</b>  (Muito utilizada no Brasil)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Baixo custo de investimento;</li> <li>● Menor necessidade de mão de obra;</li> <li>● Produto apresenta ganhos na produtividade e na eficiência, além de menor custo, quando comparado com o fertilizante mineral;</li> <li>● Por possuir fração orgânica, traz melhorias na qualidade do solo, como maior aeração, maior capacidade de infiltração (reduz a erosão), aumento</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Utilizado como alimentação de animais (mesmo que proibido pela legislação);</li> <li>● Logística de transporte da cama de aviário até os fazendeiros;</li> <li>● Necessidade de coleta e tratamento do efluente (caso contrário polui o solo e recursos hídricos);</li> <li>● A composição da cama varia de acordo com a granja;</li> <li>● Não há controle das emissões de GEE's;</li> </ul>

Tabela 4: Alternativas de disposição final para a cama de aviário. Fonte: Autor (2021). (continuação)

	<p>da capacidade de troca iônica, aumento do número de organismos desejáveis, controle da temperatura e da acidez do solo;</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>●Economicamente viável;</li> <li>●Processo de tecnologia simples;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>●Pode haver necessidade de utilização de equipamentos como, por exemplo, trituradores, aeradores ou máquinas, o que eleva os custos;</li> <li>●A deposição da cama intensivamente pode acarretar alterações na composição do solo;</li> <li>●Processo ambientalmente seguro;</li> <li>●Sem tratamento não há eliminação de patógenos e microorganismos;</li> </ul>
<p><b>Biodigestão Anaeróbia (Com Resíduo Pré-Tratado Termicamente – o resíduo passa por um processo de alta temperatura para aumento de concentração energética)</b></p> <p><b>(Utilizada no Brasil)</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>●Maior Produção de biogás em menor tempo, que pode ser usado para geração de energia térmica ou elétrica;</li> <li>●Redução de gastos com combustíveis e menor emissão de amônia;</li> <li>●Produto apresenta maior ganho na produtividade e na eficiência, além de menor custo, quando comparado com o fertilizante mineral;</li> <li>●Produção de biofertilizante e eliminação de patógenos;</li> <li>●Maior eficiência do sistema;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>●Necessidade de tratamento do efluente;</li> <li>●Dificuldades no armazenamento do biogás;</li> <li>●Necessidade de mão de obra maior e qualificada;</li> <li>●Plantas energéticas possuem alto custo de investimento;</li> <li>●Carece de investimento para realização do tratamento e beneficiamento térmico da cama de aviário;</li> <li>●Alto custo de investimento;</li> </ul>

Diante das formas de disposição supracitadas tem-se que a origem e quantificação das emissões atmosféricas no manejo da cama de aviário dependem principalmente de ações humanas, de interações entre processos climáticos e biogeoquímicos do ciclo de carbono (C) e de interações entre os principais estoques de C (Lal, 2008).

Existem complexas interações entre os cinco principais estoques de C no mundo, sendo eles (em bilhões de toneladas de C): oceano (38.400), reservas fósseis (4.130), solo (2.500), atmosfera (760) e biota (560) (Lal, 2004, 2008).

Entre as principais ações humanas que afetam a reserva oceânica estão às perturbações sobre a reserva atmosférica, que é influenciada pela intervenção sobre as reservas fósseis e as reservas do solo. Por meio da agricultura, o homem pode atuar tanto no ciclo longo, através do uso de combustíveis fósseis e fertilizantes sintéticos, por exemplo, quanto no ciclo curto, através do uso de manejo do solo que alteram a entrada e taxa de decomposição dos resíduos orgânicos (Gatto, 2005).

Aproximadamente 58% da Matéria Orgânica do Solo (MOS) é o Carbono Orgânico do Solo (COS) (ou seja, C elementar) (Stockmann et al., 2013). Além do papel de manutenção de carbono, nas reservas do solo, o que contribui para reduzir os efeitos da mudança climática, a MOS atua na fertilidade e biocenose do solo, contribuindo para a qualidade do solo e produtividade da agricultura (Johnston; Poulton; Coleman, 2009; Machado; Machado Filho, 2014). Johnston, Poulton e Coleman (2009) apontam que a quantidade de MOS no solo depende da entrada de material orgânico no solo e sua taxa de oxidação, a taxa de decomposição da matéria orgânica, textura do solo e de fatores climáticos.

Da mesma forma, a agricultura também maneja a manutenção de C no solo, através de práticas conservacionistas, cultivo de cobertura, plantio direto, e outros manejos que afetam a taxa de decomposição de resíduos, agregação do solo, produção e manejo dos resíduos, procedimentos de colheita e métodos de preparo do solo (Gatto, 2005; Lal, 2004). Por outro lado, a aração do solo, desflorestamento, uso do fogo, uso de combustíveis fósseis e fertilizantes, podem tornar a agricultura uma fonte emissora de C para a atmosfera (Lal, 2004). Percebe-se assim que a agricultura contém procedimentos que a tornam fonte emissora, bem como procedimentos que a tornam dreno, ou seja, é uma manipulação antrópica do C entre as diferentes reservas biosféricas (Lal, 2004).

A presença de gases do efeito estufa (GEE) na atmosfera é essencial para a vida na Terra. No entanto, existe um delicado balanço entre a concentração desses gases na atmosfera e entre os estoques de C para a manutenção das temperaturas atmosféricas que conservam a vida na Terra tal como a conhecemos na atualidade. Além das mudanças climáticas gradativas naturais percebidas, o rápido aumento das concentrações de GEE na atmosfera no último século é fruto da atividade humana e apresenta sério risco para a humanidade (Hairiah et al., 2010).

É mais fácil e rápido dissipar o C das reservas fósseis e das reservas do solo (Johnston; Poulton; Coleman, 2009) do que para construir essas reservas, processo que demora de anos ou séculos no solo, a milhões de anos, nas reservas fósseis. Portanto, é urgente para a humanidade que a agricultura possa se tornar um dreno e uma mantenedora do C nas reservas do solo.

Desta forma, abordou-se a estimativa das emissões de GEE's a partir da ACV e a construção dos inventários de ciclo de vida da cama de aviário gerada na produção avícola. Contudo, segundo os autores (Calvet et al. 2011), têm-se evidências de que este percentual seja influenciado pelo tipo de cama, do seu manejo e umidade.

#### **2.4 Digestão Anaeróbia da Cama de Aviário Precedida ou Não de Tratamento Térmico**

Para Mitchell et al. (2013) a digestão anaeróbia (DA) tem se mostrado eficaz no tratamento de resíduo animal e na redução de odores e patógenos. Além disso, a DA permite a produção de biogás rico em metano ( $\text{CH}_4$ ), que pode ser usado para geração de energia, aquecimento ou combustível comprimido para transporte (Paranhos, 2021).

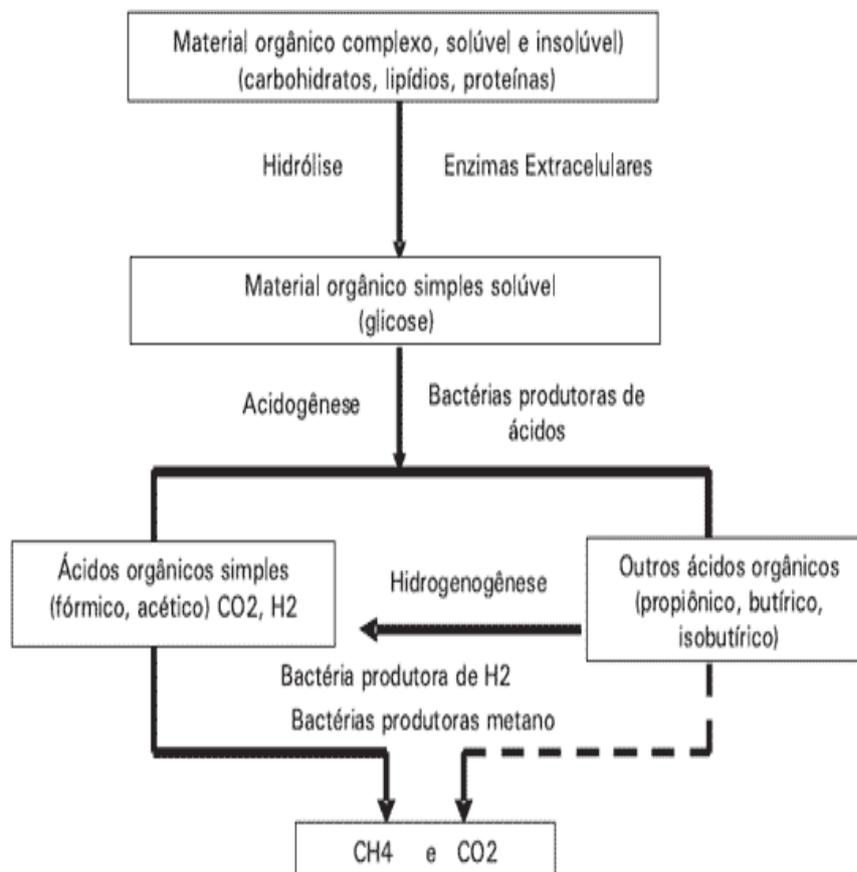
Conforme Paranhos (2021) a conversão biológica da matéria orgânica complexa a metano, sob condições anaeróbias, ocorre por uma série de reações em cadeia, desenvolvidas por grupos distintos de microrganismos anaeróbios. Inicialmente a matéria orgânica é transformada a compostos solúveis (açúcares, aminoácidos, triglicerídeos) por bactérias hidrolíticas. Uma vez solubilizados, estes compostos são utilizados por microrganismos fermentativos acidogênicos e convertidos a acetato, outros ácidos graxos de cadeia curta (propiónico, butírico, valérico), alcoóis, hidrogênio e gás carbônico (PARANHOS, 2021).

A próxima etapa da digestão anaeróbia envolve a ação de bactérias acetogênicas, que estão envolvidas na conversão de produtos orgânicos em ácido acético, hidrogênio e

dióxido de carbono. A partir daí, o  $\text{CH}_4$  pode ser produzido por arqueias metanogênicas, que usam o ácido acético como substrato, ou por bactérias tróficas por meio de hidrogênio (Paranhos, 2021).

Na Figura 5 tem-se a representação das etapas do processo de biodigestão conforme Santos (2001).

**Figura 5: Etapas do processo de biodigestão. Fonte: Adaptado de Santos (2001).**



Um parâmetro que indica a composição dos dejetos é a quantidade de sólidos totais presentes (Scherer *et al.*, 1996). Os sólidos voláteis representam de 25 a 40% dos sólidos totais, e são responsáveis pela produção do biogás (Scherer *et al.*, 1996) uma vez que referem-se predominantemente à fração orgânica que será atacada e utilizada como substrato pelos microrganismos anaeróbios numa biomassa genérica de cama de aviário.

Bujoczek *et al.* (2000) na realização de seus estudos de biodigestão anaeróbia de cama de aviário concluíram que o resíduo digestato (resíduo que fica após a biodigestão) deve conter em sua composição no máximo 10% de sólidos totais

garantindo assim o sucesso do empreendimento. Por outro lado, Zanette *et al.* (2009) citado por Augusto (2011) descreve que quanto maior a quantidade de matéria orgânica maior a quantidade de metano produzido por volume de líquido ou massa de resíduo tratado.

Atualmente existem diversos estudos sobre a biodigestão anaeróbia de cama de aviário sempre com resultados similares, tais quais o de Lucas Jr. *et al.* (2000) que obtiveram 0,25 a 0,29 m<sup>3</sup> de biogás/kg utilizando uma mistura de fração líquida após processo de separação sólido-líquido adicionada a um inóculo.

Segundo Palhares (2004), para apenas um lote de produção de resíduos, a produção de biogás a partir de cama de aviário produzida com aparas de madeira (maravalha) foi de 0,1712 Nm<sup>3</sup>/kg.

Para aumentar a produção de biogás durante a digestão anaeróbia da cama de aviário, estudos de tratamento deste resíduo avícola com e sem pré-tratamento térmico tem sido realizados no LQTA da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP), conforme detalhado em publicações recentes (Paranhos *et al.* 2021). A digestão anaeróbia permitirá reduzir as emissões não controladas de metano no solo com a produção concomitante de biogás e biossólido.

Segundo Paranhos (2021) após realizar a análise de seis biomassas lignocelulósicas tipicamente brasileiras para a produção de CH<sub>4</sub> por codigestão anaeróbica de estado sólido com resíduo avícola, os resultados mostraram que a maior produção de metano foi obtida com espiga de milho e estrume de aves (126,02 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>. resíduo de tonelada<sup>-1</sup>), utilizando uma relação alimento/microrganismos inicial de 0,5, o que reduziu o acúmulo de ácidos graxos voláteis. Nesta condição, a produção de energia térmica (1,73 MJ.kg frango vivo<sup>-1</sup>) seria capaz de substituir 53,2% da energia por lenha na avicultura. A produção de metano foi melhor modelada pelo modelo multi-estágio de Groot, e a adaptação microbiana à lignina pode explicar isso (Paranhos, 2021).

Assim tem-se na literatura, conforme Tabela 5 alguns estudos sob a produção de metano, no qual as diferenças encontradas na produção de metano podem ser atribuídas à influência da composição da matriz lignocelulósica, especialmente quanto aos teores de celulose, hemicelulose e lignina (Paranhos *et al.*, 2021), e quanto ao tipo de reator utilizado no processo anaeróbio (batelada vs. sequencial vs. CSTR, respectivamente).

**Tabela 5: Produção de metano a partir de resíduos avícolas. Fonte: Autor (2021).**

Descrição do substrato	C/N	Inóculo	A/M	Produção de metano (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> / kg SV)	Referência
<b>Cama de aviário contendo lascas de madeira</b>	-	-	-	0,140 – 0,220	Webb and Hawkes (1985)
<b>Resíduo de abatedouro avícola e resíduos agrícolas</b>	-	-	-	0,330	Salminen and Rintala (1999)
<b>Esterco de aves com esterco de gado</b>	-	-	-	0,120	Callaghan et al.(2002)
<b>Esterco de aves com grama</b>	32,9	-	-	0,020	Ahn et al. (2010)
<b>Cama de aviário contendo feno</b>	26,2	Lodo de reator tratando esterco suíno e avícola	-	0,147 – 0,162	Rajagopal and Massé (2016)
<b>Cama de aviário produzida a partir de frangos de corte</b>	-	-	-	0,036	Beausang (2020)
<b>Cama de aviário (PLC) e codorna (PLQ)</b>	4,66 – 10,87	Dois lodos anaeróbios (granular e floculante) com suplementação alcalina	-	0,101	Silva et al. (2021)
<b>Cama de aviário (esterco + palha de arroz moída) de galinhas matrizes em fase de produção (18 a 76 semanas de vida)</b>	-	50% (em SV) lodo ETE (CEPTs/UFG) + 50% (em SV) esterco aves	0,5	0,123	Paranhos (2021)
<b>Cama de aviário (revisão abrangente da política verde)</b>	-	-	-	-	Bhatnagar et al. (2022)

Para melhorar a biodegradabilidade da biomassa lignocelulósica e sua eficiência de conversão em CH<sub>4</sub> têm-se utilizado o pré-tratamento térmico. Os principais fatores que afetam o resultado final após o pré-tratamento são: (I) a concentração de diferentes compostos lignocelulósicos (celulose, hemicelulose e lignina) na biomassa pré-tratada; (II) a temperatura e a faixa de pressão utilizada; (III) Tempo de exposição durante pré-tratamento e (IV) teor de umidade da biomassa (Hendriks; Zeeman, 2009).

O principal objetivo do pré-tratamento é alterar a estrutura da biomassa lignocelulósica para maximizar o papel das enzimas na etapa de hidrólise, e os açúcares liberados serão usados para fermentação (Maurya et al., 2015). Nesta fase, diferentes pré-tratamentos foram desenvolvidos e propostos, incluindo físicos, químicos, biológicos ou uma combinação destes (Sun Y, 2002). O método físico visa reduzir o tamanho das partículas (densidade do bioplasmídeo) e aumentar a superfície exposta

para facilitar a etapa de hidrólise da biomassa (Behera, 2016). Por outro lado, o objetivo dos métodos químicos é remover a lignina e a hemicelulose, de forma que a cadeia de celulose fique quase inalterada, que então será hidrolisada. Devido à combinação de lignina e hemicelulose, ocorre degradação parcial da hemicelulose durante o processo de pré-tratamento e, dependendo das condições utilizadas, a celulose pode ser degradada (Silva, 2011).

No pré-tratamento biológico, o fungo é um componente que promove a deslignificação. O objetivo do processo de deslignificação biológica corresponde à dissolução da lignina pela ação de microrganismos, mas esses processos são muito lentos e de baixo rendimento (Balat et al., 2007). Além de todos os fatores já mencionados, se o pré-tratamento for sustentável (do ponto de vista do consumo de energia e do impacto ambiental), ele é classificado como ideal e posteriormente proporciona um bom ataque biológico (ação enzimática) e composto de treinamento menos inibidor (Dae Sung et al., 2013). Dentre os vários tipos de pré-tratamentos estudados, o método hidrotérmico com água em alta temperatura e alta pressão apresenta uma posição vantajosa por ser compatível com os conceitos de sustentabilidade e biorrefinamento (Petersen et al., 2009).

Estudos recentes conforme Orlando et al (2020) afirmam que a desvantagem do tratamento térmico é de que ele interrompe o balanço energético, pois muitos pré-tratamentos exigem altos custos de energia, devido a degradação da lignina requerer altas temperaturas para sua dissolução. Afirma-se ainda que o principal gargalo que impede o aumento da produção de metano a partir de dejetos de frango é o teor de lignina, pois forma-se uma barreira protetora contra a ação microbiana e o desenvolvimento de hidrólise. No entanto, o pré-tratamento de resíduos antes da digestão anaeróbica pode aumentar significativamente a produção de metano, mesmo diante da complexidade dos efeitos do pré-tratamento que muitas vezes depende das propriedades físico-químicas da cama de aves, do manejo e dos parâmetros operacionais. Assim em geral, o pré-tratamento melhora a digestão anaeróbica do conteúdo de lignocelulose na cama de aves.

Nos últimos anos, o estudo do efeito da água quente sob alta pressão no processo de conversão da biomassa tem despertado grande interesse. A água como solvente deve estar em temperatura subcrítica (entre 150 e 230 °C) para promover a auto-hidrólise da biomassa por meio da liberação dos grupos acetato presentes na parte da hemicelulose. Esse tipo de tratamento é considerado promissor, pois apenas água é utilizada no pré-

tratamento e, a princípio, não produzirá nenhum tipo de resíduo ou corrosão do equipamento (Pereira et al., 2016). Portanto, a etapa de caracterização do material lignocelulósico é crucial antes e depois da etapa de processamento, assim, informações valiosas sobre o rendimento podem ser obtidas ao longo do processo.

Ao longo do processo de tratamento escolhido para o resíduo como forma de recuperação energética pode-se aplicar ferramentas de gestão e de avaliação de impactos ambientais como a avaliação do ciclo de vida para se quantificar e avaliar as emissões de GEE's.

A ACV é um método para avaliar o impacto ambiental de todo o ciclo de vida relacionado a um produto ou processo. A ACV pode fornecer uma base científica para decisões mais ambientalmente sustentáveis na gestão de resíduos sólidos (Coelho e Lange, 2016).

## **2.5 Avaliação do Ciclo de Vida**

Segundo Gomes et al (2015) a crescente atenção à gestão de resíduos tem promovido o desenvolvimento e a aplicação de várias ferramentas e métodos que ajudam a compreender e, portanto, controlar e reduzir os impactos associados a atividade em estudo. Nesse caso, a Avaliação do Ciclo de Vida é um dos métodos mais comumente usados para avaliar sistemas de resíduos.

A ACV é um método utilizado para medir e comparar os impactos potenciais provocados pelas atividades humanas na produção de um determinado produto (bem ou serviço) (Rebitzer et al., 2004), desde a fase de obtenção de matéria-prima, energia, transporte, produção, uso e disposição final do produto.

A ferramenta ACV considera todo o ciclo de vida de um produto ou serviço, desde a extração e aquisição de matéria-prima, até a geração, fabricação, uso e descarte de energia e materiais, até o descarte final (ISO 14040, 2006). Portanto, a avaliação do ciclo de vida é definida como uma abordagem *cradle-to-grave* (do berço ao túmulo), que enfoca todos os aspectos e impactos ambientais potenciais.

Essa ferramenta baseia-se nos requisitos estabelecidos pelas normas ISO 14040:2006 e 14044:2006 (ISO, 2006). Este método é usado para avaliar os impactos ambientais potenciais associados a sistemas de produtos específicos ao longo do ciclo de vida do produto.

A Análise de Ciclo de Vida é marcada pela série de padrões ISO 14.000. No Brasil, a NBR ISO 14.040 (ABNT, 2014), além de analisar o *checklist*, contempla os princípios gerais e as etapas para determinação dos objetivos e escopo. Além disso, o método de avaliação de impacto ambiental combinado com a interpretação do ciclo de vida é determinado pela NBR ISO 14.044 (ABNT, 2014). Além das já mencionadas, no campo internacional as normas brasileiras foram complementadas pela legislação internacional, destacando-se a ISO 14046 (ISO, 2017), que estabelece os princípios, requisitos e diretrizes para a avaliação da pegada hídrica de produtos, processos e organizações, a partir da análise do seu ciclo de vida, a ISO / TR 14.047 (ISO, 2012), que fornece exemplos de aplicação, a ISO / TS 14.048 (ISO, 2002), que estabelece formatos de representação de dados, e as formulações especialmente formuladas ISO/TR 14.049 ilustra a definição de objetivos (ISO, 2012).

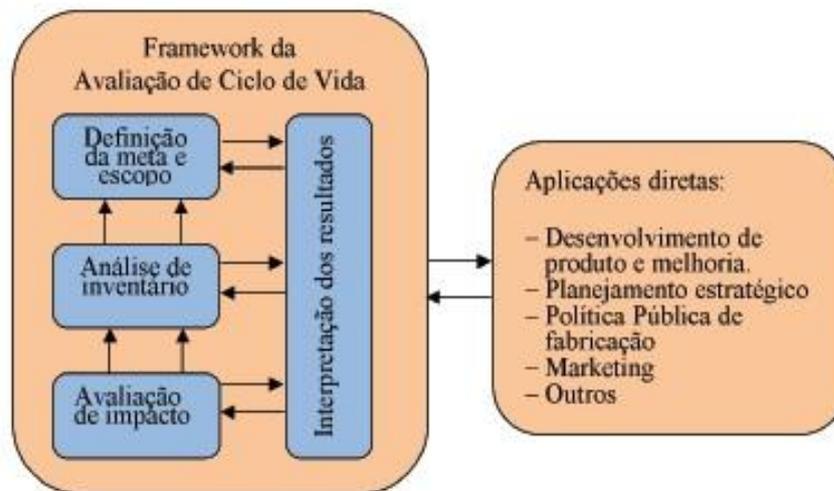
Existem várias vantagens na aplicação do método ACV. Dentre essas vantagens, pode-se destacar o fato de que diferentes tipos de impactos podem ser identificados e comparados, apresentam características gerais (ou seja, na ACV, tecnologia, economia e meio ambiente têm a mesma prioridade, levando em consideração o processo global) e permitem participação pública (Ribeiro, 2004). Além disso, o método permite a análise de balanços ambientais, quantificação das emissões ambientais para o ar, água e solo, e avaliação do impacto do consumo de materiais para o homem e a ecologia (Ferreira, 2004).

Além disso, existem restrições à aplicação de ACV que não cobrem o impacto de acidentes, vazamentos, etc (European Commission, 2013). Existem também dificuldades na utilização deste método, ou seja, a qualidade dos resultados depende da qualidade dos dados utilizados, e uma grande quantidade de dados é apresentada por meio de diferentes processos (Ribeiro, 2004).

Desta forma a visão do ciclo de vida substitui a visão tradicional de enfrentar as questões ambientais com base apenas no processo produtivo, ou seja, na maioria das vezes, o foco está na fase de fabricação do produto. Na medição do desempenho ambiental, isso pode ser entendido como uma lacuna, entretanto, a partir da adoção do conceito de ciclo de vida (Heijungs *et al.*, 1992).

A série de normas NBR ISO 14040 (ABNT, 2009) e NBR ISO 14044 (ABNT, 2009) regulamentam o método, que é composto por quatro fases iterativas: 1) definição de meta e escopo; 2) análise de inventário; 3) avaliação de impacto e 4) interpretação dos resultados, como ilustra a Figura 6.

Figura 6: Estrutura da ACV e suas fases. Fonte: ABNT, 2009.



### 2.5.1 Objetivo e Escopo

A primeira fase da ACV é a determinação do objetivo, a qual norteará a definição do escopo. No objetivo deve constar a aplicação pretendida, as razões para a realização do estudo, o público-alvo e também como os resultados serão comparados e divulgados (ABNT, 2009).

O escopo, além de determinar a abrangência e fronteiras do estudo, define todos os modelos e métodos de análise e interpretação do impacto. Por isso, nele deverá constar qual a função do sistema, a unidade funcional, as fronteiras, descrição das fontes e categorias de dados, os critérios de inclusão de dados, requisitos de qualidade dos dados, a distribuição dos impactos entre os coprodutos e a seleção das categorias de impacto potenciais (ABNT, 2009).

A partir do objetivo do estudo e da função do sistema, estabelece-se a unidade funcional (UF) que norteará o estudo (ABNT, 2009).

As fronteiras do sistema definem os processos elementares que serão incluídos no sistema a modelar. É a identificação dos produtos e processos para os quais os dados serão coletados. A descrição das fontes e categorias de dados identifica as entradas e saídas de energia, matérias primas, produtos, coprodutos, uso de recursos, produções auxiliares e emissões.

O conjunto de dados a serem coletados deve refletir a verdadeira população de interesse, ou seja, os dados devem ser representativos quanto à cobertura

geográfica, a idade dos dados e duração mínima de coleta e ao nível tecnológico desses processos (ABNT, 2009).

Deve-se considerar como outra função somente quando a produção desta é simultânea e inseparável da função principal (Guinée et al., 2002).

O procedimento de alocação consiste na distribuição dos impactos entre os coprodutos por meio da divisão das entradas e saídas de todos os processos relevantes (Guinée et al., 2002). Uma das formas de evitá-la é pela expansão dos limites do sistema investigado de modo a incluir a produção do coproduto que é gerado no ciclo de vida do produto principal, mas utilizadas no ciclo de vida de outro produto (Flysjö et al., 2011). Assim, quantificam-se os impactos ambientais do coproduto que está fora das fronteiras do ciclo de vida em estudo (Cederberg; Stadig, 2003). Estudos de ACV com diferentes métodos de divisão de impacto entre coprodutos (alocação) produzem diferentes resultados.

Na Figura 7 abaixo têm-se uma representação gráfica contendo o objetivo da pesquisa na análise do ciclo de vida (ACV).

**Figura 7: Objetivo da pesquisa na análise do ciclo de vida (ACV). Fonte: AIST, 2011.**



Mediante essas normas de padronização para orientação e condução de trabalhos e estudos sobre ACV, há inúmeros indicadores propostos por pesquisadores e modelos utilizados em ACV formulados para propor melhorias e desempenho em variados aspectos de uso do solo como mudança climática, biodiversidade, esgotamento de recursos, qualidade do solo, disposição de resíduos, tratamento de resíduos e

aplicabilidade de seu reuso que não possuem testes práticos e eficiência comprovada ou comparada com outros métodos vigentes para sua aplicação (Mattila et al., 2012).

### **2.5.2 Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)**

A Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV), constituída de três etapas: a coleta de dados para cada processo unitário do sistema, o cálculo e alocação (Alvarenga, 2010). Os dados quantitativos e qualitativos dos fluxos de entrada e saída do sistema podem ser medidos, calculados ou estimados (ABNT, 2009).

Nesta etapa também pode ser realizada a validação dos requisitos de qualidade dos dados e o refinamento das fronteiras do sistema. Os procedimentos de alocação das entradas e saídas são realizados aos coprodutos do sistema, de acordo com os critérios definidos no escopo.

A realização da análise de inventário é um processo iterativo. No processo de coleta de dados, o conhecimento do sistema foi ampliado, novos fatores e mudanças surgiram na estratégia de coleta de dados, atingindo assim o objetivo da pesquisa (ISO 14040, 2006).

### **2.5.3 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV)**

A Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é a fase de análise qualitativa e quantitativa dos impactos ambientais, assim como da magnitude e relevância dos mesmos. A norma ISO 14044 (ISO, 2009) divide esta fase em: i) elementos obrigatórios (seleção de indicadores de categoria, modelos de caracterização, classificação e caracterização) e ii) elementos facultativos (normalização, ponderação e agregação, que são geralmente utilizados quando é preciso comparar resultados de estudos de ACV de produtos diferentes, ou com categorias de impacto diferentes).

A fase de avaliação de impactos utiliza os resultados do ICV para quantificar os potenciais impactos ambientais, ou seja, analisar os possíveis impactos ambientais do sistema por meio da coleta de dados para a construção do inventário. Portanto, na etapa do AICV, verifica-se a correlação dos dados de inventário com categorias específicas de impacto ambiental e indicadores de categoria. Há muitas maneiras de realizar a AICV e dois conjuntos de categorias de impacto, *midpoint* e *endpoint*, podem ser considerados.

Em relação ao método *midpoint*, o método inclui várias categorias de impacto, como mudança climática, acidificação, eutrofização, toxicidade humana, depleção do ozônio, formação de oxidante fotoquímico, ecotoxicidade, radiação ionizante, formação de partículas, esgotamento de água, esgotamento de recursos minerais, esgotamento de combustíveis fósseis, ocupação do solo agrícola, ocupação do solo urbano (Goedkoop *et al*, 2008).

Quanto ao método *endpoint*, ele se origina da conversão e agregação da maioria das categorias de impacto do *midpoint*, tendo como categorias de impacto do *endpoint*, danos à saúde humana, danos à diversidade do ecossistema e danos à disponibilidade de recursos. Os elementos obrigatórios são divididos em três, a saber,

- Seleção de categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos característicos: Constitui-se a primeira etapa da avaliação de impacto, sendo necessário selecionar esta categoria de acordo com os objetivos e escopo previamente definidos;
- Classificação: Deve-se atribuir os resultados ICV à categoria de impacto selecionada. Portanto, esta etapa considera a atribuição dos resultados do inventário a uma categoria de impacto e a identificação de múltiplas categorias de impacto pelos resultados do inventário, ou seja, considera a atribuição dos resultados do inventário a uma ou mais categorias de impacto, caso em que deve ser multiplicado para calcular. Esta etapa permite converter os efeitos de um conjunto de poluentes;
- Caracterização: Apresenta-se o resultado do cálculo de indicadores de categoria. Nesta etapa, os resultados do ICV são convertidos em unidades comuns na mesma categoria de impacto.

Existem ainda três elementos opcionais, sendo eles:

- Normalização: Corresponde ao tamanho do resultado do cálculo do índice da categoria, considerando as informações de referência disponíveis para cada categoria de impacto;
- Agregação: Nesta etapa inclui-se o agrupamento de categorias de impacto em um ou mais grupos, usando dois procedimentos possíveis.

- Ponderação: Este elemento é realizado por meio de dois procedimentos possíveis: usando fatores de ponderação selecionados para converter os resultados dos indicadores ou resultados padronizados; ou resumindo os resultados dos indicadores de conversão ou resultados padronizados entre as categorias de impacto.

Além disso, no estágio de AICV, pode-se recorrer à análise de qualidade de dados. É usado para melhor compreender o conjunto de resultados do índice de categoria. Algumas técnicas são usadas, tais como: análise de gravidade (identificar os dados que mais contribuem para os resultados do índice), análise de incerteza (determinar dados de incerteza e suposições de cálculo e como elas afetam os resultados do AICV) e análise de sensibilidade (mostrando como as mudanças nos dados e métodos afetam os resultados) (ISO, 2009).

Os diferentes métodos disponíveis consistem em um conjunto de categorias de impacto e seus respectivos modelos de caracterização (Mendes, 2013). Alguns exemplos são: ReCiPe (método de caráter combinativo entre abordagens midpoint e endpoint para avaliação de impactos do ciclo de vida), CML 2002 (diretrizes operacionais para estudo de ACV conforme as normas ISO), LIME (quantifica os impactos ambientais associados às cargas ambientais), EDIP 97 e EDIP 2003 (usados para avaliar impactos relacionados às emissões, impactos do ambiente de trabalho e uso de recursos (Mendes, 2013).

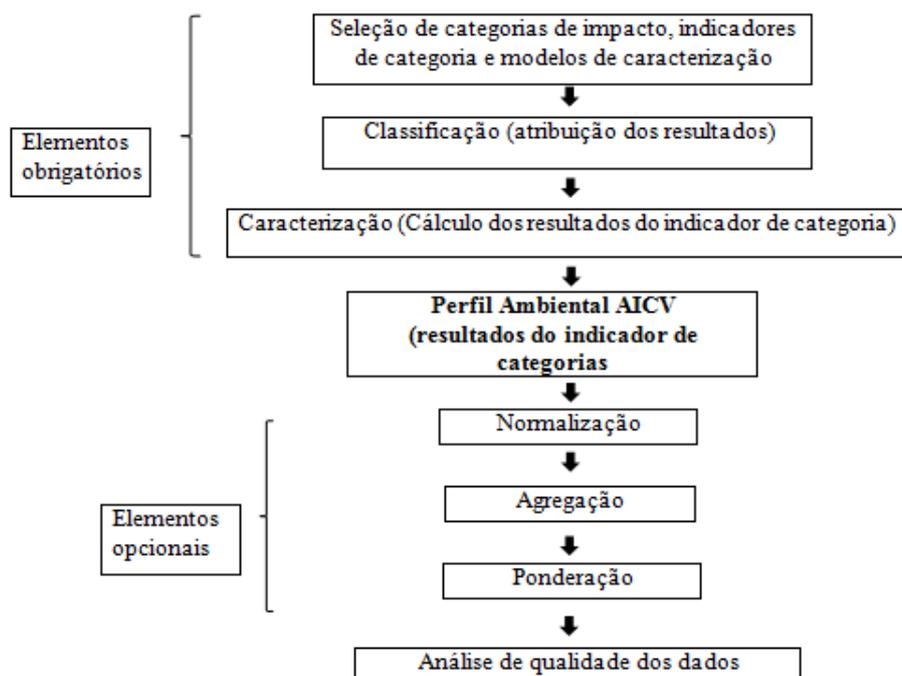
Há ainda outros métodos como o IMPACT World+ (método de avaliação combinada midpoint/endpoint), LUCAS (converte a metodologia dos dados de ACV para a realidade canadense), MEEuP (usado para modelar produtos consumidores de energia), USEtox (usado para modelar a toxicidade ambiental), Impact 2002+ (propõe a implementação da avaliação combinada midpoint/endpoint interrelacionando os resultados) (Mendes, 2013). Outros métodos são TRACI (método midpoint que considera as condições ambientais dos Estados Unidos, como um todo ou por estados), Eco-Indicator 99 (ACV por meio do cálculo de pontuações únicas - eco indicadores), *Ecological Scarcity* (método ACV com base o princípio distância do alvo) e EPS 2000 (método de avaliação endpoint para escolha de conceito de produto) (Mendes, 2013).

A classificação é a correlação das diferentes substâncias que causam impactos que são levantadas durante o ICV e às categorias de impacto. A

caracterização envolve o somatório dos resultados dos indicadores de categoria para cada categoria de impacto, onde ocorre a transformação dos fatores de caracterização de cada substância em unidades equivalentes (fatores de caracterização) através dos modelos de caracterização (ABNT, 2009). Por fim, a avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV) pode explicar a relevância dos fatores ambientais levantados na fase de inventário e as intervenções agregadas em indicadores múltiplos ou únicos (Frankl & Rubik, 2000).

Na Figura 8 mostram-se as fases de AICV que, como discutido anteriormente, inclui uma série de elementos obrigatórios e opcionais. O elemento obrigatório torna o resultado do ICV um indicador da categoria de impacto. Elementos opcionais podem padronizar, agrupar ou pesar os resultados do índice e técnicas de análise de qualidade de dados (Ferreira, 2004).

Figura 8 - Elementos da AICV. Fonte: ISO 14044 (2009).



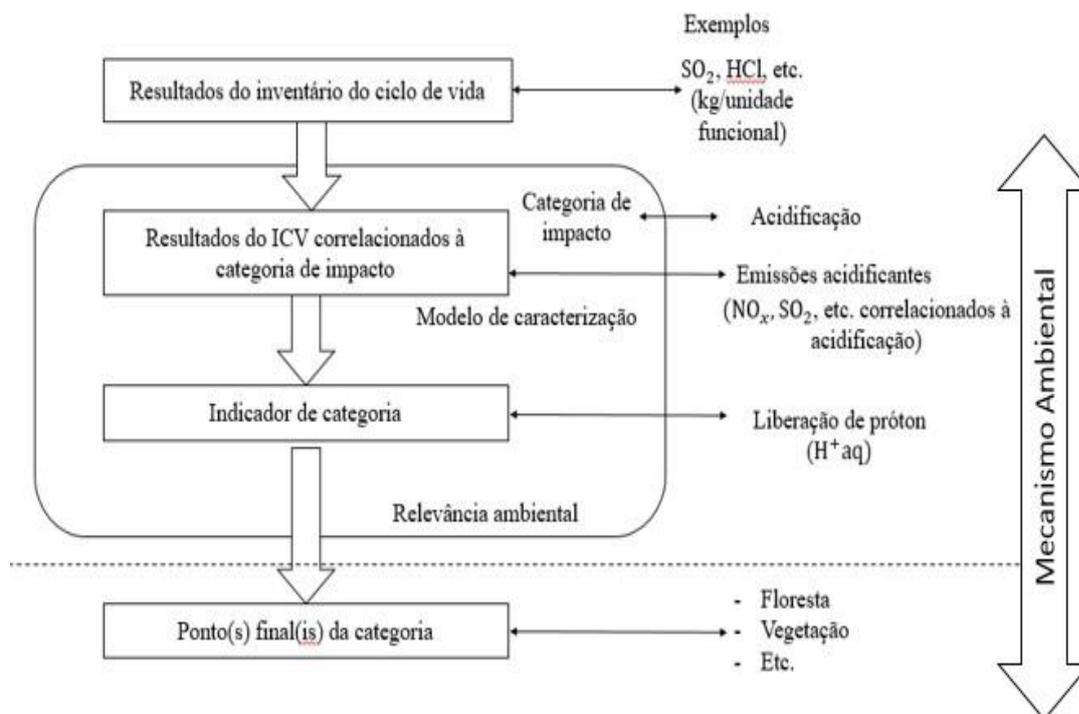
Dessa forma, as etapas de AICV devem ser planejadas para atender ao propósito e escopo do estudo de ACV (ISO 14044, 2006).

Na Figura 9, é mostrada a estrutura geral do AICV. Tomando a categoria de impacto "acidificação" como exemplo, ela indica a relação entre os resultados de ICV, categorias de impacto, indicadores de categoria e categorias de *endpoint* (ISO 14044, 2006). Os indicadores de categoria podem ser definidos ao longo do

processo em estudo em qualquer ponto entre o resultado ICV e o ponto final da categoria (ISO 14044, 2009).

Na etapa de classificação, o consumo de recursos e a emissão das substâncias listadas no inventário são classificados em categorias de impacto de acordo com sua capacidade de causar diferentes danos ambientais (MENDES et al., 2015).

**Figura 9 - Conceito de indicadores de categoria. Fonte: Adaptada de ISO 14044 (2009).**



### 2.5.3.1 Interpretação

A interpretação do ciclo de vida também visa fornecer uma apresentação prontamente compreensível, completa e consistente dos resultados de uma ACV, de acordo com a definição do objetivo e do escopo (ABNT, 2009). A fase de interpretação pode envolver o processo iterativo de revisar o escopo da ACV, assim como a natureza e qualidade dos dados coletados, de forma consistente com o objetivo definido. É importante que as conclusões da interpretação do ciclo de vida reflitam os resultados do elemento de avaliação (ABNT, 2009).

A interpretação da ACV para avaliação de dados é uma ferramenta de gestão ambiental usada para determinar o impacto ambiental de um produto, processo ou

serviço durante seu ciclo de vida a partir da coleta de dados (especialmente no estágio de inventário do ciclo de vida (ICV)). Existem diversos softwares no mercado, como GaBi, SimaPro, OpenLCA, Ecochain, Mobius, etc., que podem auxiliar nesses estudos, tendo em vista a comodidade que eles e seus bancos de dados proporcionam para ACV.

Esta etapa de Interpretação "recebe" os resultados do ICV e do AICV e fornece conclusões e recomendações com base nos objetivos e no escopo da pesquisa relevante. Segundo a norma ISO 14044:2009, esta etapa inclui vários elementos, como:

- Identificar questões importantes: Caracteriza-se como objetivo principal a identificação de questões importantes relacionadas ao objetivo e ao escopo da pesquisa. Considerando os dados de inventário relacionados à energia, emissões e resíduos, existem vários exemplos de questões importantes; categorias de impacto (uso de recursos, mudanças climáticas) e contribuições importantes para os resultados de ICV e AICV no estágio do ciclo de vida;
- Avaliação: A avaliação dos resultados do ciclo de vida realiza-se de acordo com os objetivos e escopo da pesquisa para aumentar a confiança das partes relevantes. Esta etapa inclui três tecnologias: verificação de completude (confirmando que informações importantes ou dados usados para interpretar os resultados estão disponíveis, mas se não, também deve ser considerado), verificação de sensibilidade (projetada para avaliar a credibilidade dos resultados da pesquisa, para que considere as incertezas que aparecem nos dados e métodos de alocação ou no cálculo dos resultados do índice de categoria, considerando assim a análise de sensibilidade e incerteza) e verificação de consistência (que inclui a verificação dos dados, métodos e premissas usados para realizar a ACV) de acordo com os objetivos e âmbito da pesquisa;
- Conclusões, limitações e recomendações: Finaliza-se com a apresentação das conclusões extraídas da realização da pesquisa, bem como inclui a identificação de possíveis limitações e recomendações para os tomadores de decisão, levando em consideração os objetivos e o escopo da pesquisa.

Diante das etapas da ACV descritas têm-se dentre os estudos recentes e mais significativos de ACV sobre cama de aviário publicados Billen et al (2015) que ao avaliar a produção de eletricidade a partir do esterco de aves como uma alternativa mais limpa para a aplicação direta no solo concluiu que o excesso de oferta de fertilizantes

orgânicos leva a uma necessidade urgente de substituir o tratamento de esterco. A eletricidade vem do estrume das aves, que é um combustível renovável relativamente seco com um valor calorífico de 6-8 MJ / kg.

Usar dejetos de aves para gerar energia pode economizar emissões da queima de combustíveis fósseis, reduzindo assim o impacto ambiental na categoria de impacto da mudança climática. Além disso, como o estrume contém uma grande quantidade de nitrogênio amoniacal e devido aos processos de nitrificação e desnitrificação, a disseminação de dejetos de aves na terra causará mais emissões de  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{NO}_x$  do que a combustão. Assim os dejetos de aves são renováveis e podem ser convertidos a biogás através da digestão anaeróbia produzindo também biossólido de valor agrícola (Crippen, 2016).

Já Crippen (2016) com o propósito de determinar o nível de poluentes na cama de aviário e no solo subjacente em uma instalação de produção e explorar o impacto da deposição de resíduos usados no meio ambiente realizou a análise de propriedades físico-químicas da cama e do solo durante as sucessivas rotações do lote e após a deposição em local remoto. Assim chegou à conclusão de que a remoção da cama entre 3 a 6 ciclos produtivos reduz o acúmulo interno de minerais e metais pesados prejudiciais para o desenvolvimento das aves e que a realização de técnicas de tratamento e manejo adequado, como compostagem e a digestão anaeróbia pode evitar a lixiviação de contaminantes para o meio ambiente.

Valenti (2020) realizou uma comparação entre a digestão anaeróbia e os tratamentos convencionais de descarte a partir da avaliação do ciclo de vida da reutilização de subprodutos agroindustriais e conforme relatado na literatura confirmase que a digestão anaeróbia de matérias-primas agroindustriais é considerada uma solução verde com alto potencial de economia em relação às emissões de gases de efeito estufa (GEE) e desempenha um papel relevante na produção de energia renovável valorizando os subprodutos agroindustriais, contribuindo para o fechamento dos ciclos da matéria orgânica dentro de uma perspectiva de economia circular.

Para Rajendran (2019) a análise econômica/técnica e a avaliação do ciclo de vida são essenciais para qualquer desenvolvimento sustentável que use indicadores triplos (incluindo viabilidade técnica, viabilidade econômica e sustentabilidade ambiental).

Rajendran (2019) ainda aponta problemas importantes em análises técnico-econômicas e avaliações de ciclo de vida, como premissas utilizadas, extrapolação de

dados de pesquisa, robustez e reprodutibilidade de resultados, abertura de materiais. A digestão anaeróbia ajuda a tratar os resíduos orgânicos que podem ser usados para diversos fins, incluindo eletricidade, combustíveis para veículos, alternativas ao gás natural, combustíveis para aquecimento e para cozinhar. No entanto, a sustentabilidade da tecnologia, economia e meio ambiente ainda é uma questão de sua industrialização.

A disseminação concentrada de cama de aviário na terra pode levar ao acúmulo de nutrientes no solo, eutrofização de corpos d'água, poluição do ar e disseminação de patógenos. Portanto, enquanto houver produção de frango de corte haverá geração de cama de aviário, não havendo formas de eliminá-la, assim necessita-se eliminar a sua disposição inadequada. Uma avaliação do ciclo de vida foi conduzida para examinar vários cenários onde o biogás produzido a partir de cama de frango foi usado para gerar calor e eletricidade ou atualizado para biometano, obtendo como resultado a substituição do gás natural utilizado no processo produtivo (Beausang, 2020).

Segundo Beausang (2020) a ACV é uma ferramenta adequada para informar os tomadores de decisão sobre o impacto da introdução de uma nova tecnologia multifuncional, como a digestão anaeróbia, ao considerar os sistemas que são deslocados. Afirma ainda que a digestão anaeróbia é uma rota adequada para a eliminação de cama de aviário, o que pode levar a impactos ambientais reduzidos. Recomenda-se que este tipo de análise seja empregado quando se considera matérias-primas alternativas e vias de valorização na economia circular.

Jeswani (2019) ao avaliar os impactos ambientais da gaseificação da cama de aviário para a geração de energia em uma planta de ciclo combinado de gaseificação integrada de pequena escala (IGCC). Essa gaseificação da cama de aviário foi simulada com o software ASPEN Plus e a ACV foi usada para determinar a pegada de carbono e a demanda de energia primária do sistema. A pegada de carbono e a demanda de energia primária para gerar 1 kWh de energia pela planta de gaseificação de cama de frango são estimados em 42 g CO<sub>2</sub> eq/kWh e 0,14 MJ/kWh, respectivamente. Em comparação com a eletricidade de combustíveis fósseis, este sistema tem uma pegada de carbono 91% e 96% menor e uma demanda de energia primária 98% e 99% menor.

Para Nusselder et al (2020) ao realizar a avaliação do ciclo de vida e balanço de nutrientes para métodos diferentes de tratamento para cama de aviário concluiu que a conversão térmica tem o menor impacto ambiental dentre os métodos de tratamento avaliados e que as principais categorias de impacto ambiental são as mudanças climáticas e a formação de partículas.

Diante da revisão realizada vê-se que o processo de digestão anaeróbia da cama de aviário pode ser sustentável energeticamente (ou seja, a energia gasta no pré-tratamento térmico da cama de aviário poderia ser, no limite, recuperada com a queima do biogás), mas talvez ao se incorporar outros benefícios dessa rota tecnológica, como por exemplo, a quantificação das emissões de gases estufa, venda de um biocomposto (resíduo após a digestão anaeróbia) com maior valor agregado, geração de energia para aplicação no conforto térmico dos galpões de aves, conforme descrito na metodologia adotada por meio de cenários de estudo propostos e desenvolvidos a partir dos dados fornecidos pela empresa parceira, demonstre garantias de que a atividade avícola pode ser caracterizada por um processo sustentável e cabível de receber benefícios (créditos de carbono) por minimizar emissões de GEE's e impactos ambientais a partir da realização do processo de biodigestão da cama, podendo inclusive neutralizar os gastos.

### 3. METODOLOGIA

O desenvolvimento do trabalho se deu a partir da construção dos inventários de ciclo de vida para avaliação dos possíveis impactos ambientais visando a realização de ACV do resíduo da cama de aviário de uma empresa do setor avícola localizada em Minas Gerais. Assim para a caracterização do objeto do estudo, foram considerados dados reais para obter resultados ambientais representativos e relevantes fornecidos pela empresa avícola parceira.

A empresa parceira é responsável por grande parte da cadeia de suprimentos do produto final, o que facilita a coleta de dados e a confiabilidade. Além disso, ela opera todo o processo, desde rações, aves, matadouro, produtos de varejo e resíduos. Após a seleção da empresa, elaborou-se um questionário (Apêndice A) que norteou a realização de entrevistas e visitas determinando assim as características do objeto de pesquisa.

Importante enfatizar que todos os procedimentos envolvidos na coleta, análise e interpretação dos dados foram realizados de acordo com as diretrizes estabelecidas nas normas ISO 14040: 2009 (ISO, 2009) e ISO 14044: 2009 (ISO, 2009). A coleta de dados primários foi realizada através de pesquisa *in loco* e documental no empreendimento agropecuário avícola parceiro, cujo nome não será divulgado por sigilo devido ao mercado e suas concorrentes (Gil, 1999).

Desta forma foram elaborados os inventários de ciclo de vida para avaliação dos possíveis impactos ambientais, principalmente GEE's, além de acidificação e eutrofização para a análise de ciclo de vida da cama de aviário.

#### 3.1 Delineamento da Pesquisa

O foco deste trabalho consistiu em verificar se há benefícios ambientais em se utilizar a cama de aviário na produção de biogás (que poderia ser utilizado para queima e aquecimento direto dos galpões de criação) ao invés de doá-la ou comercializá-la como material para aplicação no solo.

Tendo a geração da cama e as técnicas usadas para seu manejo como fronteira do sistema enfatiza-se que a ACV não abarcou todo o processo de produção de frango e seu confinamento, mas somente o estudo do resíduo da produção avícola que é a cama de aviário, ou seja, o propósito é considerar as emissões de GEE's, acidificação e eutrofização, decorrentes do seu manejo.

As etapas da Avaliação de Ciclo de Vida da Cama de Aviário conforme mencionado no item 2.5 inclui a definição dos objetivos e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação para uma abordagem a partir da geração da cama, ou seja, nas técnicas usadas para seu manejo sem considerar nenhum processo de infraestrutura, como construção de biodigestores, por exemplo. Quanto aos combustíveis foi considerada a etapa de combustão excluindo-se os processos de extração, refino, comercialização e transporte até o local de utilização. Da mesma forma, a etapa de geração energética não considerou a construção de reservatórios, máquinas e equipamentos.

Essa limitação na análise ocorreu devido aos fatores de emissão para energia e combustíveis do Ecoinvent 3.7 não estarem coerentes com a realidade do Brasil, e se ter a base de dados do GHG *Protocol* e o MCTI que apresentam maior confiabilidade e coerência para as etapas de combustão e geração energética.

Os dados secundários para o estudo de ACV foram obtidos do banco de dados da Ecoinvent® v3.7 e Agri-Footprint 5.0 (Wernet et al., 2016), literatura de ACV sobre plantas de digestão anaeróbia e outras fontes de literatura sobre emissões de GEE, acidificação e eutrofização dos processos envolvidos. Os modelos de ACV para quantificação dos impactos foram desenvolvidos especificamente no presente estudo.

Como unidade amostral para fins de caracterização e construção dos inventários, a partir dos cenários propostos em função da unidade funcional adotada, utilizou-se duas amostras de cama de aviário. Sendo uma amostra de cama real coletada *in loco* após seis ciclos produtivos na empresa parceira e submetida a condições otimizadas por Paranhos (2021) (CA-6U). Tal amostra refere-se à cama de aviário mais estabilizada (menor relação sólidos voláteis/sólidos totais – SV/ST) pelo fato de ela ser removida do galpão de criação após vários ciclos produtivos e ocorrência de emissões fugitivas no galpão, retratando assim a realidade avícola brasileira conforme Manual de Manejo Ambiental da Cama de Aviário da EMBRAPA. A outra amostra utilizada refere-se à cama sintética fresca, composta por excretas e palha de arroz na proporção 5:1, simulando uma cama de aviário removida do galpão após 1 ciclo produtivo, conforme condições otimizadas por Oliveira (2022) (CA-1U).

Desta forma todos os aspectos e as emissões de gases efeito estufa como impactos ambientais potenciais diante da unidade funcional adotada (1 Ton de cama de aviário) foram obtidos para se avaliar, de forma criteriosa, as emissões de GEE, acidificação e eutrofização como impacto ambiental decorrente do manejo dos

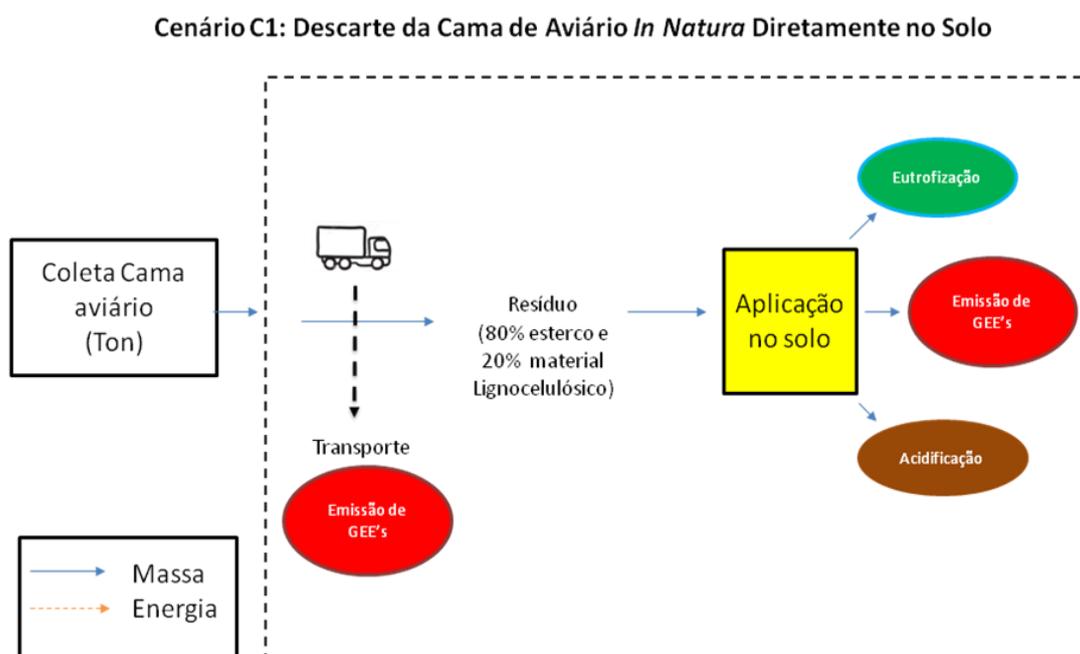
resíduos gerados na indústria avícola. Dessa forma, a fronteira do sistema foi definida no galpão de criação com a geração da cama, ou seja, o foco foi na avaliação ambiental das técnicas usadas para seu manejo.

O estudo considerou três cenários operacionais: descarte da cama de frango *in natura* no solo; e geração de energia a partir da digestão anaeróbia da cama precedida ou não de tratamento térmico do seu tratamento térmico. Foi incluído o cenário de pré-tratamento antes da digestão anaeróbia, pois pode aumentar a taxa de degradação da biomassa e produção de biogás, o que pode ser mais propício para a pegada de carbono da produção de energia (Baêta et al., 2017; Cirne et al., 2007; Silva, 2019; Zheng et al., 2014). Os cenários são descritos em mais detalhes a seguir.

- **Cenário C1: Descarte da cama de aviário *in natura* diretamente no solo**

Neste cenário avaliou-se e quantificaram-se, a partir de dados primários, as emissões realizadas a partir da aplicação do resíduo no solo, com o propósito de avaliar a emissão de gases efeito estufa, a acidificação e a eutrofização, que foram os impactos ambientais considerados, conforme apresentado na Figura 10. Desta forma buscou-se no presente trabalho avaliar os impactos ambientais com base nas emissões de gás metano fugitivas da disposição da cama no solo, quando comparada com a emissão de CO<sub>2</sub> na queima do biogás coletado de ambiente controlado (reator anaeróbio) para gerar calor (Cenários C2 e C3).

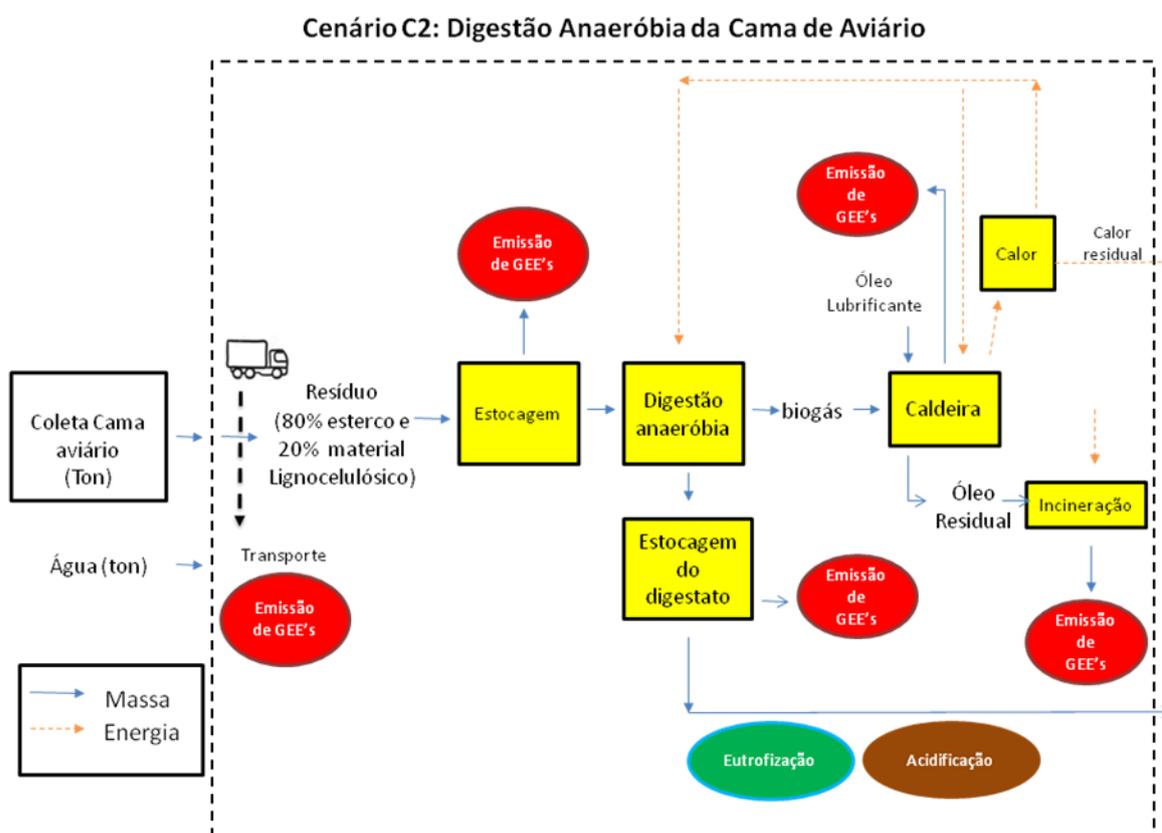
**Figura 10 - Fluxograma do Cenário C1. Fonte: Autor (2021).**



- **Cenário C2: Produção de Biogás a partir da Digestão Anaeróbia da Cama de Aviário**

No cenário 2, considerou-se a digestão anaeróbia da cama de aviário, como forma de valorização energética do resíduo pela produção de biogás. A digestão anaeróbia produz o biogás que é constituído predominantemente por  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{H}_2\text{S}$  e o digestato (efluente do reator anaeróbio) que pode ser utilizado como adubo no solo (Figura 11). Para os cenários C2 e C3 realizou-se os cálculos para quantificar as emissões a partir das amostras estudadas por Paranhos (2021) e Oliveira (2022).

Figura 11 - Fluxograma do Cenário C2. Fonte: Autor (2021).



Desta forma para os cálculos das emissões de GEE's correspondentes aos cenários C2 e C3 foi assumido que 30% do nitrogênio ( $\text{N}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_x$ , incluindo  $\text{NO}_2$ ) é consumido pelos microorganismos na atividade anaeróbia no digestor. E que o biogás produzido é composto por 65% de  $\text{CH}_4$ , já descontadas as perdas de 3% de  $\text{CH}_4$  (Evalengisti et al, 2014).

Devido a queima do biogás possuir características semelhantes à queima do gás natural diluído, conforme Lobato (2011), adotou-se neste trabalho uma situação de implantação de uma caldeira térmica, ao se definir a caldeira utilizada, a partir de uma pesquisa efetuada junto a fornecedores, para aplicar a energia térmica produzida no conforto térmico das aves e avaliar a possível utilização da lenha utilizada pela empresa parceira. Lobato (2011) mostrou que a caldeira a gás possui custo-benefício menor que o modelo abastecido a lenha, sendo que essa diferença aumenta à medida que aumenta a capacidade de produção de vapor devido à característica de construção da caldeira, pois o modelo a gás é bem mais compacto do que o modelo à lenha.

Desta forma dentre as caldeiras a vapor existentes no mercado, considerando a eficiência energética da caldeira a biogás igual a 85% adotou-se neste trabalho o modelo RL series da ATTSU (conforme especificações no ANEXO I) que enquadrou-se dentre as perspectivas de produção de energia térmica e rendimento adequados para atender a empresa parceira.

Assim calculou-se a produção de energia térmica a partir dos cenários C2 e C3 buscando realizar uma comparação com a energia produzida a partir da lenha que a empresa parceira utiliza para aquecimento e controle térmico de seus galpões. Adotou-se que a caldeira foi utilizada de forma dedicada sem utilizar fonte de calor externo adicional, surgindo, portanto, a necessidade de se queimar o excesso de gás com um *flare* para minimizar as emissões de GEE's.

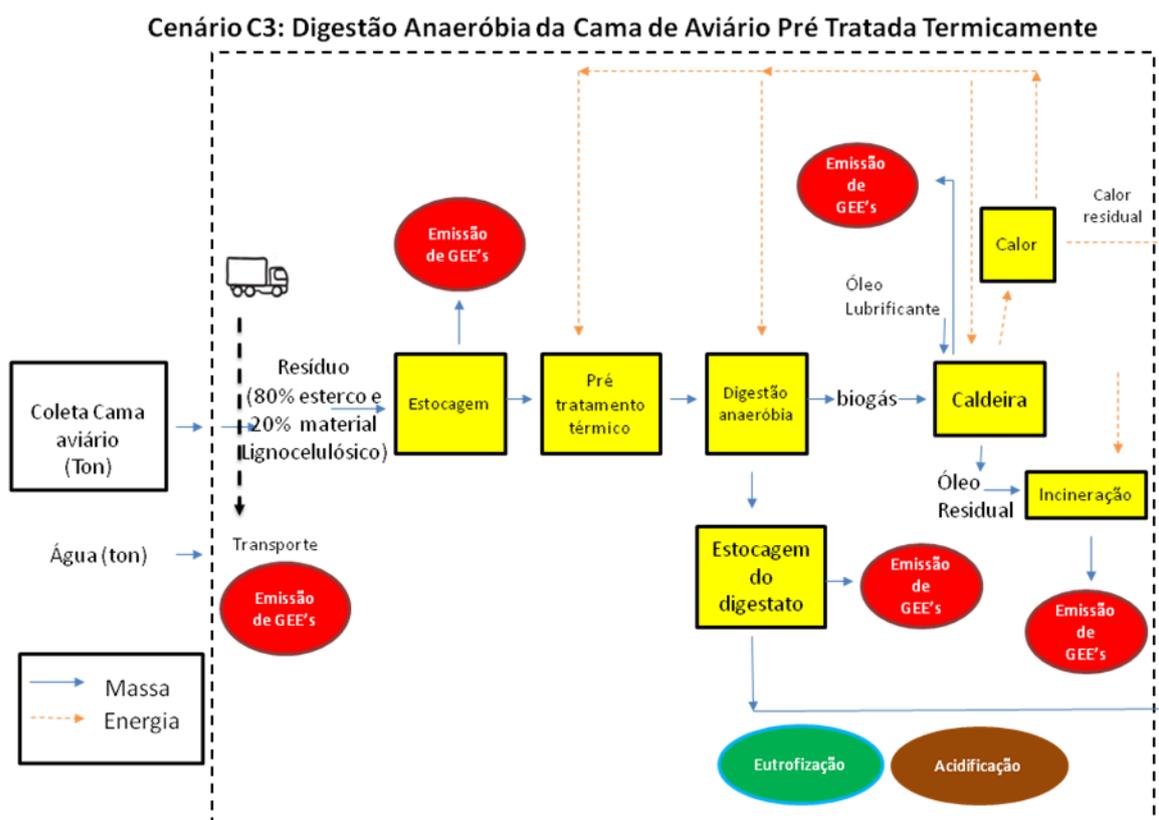
Comparou-se, portanto, a energia térmica produzida pela caldeira com a energia gerada pela lenha através do cálculo de produção energética obtida a partir da relação entre o volume de metano produzido por massa de amostra de cama e a massa de sólidos voláteis obtida por massa de amostra de cama conforme condições otimizadas por Paranhos (2021) e Oliveira (2022), admitindo-se o poder calorífico inferior do biogás ( $\text{CH}_4$ ) em  $34,5 \text{ MJ/Nm}^3\text{CH}_4$ .

- **Cenário C3: Produção de Biogás pela digestão anaeróbia da Cama de Aviário Pré Tratada Termicamente**

O cenário 3 (Figura 12) difere do 2 pelo fato de considerar o tratamento térmico da cama de aviário antes do processo de digestão anaeróbia uma vez que tal procedimento resulta em ganhos significativos na produção de metano, conforme já demonstrado por outros pesquisadores do grupo (Paranhos, 2021).

Para os cálculos das emissões de GEE's correspondentes aos cenários C2 e C3 foi assumido que 30% do nitrogênio (N, N<sub>2</sub>O, NO<sub>x</sub>, incluindo NO<sub>2</sub>) é consumido pelos microorganismos na atividade anaeróbia no digestor, e que o biogás produzido é composto por 65% de metano, já descontadas as perdas de 3% de metano (Evalengisti et al, 2014).

Figura 12 - Fluxograma do Cenário C3. Fonte: Autor (2021).



### 3.2 Avaliação do Ciclo de Vida

A avaliação de impacto ambiental de cada cenário, bem como o cálculo das emissões de gases estufa, acidificação e a eutrofização, foram realizadas pelo método escolhido, o ReCipe, atendendo integralmente as recomendações da ISO 14040.

#### 3.2.1 Requisitos de Qualidade de Dados

Na realização do presente estudo como requisito de qualidade dos dados, os dados de inventário relativos às entradas e saídas da produção e manejo do resíduo de cama de aviário foram recolhidos junto à empresa do setor avícola localizada em Minas

Gerais. Contudo, as emissões atmosféricas associadas à queima de combustíveis fósseis nestes processos foram estimadas com base em fatores de emissão da literatura e a versão AR4 dos "GWP" do IPCC 2006 (Gavrilova et al., 2019). As emissões associadas à produção de energia da rede no manejo foram obtidas na base de dados Ecoinvent (Ecoinvent, 2020).

### **3.3 Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida e Tipos de Impactos**

Para a avaliação de impacto do ciclo de vida utilizou-se dos resultados do inventário para analisar os possíveis impactos ambientais do sistema. Esta etapa é composta por elementos obrigatórios e elementos opcionais, não tendo sido analisados os elementos opcionais, pois os elementos obrigatórios foram suficientes para atingir os objetivos desta pesquisa. Portanto, ao conduzir uma avaliação de impacto, primeiro selecionaram-se as categorias de mudanças climáticas, acidificação e eutrofização, indicadores de categoria e modelos de caracterização e, em seguida, executou-se a classificação e caracterização.

#### **3.3.1 Categorias e Indicadores de Impactos Ambientais**

O método global ReCiPe 2016 é uma continuação dos métodos Eco-indicador 99 e CML-IA 2000, que integram e coordenam os métodos *midpoint* (ponto médio) e *endpoint* (ponto final) com uma estrutura comum e consistente.

O método ReCiPe possui aplicações globais para categorias que afetam as mudanças climáticas, levam à redução da camada de ozônio e à redução da disponibilidade de recursos naturais. Assim para avaliar o impacto ambiental da cama de aviário como resíduo da produção avícola, foram selecionadas três categorias de impacto do método ReCiPe *Midpoint* (H) v. 1,12 (Tabela 6) (Goedkoop et al., 2013). Essas categorias foram selecionadas com base na relevância e frequência de pesquisas sobre o impacto ambiental do processo de criação de frangos, seu posterior abate e principalmente a geração de resíduos em que seus limites e métodos levaram em consideração os objetivos propostos neste estudo (Leinonen *et al.*, 2012; Da Silva *et al.*, 2014; Kist *et al.*, 2009; Davis e Sonesson 2008).

Desta forma o estudo considerou as mudanças climáticas (emissão de GEE's), a acidificação e a eutrofização como categorias de impacto, visto que os métodos

européus denominados CML-IA e EDP e os norte americanos BEES e TRACI 2.1, assim como os demais métodos citados no item 2.5.3, recomendam a utilização do método ReCiPe por ser caracterizado como global. A Tabela 6 relaciona os resultados dos parâmetros e indicadores considerados nessa categoria de impacto, bem como seus fatores característicos.

**Tabela 6: Descrição das categorias de impacto utilizadas. Fonte: (GOEDKOOOP et al., 2013).**

<b>Categoria de impacto</b>	<b>Descrição</b>	<b>Fator de caracterização</b>
Mudanças Climáticas	Mudanças na temperatura dos oceanos e da cama de ar próxima à superfície terrestre, causadas pelas emissões de gases de efeito estufa, como o dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> ), GWP – Potencial de Aquecimento Global, óxido nitroso (N <sub>2</sub> O) e o metano (CH <sub>4</sub> ) como parâmetros.	Kg CO <sub>2</sub>
Acidificação Terrestre	Mudança do potencial hidrogeniônico (pH) do solo, causado pela deposição atmosférica de óxido de nitrogênio (NO <sub>x</sub> ), amônio (NH <sub>3</sub> ) e dióxido de enxofre (SO <sub>2</sub> ).	Kg SO <sub>2</sub>
Eutrofização Água Doce	Presença de excessiva quantidade de nutrientes, normalmente o fósforo (P), em massa de água doce, com consequente aumento da biomassa e redução do nível de oxigênio dissolvido.	Kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>

Os principais gases de efeito estufa (GEE) – gás carbônico (CO<sub>2</sub>), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e metano (CH<sub>4</sub>) - possuem diferentes potenciais de aquecimento global (*Global Warming Potential* - GWP). Por meio de um índice de GWP as emissões desses gases são padronizadas em função de suas massas em termos de CO<sub>2</sub> equivalente (KgCO<sub>2eq</sub>) (Rotz; Montes; Chianese, 2010), considerando 25 Kg CO<sub>2eq</sub>/Kg CH<sub>4</sub> e 298 kg CO<sub>2eq</sub>/Kg N<sub>2</sub>O (Gavrilova et al., 2019), de forma que o total de emissões seja obtido pela conversão das respectivas emissões dos gases em kg CO<sub>2eq</sub>.

O fator característico associado às mudanças climáticas é denominado Potencial de Aquecimento Global (GWP). O GWP é definido por um período de tempo de 20, 100 e 500 anos. Neste estudo, o fator característico considera o período de 100 anos, expresso em GWP<sub>100</sub> e expresso em kg CO<sub>2eq</sub>. A Equação 1 indica como realizar o cálculo do GWP.

$$\mathbf{GWP} = \sum \mathbf{GWP}_{a,i} \times \mathbf{m}_i \quad (1)$$

Sendo que,

$\mathbf{GWP}_{a,i}$  = Potencial de Aquecimento Global (PAG) para a substância  $i$  integrada ao longo de um ano,  $a$ ,  $\text{KgCO}_{2\text{eq}}/\text{Kg}$  de emissão;

$\mathbf{m}_i$  = quantidade de substância  $i$  emitida,  $\text{Kg}$ ;

A Tabela 7 indica os valores de GWP para um período de 100 anos, tendo em conta os parâmetros adotados neste estudo ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$ ).

**Tabela 7: Potenciais de Aquecimento Global,  $\mathbf{GWP}_{100}$ .**

Fonte: (GAVRILOVA et al., 2019).

Parâmetros	$\mathbf{PAG}_{100}$ ( $\text{Kg CO}_2 \text{ eq kg}^{-1}$ )
$\text{CO}_2$	1
$\text{CH}_4$	23
$\text{N}_2\text{O}$	298

Outro impacto ambiental é a acidificação que caracteriza-se na emissão e difusão de gases ácidos e de amônia, nomeadamente  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  e  $\text{NH}_3$ , que provocam alterações químicas e causam vários efeitos no solo, águas superficiais, organismos biológicos, ecossistemas e materiais. A amônia, apesar de ser um composto básico, é considerada no cálculo pelo fato de ela ser convertida a óxidos de nitrogênio (gases ácidos) na atmosfera (Guinée *et al.*, 2001).

Conforme proposto por Vermeire et al (1992) um potencial de acidificação (PA) pode ser desenvolvido por analogia com o GWP, o potencial de destruição da camada de ozônio (ODP) e o potencial de formação de oxidantes fotoquímicos (POCP). Desta forma, o PA é definido como a razão entre o número de equivalentes potenciais de  $\text{H}^+$  ( $V_i$ ) por unidade de massa de substância  $i$  ( $M_i$ ) e o número de equivalentes de  $\text{H}^+$  potenciais ( $V_{\text{ref}}$ ) por unidade de massa de substância de uma substância de referência ( $M_{\text{ref}}$ ). Nesse caso o dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ) é proposto como substância de referência.

O fator de caracterização da acidificação é denominado potencial de acidificação (PA), que é calculado de acordo com o modelo RAINS10 e tem como objetivo descrever o destino e a deposição de substâncias acidificadas. O PA é calculado pela

Equação 2 e este parâmetro indica a quantidade de uma emissão de SO<sub>2</sub> com o mesmo potencial efeito acidificante.

$$\text{Acidificação} = \sum PA_i \times m_i \quad (2)$$

Sendo que,

PA<sub>i</sub> = Potencial de acidificação (PA) para a substância i emitida para a atmosfera, Kg SO<sub>2</sub> eq/Ton CA;

m<sub>i</sub> = emissão de substância i para a atmosfera, Kg (Kg substância i/Ton CA) sendo i as quantidades de N<sub>2</sub>,NO<sub>x</sub>, NH<sub>4</sub>,NH<sub>3</sub>...);

A Tabela 8 apresenta os valores de PA associados aos parâmetros considerados neste estudo.

**Tabela 8: Valor de Potenciais de Acidificação.**

**Fonte: CML (University of Leiden, 1992).**

<b>Parâmetro</b>	<b>Fator de equivalência SO<sub>2</sub> (Kg SO<sub>2</sub>eq Kg<sup>-1</sup>)</b>
1 kg HCl	0.88 kg eq SO <sub>2</sub>
1 kg HF	1.60 kg eq SO <sub>2</sub>
1 kg N, NO <sub>x</sub> , incluindo NO <sub>2</sub>	0.70 kg eq SO <sub>2</sub>
1 kg SO <sub>2</sub>	1.00 kg eq SO <sub>2</sub>
1 kg H <sub>2</sub> S	1.88 kg eq SO <sub>2</sub>
1 kg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.89 kg eq SO <sub>2</sub>
1 kg NH <sub>3</sub>	0.93 kg eq SO <sub>2</sub>

Assim, para descrever o efeito acidificante das substâncias, seu potencial de formação de ácido (capacidade de formar íons H<sup>+</sup>) é calculado e comparado a uma substância de referência, SO<sub>2</sub>, conforme descrito na Tabela 8.

O terceiro impacto considerado, conforme a Tabela 6, é a eutrofização que se caracteriza pela adição de nutrientes minerais ao solo ou água que aumentam a produtividade (Van Straalen & Verkleij, 1991). Esta definição implica que as substâncias nutritivas podem sempre constituir um limitante à produção de biomassa. Assim, em princípio, qualquer nutriente pode ter um efeito nutritivo quando adicionado ao solo ou à água em grandes quantidades.

Os estudos sobre eutrofização causada pelo uso da cama de aviário no solo como adubo apresentaram uma grande variação no potencial de eutrofização (2,1 a 15,6 KgPO<sub>4</sub><sup>3-</sup>eq/Kg) (Bartl; Gómez; Nemecek, 2011; Olszensvski, 2011) e tais diferenças podem ser de cunho metodológico (Dias, 2011). No entanto, independente do sistema de produção adotado, os fatores que caracterizaram maior potencial de eutrofização foram à utilização de fertilizante sintético e esterco para a produção de grãos para a fabricação de concentrado e alimentação seguidos do armazenamento de dejetos e produção de fertilizantes orgânicos (Basset-Mens; Ledgard; Boyes, 2009; Castanheira et al., 2010; O'Brien et al., 2011).

Assim como no cálculo do impacto da acidificação, os procedimentos estequiométricos podem ser usados para calcular os fatores característicos de eutrofização para determinar os equivalentes existentes entre nitrogênio e fósforo em ecossistemas aquáticos e terrestres. O fator característico é definido como o potencial de eutrofização (PE) e é determinado de acordo com a Equação 3.

$$\text{Eutrofização} = \sum PE_i \times m_i \quad (3)$$

Sendo,

PE<sub>i</sub> = Potencial de Eutrofização (PE) da substância i emitida para o ar, água ou solo em Kg PQ<sub>4</sub><sup>3-</sup>eq/Ton CA;

m<sub>i</sub> – emissão de substância i para o ar, água ou solo em Kg (Kg substância i/Ton CA) sendo i as quantidades de N<sub>2</sub>, P, DQO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>);

Portanto, o fator de classificação para substâncias eutróficas proposto acima não depende de qualquer substância que seja limitante em um determinado local, pois isso pode variar muito entre os locais. Aqui, o fator de classificação para substâncias nutritivas é baseado no fato de que N, P e C têm o potencial de contribuir para a formação de biomassa. Esta abordagem foi escolhida porque o objetivo é obter uma classificação geral, mundial, independente de diferenças locais uma vez que não é possível precisar *a priori* em qual meio (água doce, água salgada, água subterrânea ou solo) a substância nutriente emitida entrará.

A Tabela 9 fornece os valores de potenciais de eutrofização associados aos parâmetros das emissões, tanto para o ar como para a água, considerados neste estudo.

**Tabela 9: Valores de Potenciais de Eutrofização.**

Fonte: CML (University of Leiden, 1992).

<b>Parâmetro</b>	<b>Fator de Equivalência PO<sub>4</sub> PE (Kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eq Kg<sup>-1</sup>)</b>
1 kg óxidos nitrogenio (NO <sub>x</sub> , ar)	0.13 kg eq PO <sub>4</sub>
1 kg Nitrogenio total (água)	0.42 kg eq PO <sub>4</sub>
1 kg Fósforo total (água)	3.07 kg eq PO <sub>4</sub>
1 kg Demanda Química O <sub>2</sub> (DBO)	0.022 kg eq PO <sub>4</sub>
1 kg NH <sub>3</sub>	0.35 kg eq PO <sub>4</sub>
1 kg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.33 kg eq PO <sub>4</sub>
1 kg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.095 kg eq PO <sub>4</sub>
1 kg NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0.13 kg eq PO <sub>4</sub>

Os dados secundários foram obtidos na literatura e a partir dos bancos de dados de inventário escolhidos (Ecoinvent, 2020; Paranhos et al, 2021).

### 3.4 Inventários de Ciclo de Vida

Neste tópico, foram elaborados os inventários do ciclo de vida da cama de frango para três cenários conforme apresentados nas Figuras 10 a 12.

#### 3.4.1 Inventário da Cama de Frango Utilizada *In Natura*

Primeiramente, foi feita análise da disposição da cama de frango *in natura* no solo para fins agrícolas. Ou seja, considerou-se que a cama de frango foi disposta diretamente na fertilização do solo assim que retirada da granja, após seis ciclos produtivos (CA-6U) e conforme unidade funcional adotada. Não se considerou a disposição da cama fresca no solo (CA-1U) devido à base de dados Ecoinvent (Ecoinvent, 2020) não possuir parâmetros técnicos e de referência para esse tipo de amostra. Admite-se também a possibilidade de que a cama fresca no solo possa apresentar maiores índices de emissões de GEE's em relação à cama utilizada por seis ciclos produtivos (CA-6U) devido à ocorrência de emissões fugitivas no galpão de criação desconsiderada neste estudo. Diante dessa inexistência de parâmetros no banco

de dados, assumiu-se que as emissões de GEE's calculadas foram equivalentes para ambas as amostras no cenário 1.

Assim, conforme dados presentes na literatura para o cálculo da população média anual dos animais produzidos, foram utilizadas as Equações 4,5 e 6 exibidas a seguir.

$$\mathbf{AAP = (Dias Vivo \times NAPA) \div 365} \quad \mathbf{(4)}$$

Sendo:

AAP = população média anual;

NAPA = número de animais produzidos anualmente;

Para a empresa estudada os animais permanecem vivos durante o período de 45 dias. Nesse caso a equação 4 se torna reduzida como mostra a Equação 5.

$$\mathbf{AAP = (45 \times NAPA)/365 = 0,12 \times NAPA} \quad \mathbf{(5)}$$

Com base no valor médio anual da população, a Equação 6 pode ser usada para estimar as emissões de amônia, que pode desempenhar papel relevante em vários processos prejudiciais ao meio ambiente. Por exemplo, a oxidação da amônia pode levar à produção de gases de efeito estufa e à perda de nutrientes da cama utilizada como adubo.

$$\mathbf{NH_3 = AAP \times EF} \quad \mathbf{(6)}$$

Sendo:

NH<sub>3</sub> = emissões de amônia, Kg NH<sub>3</sub>,

EF = fator padrão, Kg AAP<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>NH<sub>3</sub>,

As emissões de metano proveniente do manejo de dejetos foram estimadas pela Equação 7, usando os fatores de emissões definidos pelo IPCC (2019) (Gavrilova et al., 2019).

$$\mathbf{CH_4 (dejetos) = (\sum_{(T)} EF_{(T)} \times N_{(T)}) \div 10^6} \quad \mathbf{(7)}$$

Sendo:

$CH_4$  = emissões de  $CH_4$  do manejo dos dejetos, por uma população definida, Kg  $CH_4$  ano<sup>-1</sup>;

$EF_{(T)}$  = fator de emissão de  $CH_4$  dos dejetos, kg  $CH_4$  cabeça<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>;

$N_{(T)}$  = número de cabeças de uma espécie;

T = espécies/categoria pecuária.

$10^6$  = fator de correção para unidade de medida.

Além das excretas (fezes animais), tem-se na cama o material lignocelulósico que também pode virar metano, ainda que em taxas mais lentas. Desta forma o valor do fator de emissão de metano,  $EF_{(T)}$ , será escolhido em conformidade com a espécie do animal e a temperatura média anual identificada na Tabela 10 específica para frangos. Vale ressaltar que tal fator já embute as emissões das excretas e do material lignocelulósico. Assim, adotou-se nesse trabalho, para as emissões de metano, o fator  $EF_{(T)} = 0,02$  kg  $CH_4$  cabeça<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

**Tabela 10: Fator de emissão de metano do manejo de dejetos por temperatura.**

Fonte: IPCC 2006, p.40 (Gavrilova et al., 2019).

Frangos	Fator de emissão de $CH_4$ pela temperatura média anual (°C)		
	T <15°C	15<T<25°C	T>25°C
Países em Desenvolvimento	0,01	0,02	0,02

As emissões de óxido nitroso são divididas em emissões diretas e emissões indiretas. As emissões diretas são devidas à combinação de nitrificação e desnitrificação de nitrogênio nos resíduos, enquanto as emissões indiretas são devidas à perda de nitrogênio volátil (Gavrilova et al., 2019). As emissões diretas de  $N_2O$  foram calculadas por meio da Equação 8.

$$N_2O_{D(mm)} = [\sum_S [\sum_T (N(T) \times Nex_{(T)} \times MS_{(T,S)})] \times EF_{3(S)}] \times 44/28 \quad (8)$$

Sendo:

$N_2O_D$  = emissões diretas de  $N_2O$  do manejo dos dejetos, Kg  $N_2O$  ano<sup>-1</sup>;

$N_{(T)}$  = número de cabeças de uma espécie;

$Nex_{(T)}$  = média anual de excreção de N por cabeça de espécies/categoria (T), Kg N/animal. Ano;

$MS_{(T,S)}$  = fração do total anual de nitrogênio excretado para cada espécie/categoria (T) em um sistema de manejo de dejetos de um sistema (S);

$EF_{3(S)}$  = fator de emissão para as emissões diretas de  $N_2O$  do sistema de manejo dos dejetos (S) em um país, Kg  $N_2O-N$ /Kg N;

S = Sistema de manejo dos dejetos

T = espécies/categoria da pecuária;

44/28 = conversão das emissões de  $(N_2O-N)$  para emissões de  $N_2O$ ;

As emissões de metano ( $CH_4$ ) e óxido nitroso ( $N_2O$ ) são calculadas de acordo com o modelo proposto pelo IPCC 2019 (Gavrilova et al., 2019) no capítulo 10 que versa sobre emissões de animais e manejo de dejetos. O método 1 foi usado e o IPCC indicou o valor padrão de  $N_{rate1,10}$  kg N (1000 kg animal massa)<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> para frangos de corte em qualquer região do mundo, apresentado para uso na Equação 9.

$$N_{ex(T)} = (N_{rate(T)} \times TAM) \div (1000 \times 365) \quad (9)$$

Sendo:

$N_{rate(T)}$  = taxa padrão de excreção de N, Kg N (1000 kg animal massa)<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>;

$TAM_{(T)}$  = peso típico de um frango, kg animal<sup>-1</sup>.

O  $TAM_{(T)}$  utilizado foi de 2,6 kg, que é em média o peso dos frangos prontos para o abate na empresa utilizada neste estudo.

A escolha da fração do total anual de nitrogênio excretado (MS (%)) - para uso na Equação 8 - foi fundamentada na forma como a empresa estudada trata seus dejetos na etapa de crescimento e terminação das aves, como demonstrado na Tabela 11.

**Tabela 11: MS (%) para frangos. Fonte: Adaptado de Alves (2010, p. 73).**

Sistema de Manejo de Dejetos	MS (%)
Lagoa anaeróbia	0,83
Armazenamento sólido	71,64
Pastagem	3,77
Estocagem <30 dias	6,96
Biodigestor	3,23
Outros	13,57

Em virtude de, no cenário 1, os dejetos serem descartados no solo sem tratamento, o percentual de MS foi adotado como sendo de 3,77%. Por sua vez, o  $EF_3$  adotado (para uso na Equação 8) foi de 0,001 Kg  $N_2O-N$ /Kg N, valor normalmente

utilizado para a criação de aves para abate e que possuem como dejetos as excretas das aves juntamente com a cama (Gavrilova et al., 2019).

Além das emissões diretas, estimadas pela Equação 8, há emissões indiretas de  $N_2O$ , que foram estimadas conforme a Equação 10.

$$N_2O_I = (N_{\text{volatilização-MMS}} \times EF_4) \times 44 / 28 \quad (10)$$

Sendo:

$N_2O_I$  = emissões indiretas de  $N_2O$  devido à volatilização de N do manejo dos dejetos,  $kg N_2O \text{ ano}^{-1}$ ;

$N_{\text{volatilização-MMS}}$  = quantidade de nitrogênio dos dejetos que é perdido devido a volatilização do  $NH_3$  e  $NO_x$ ,  $kg N \text{ ano}^{-1}$ ;

$EF_4$  = fator de emissão de  $N_2O$  da deposição atmosférica do nitrogênio nos solos e superfície da água,  $kg N_2O-N (kg NH_3-N + NO_x-N \text{ volatilizado})^{-1}$ ;

$EF_4$  possui valor padrão de  $0,01 kg N_2O-N (kg NH_3-N + NO_x-N \text{ volatilizado})^{-1}$ , conforme sugerido no Capítulo 11 do IPCC 2019 (Gavrilova et al., 2019). Por sua vez, o  $N_{\text{volatilização-MMS}}$ , que é a volatilização nas formas de  $NH_3$  e  $NO_x$ , é calculado usando a Equação 11:

$$N_{\text{volatilização-MMS}} = \sum_s [\sum_t [(N_{(T)}, Nex_{(T)}, MS_{(T,S)}).(Frac_{GasMS} / 100)_{(T,S)}]] \quad (11)$$

Sendo:

$N_{\text{volatilização-MMS}}$  = quantidade de nitrogênio dos dejetos que é perdido devido a volatilização do  $NH_3$  e  $NO_x$ ,  $kg N \text{ ano}^{-1}$ ;

$N_{(T)}$  = número de cabeças de uma espécie;

$Nex_{(T)}$  = média anual de excreção de N por cabeça de espécies/categoria de T,  $kg N \text{ animal}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (valor este idêntico ao utilizado anteriormente).

$MS_{(T,S)}$  = fração do total anual de nitrogênio excretado para cada espécie/categoria (T) em um sistema de manejo de dejetos de um sistema (S) (valor este idêntico ao utilizado anteriormente);

$Frac_{GasMS}$  = percentual de nitrogênio manejado nos dejetos para categoria pecuária T que volatiliza como  $NH_3$  e  $NO_x$  no sistema de manejo de dejetos (S).

O  $Frac_{GasMS}$  foi escolhido de acordo com o sistema de manejo dos dejetos (Tabela 12). Utilizou-se nesse trabalho o valor de  $Frac_{GasMS}$  igual a 40% devido ao fato de os dejetos das aves de corte serem depositados na cama, ou seja, conforme o processo de produção usado na empresa estudada.

**Tabela 12: Perda de N de MMS devido à volatilização do N-NH<sub>3</sub> e N-NO<sub>x</sub>.**

Fonte: IPCC, 2006 (Gavrilova et al., 2019).

<b>Tipo de animal</b>	<b>Sistema de manejo de dejetos (MMS)</b>	<b>Frac<sub>GasMS</sub> (Alcance do Frac<sub>GasMS</sub>) (%)</b>
<b>Aves</b>	Aves sem cama	55% (40 – 70)
	Lagoa anaeróbica	40% (25 – 75)
	Aves com cama	40% (10 – 60)

Além das informações reportadas acima, adotou-se, para os cálculos do Cenário 1, outros dados sobre a cama de aviário obtidos por Paranhos (2021) por ser amostra de cama reutilizada por seis ciclos (CA-6U) e condizente com a realidade avícola brasileira e que segue as recomendações da Embrapa. De modo similar considerou-se também as informações obtidas por Oliveira (2022) que trabalhou com cama sintética (mistura de palha de arroz + excretas de aves 1:5) que simula uma cama mais fresca, utilizada em apenas um ciclo produtivo (CA-1U).

No entanto, para o processo de utilização da cama de frango em outras finalidades da agricultura, a mesma demanda ser transportada da granja para o local definitivo de utilização. Sendo assim, tem-se que o processo de transporte gera emissões de carbono que precisam ser contabilizadas, uma vez que os equipamentos utilizados para sua logística são emissores de gases de efeito estufa, como retroescavadeira e caminhões.

Para calcular as emissões de carbono geradas pelo processo de transporte da cama de frango para sua aplicação final, considerou-se a utilização de uma retroescavadeira e de um caminhão, sendo a retroescavadeira responsável pela movimentação do material de seu local de repouso para o caminhão. Já o caminhão foi adotado como o equipamento responsável por realizar o transporte da cama de frango entre o local de geração até seu local de utilização.

Considerou-se ainda (ver Anexo II) que a empresa parceira remove o resíduo de seus galpões e vende de forma direta sem estocá-lo, sendo a responsabilidade de transporte por conta do comprador. Como parâmetro de cálculo, utilizou-se uma distância de 160 km entre a saída do caminhão para buscar a carga ao local de geração da cama de frango (empresa parceira) e o seu retorno para destinação final da cama, que consiste na distância média entre os compradores da região.

Considerou-se ainda que um caminhão consegue carregar, em média, 7 toneladas de material, que o transporte é semanal (1 ton x 7 dias = 7 tons) e que um

carregamento de caminhão mostrou-se suficiente para movimentar a quantidade de cama de frango adotada como referência (1 ton) neste estudo.

De acordo com o IPEA (2011), cada litro de diesel consumido por um veículo movido pelo combustível tem uma média de emissão de carbono na ordem de 2,6 Kg. Considerando que o consumo de diesel de uma retroescavadeira é de 8 litros por hora (MP Terraplenagem, 2021) e, considerando a capacidade do equipamento estima-se que em 1 hora de trabalho a retroescavadeira consegue movimentar 7 ton de cama para o caminhão. Para o caso do caminhão, de acordo com o site Frete com Lucro (2017), tem-se o consumo médio de 2,5 Km por litro de diesel.

### 3.4.2 Inventário da Cama de Frango Submetida à Digestão Anaeróbia

Paranhos (2021) utilizou, tratou e classificou resíduos coletados e cedidos pela empresa parceira, localizada em Minas Gerais. A amostra de cama também foi pré-tratada termicamente e em seguida submetida à digestão anaeróbia em batelada em escala de laboratório. Perante a metodologia empregada e os procedimentos realizados conforme Paranhos et al (2021) e Adarme et al (2017), a Tabela 13 apresenta a caracterização do inóculo e do resíduo utilizado (CMP) nos ensaios de digestão anaeróbia realizados no LQTA/UFOP.

**Tabela 13: Caracterização do inóculo e amostra quanto ao teor de N, proteínas, sólidos e demanda química de oxigênio (DQO). Fonte: Paranhos (2021).**

Amostras	NTK (%; g/100g)	Proteínas (%; g/100g)	DQO (mg O <sub>2</sub> /g)	ST (g/g amostra)	SV (g/g amostra)	Cinzas (%)	Umidade (%)
INÓCULO	Nm	Nm	Nm	0,203 ± 0,033	0,091 ± 0,35	11,18%	Nm
CMP	1,37	8,17	462,20	0,805 ± 0,005	0,350 ± 0,010	45,51%	24,27%

Nm – não medido.

Os resultados otimizados de produção de metano coletados por Paranhos (2021) são apresentados na Tabela 14.

**Tabela 14: Produção de metano e características dos reatores. Fonte: Paranhos (2021).**

Reator	A/M calculado	pH Inicial	Rendimento CH <sub>4</sub> NmL CH <sub>4</sub> . g SV <sup>-1</sup>	Rendimento CH <sub>4</sub> NmL CH <sub>4</sub> . g DQO <sup>-1</sup>
CMP	~0,50	~9,0	123,64 ± 1,14	61,80 ± 3,99

Para o processo de biodigestão analisado, foram seguidos os mesmos princípios adotados para o inventário calculado para a utilização da cama de frango *in natura*. Conforme mencionado no item 3.4.1, utilizou-se também a ACV da digestão anaeróbia da cama fresca (CA-1U) conforme Oliveira (2022). Assim, foram identificadas as quantidades de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{CH}_4$  produzidas pelo processo, para então fazer a avaliação ambiental do cenário 2 (C2).

### 3.4.3 Inventário da Cama de Frango Tratada Termicamente Antes da Biodigestão

Para esta etapa, as considerações feitas para a biodigestão foram às mesmas utilizadas no item 3.4.2. No entanto, foi adicionada a situação em que a cama de frango recebe tratamento térmico antes de ser submetida ao processo de digestão anaeróbia. Considerando as informações apresentadas em Paranhos (2021) para a realização da digestão anaeróbia em único (DA\_1S) e duplo (DA\_2S) estágio da cama de aviário precedida ou não do pré-tratamento hidrotérmico, reproduz-se nas Tabelas 15 e 16 os principais resultados de caracterização do resíduo que subsidiaram a ACV aqui proposta. Os resultados referem-se às condições experimentais da digestão anaeróbia da cama de aviário *in natura* em único (CMP\_1S) e duplo (CMP\_2S) estágios, bem como do resíduo pré-tratado hidrotermicamente (PTH) a 80°C (PTH80\_1S e PTH80\_2S) e 98°C (PTH98\_1S e PTH98\_2S).

**Tabela 15: Caracterização físicoquímica (teor de sólidos) da amostra de cama de aviário *in natura* e após o pré-tratamento térmico a 80°C e 98°C. Fonte: Paranhos (2021).**

Amostra	SSV (g)	SST (g)	SSV/SST	M lodo (g)	M substrato (g)
CMP	0,2859	0,6818	0,419	20,31	4,33
PTH80	0,0903	0,2356	0,383	19,70	13,31
PTH98	0,0871	0,2346	0,371	19,48	13,64

Desta forma Paranhos (2021) investigou o uso, de forma energeticamente viável, do pré tratamento hidrotérmico (PTH) e da DA isolados ou combinados, na produção de metano a partir da cama de aviário (CA). Os resultados demonstraram que o pré-tratamento hidrotérmico a 80°C, seguido pela DA em único estágio, produziu a quantidade máxima de  $517,9 \pm 4,7 \text{ NmL CH}_4 \cdot \text{gSV}^{-1}$ .

A viabilidade energética do processo foi avaliada por meio de um balanço de energia considerando-se a energia gasta ( $E_{(-)}$ ) e a energia gerada pela queima do metano produzido ( $E_{(+)}$ ) (Paranhos, 2021). Adotou-se para o cálculo do consumo de energia de pré-tratamento  $E_{(-)}$  apenas a energia consumida para aquecer a água à temperatura de trabalho. Para cálculo da energia produzida utilizou-se o poder calorífico inferior do biogás ( $\text{CH}_4$ ) e o rendimento da eficiência de conversão da caldeira, conforme dados reportados em Paranhos (2021).

**Tabela 16: Caracterização físicoquímica (DQO, AGVs, pH) da amostra de cama de aviário *in natura* e após o pré-tratamento térmico a 80°C e 98°C. Fonte: Paranhos (2021).**

Amostra	ST (%)	SV (%)	DQO total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) <sup>1</sup>	DQO solúvel ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) <sup>2</sup>	pH	AGVs solúvel ( $\text{mg.L}^{-1}$ )
CMP	68,2 ± 0,5	28,6 ± 0,9	462	N.m.	N.m.	N.m.
PTH80	23,6 ± 2,1	9,0 ± 0,4	71034	6070 ± 528	8,7 ± 0,1	1410
PTH98	23,5 ± 3,1	8,7 ± 0,3	77770	8665 ± 724	8,9 ± 0,1	740

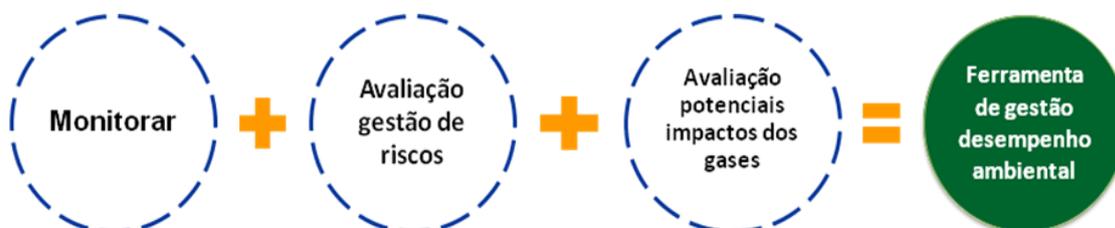
N.m. = não medido; <sup>1</sup>DQO em refluxo aberto; <sup>2</sup>DQO em refluxo fechado.

#### 4. DISCUSSÃO E RESULTADOS

A AICV corresponde ao estágio de ACV, que utilizou os resultados do inventário do ciclo de vida para avaliar a importância dos impactos ambientais por meio de categorias específicas de impacto ambiental e indicadores de categoria. Há diversas categorias de impacto, mas este trabalho abordou as mudanças climáticas (produção de GEE's), a acidificação e a eutrofização como categorias de impactos a serem analisadas por meio do método ReCiPe (Guinée *et al.*, 2001).

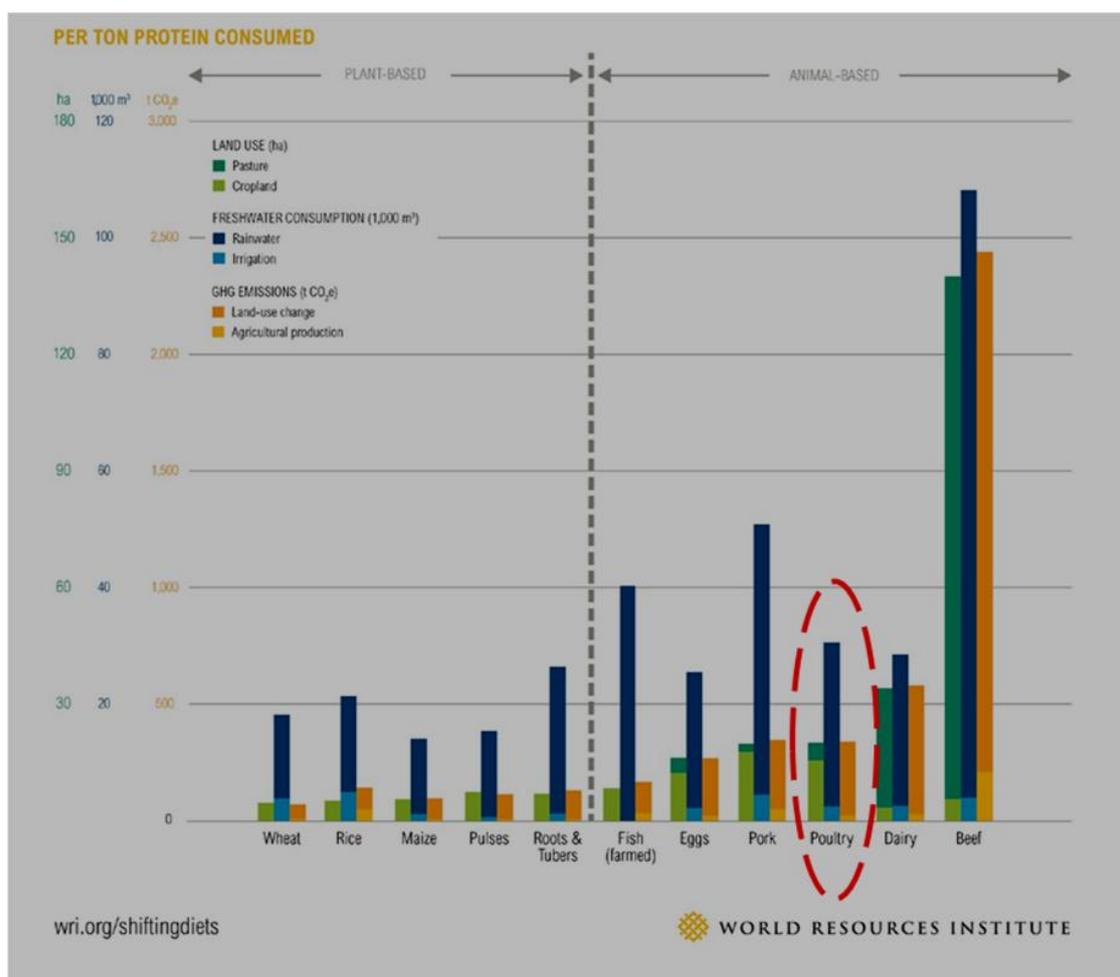
Considerando que a avicultura se caracteriza como uma importante atividade econômica, com produção contínua e crescente para atender as demandas do mercado, observou-se que falta informação sobre CO<sub>2eq</sub> emitido no manejo de seu resíduo e que a cadeia avícola precisa ajustar perspectivas de baixa emissão. Pois é necessário o uso de ferramentas de gestão de desempenho ambiental para desenvolver o manejo da cama de modo a ampliar seu potencial energético atuando com uma somatória de esforços conjuntos de monitoramento, gestão de riscos e a avaliação de impacto dos GEE's como ilustra a Figura 13 buscando a determinação da pegada de carbono.

**Figura 13: Construção da ferramenta de desempenho ambiental. Fonte: Adaptado de IPCC 2006.**



Assim, conforme mostra-se na Figura 14 vê-se que a pegada de carbono por ser considerada uma indicação do impacto ambiental e do consumo de recursos afere a quantidade total das emissões de GEE, sendo estas causadas diretamente e indiretamente e as emissões de dióxido de carbono equivalente (CO<sub>2eq</sub>). Pode-se afirmar, a partir do item 3.4 diante das emissões de gases, que alimentos baseados em animais são mais intensivos em recursos do que os alimentos vegetais, conforme verifica-se na Figura 14.

Figura 14: Comparativo entre alimentos baseados em animais e vegetais. Fonte: WRI (2018).



A aceitação social do biogás é muitas vezes dificultada por preocupações ambientais e de saúde, por parte da sociedade em geral que carece da necessidade de compartilhamento de conhecimento e detalhes técnicos. Desta forma pode-se destacar a identificação dos impactos ambientais de cada cenário proposto, a partir da quantificação das emissões de gases efeito estufa e elementos químicos em cada cenário proposto.

#### 4.1 Avaliações de Impacto: Quantificação das Emissões e Geração de Energia

##### 4.1.1 Inventário da Cama de Frango Utilizada *In Natura* (C1)

Os dados disponíveis na literatura em relação à quantidade de cama gerada por ave em um ciclo de produção são um pouco variáveis e situam-se entre 1,50 a 5,70 kg (Edwardas; Daniel, 1992; Bolan et al., 2010). De acordo com Ortolani e Brito (2001),

cada frango é responsável pela geração, em média de 2,6 Kg de cama de frango, valor este convergente com as informações da empresa usada como estudo de caso. Como a unidade funcional (UF) adotada neste trabalho foi de 1 tonelada de cama de frango e como as condições de contorno consideram uma quantidade de 4,2 milhões de aves por ciclo de produção e que os mesmos ficam 45 dias vivos, calcula-se que há, anualmente, 8 ciclos de produção na empresa parceira, totalizando um total de 33600000 animais produzidos anualmente.

De acordo com as informações fornecidas, verificou-se que a partir da Equação 6 a emissão de  $\text{NH}_3$  foi de 911.342 Kg  $\text{NH}_3$ /ton cama frango ano<sup>-1</sup>. Em virtude da realização de 8 ciclos anuais tem-se que as emissões de  $\text{NH}_3$  por ciclo de produção correspondem a 113.917Kg de amônia, o que remete à emissão de 2.109 Kg de  $\text{NH}_3$  por tonelada de cama de aviário.

Da mesma forma, para a utilização *in natura* da cama de frango, tem-se a partir da Equação 7, a emissão de 0,672 Kg  $\text{CH}_4$  (dejetos) / ton cama frango ano<sup>-1</sup>. Considerando a realização de 8 ciclos anuais tem-se que as emissões de  $\text{CH}_4$  por ciclo de produção correspondem a 0,084Kg de metano, o que remete à emissão de  $1,5 \times 10^{-3}$  Kg de  $\text{CH}_4$  por tonelada de CA.

Para os cálculos de emissão de nitrogênio da cama de frango utilizada *in natura*, utilizou-se as Equações 8 e 10. As emissões diretas de nitrogênio ( $\text{N}_2\text{O}_D$ ) foram estimadas em 199.255 Kg/ton de cama ano<sup>-1</sup>. Como são realizados 8 ciclos anuais tem-se que as emissões de  $\text{N}_2\text{O}_D$  por ciclo de produção correspondem a 24906 Kg, o que remete à emissão de 461Kg de  $\text{N}_2\text{O}_D$  por tonelada de CA corresponde a UF adotada. Quanto às emissões indiretas de nitrogênio apurou-se a emissão de 797.020 Kg/ton de cama ano<sup>-1</sup>, e considerando os mesmos 8 ciclos anuais tem-se que as emissões de  $\text{N}_2\text{O}_G$  por ciclo de produção correspondem a 99627 Kg, o que remete à emissão de 1844 Kg de  $\text{N}_2\text{O}_I$  por tonelada de CA.

Sendo assim, considerando apenas a massa de carbono dentro de uma molécula de dióxido de carbono e as equivalências determinadas na Tabela 7, e considerando que as massas de carbono equivalentes, de acordo com o IPCC, são de 0,273 Kg C/ Kg  $\text{CO}_2$  para o dióxido de carbono, 6,27 Kg C/ Kg  $\text{CH}_4$  para o metano e 81,27 Kg C/ Kg  $\text{N}_2\text{O}$  para o óxido nitroso, tem-se que a equivalência de carbono emitido resulta nos seguintes valores apresentados na Tabela 17.

Tabela 17: Emissões de GEE's para o Cenário C1. Fonte: Autor (2022).

EMISSIONES GEE'S	CARBONO EQUIVALENTE
$N_2O_I = 1844 \text{ kg } N_2O / \text{Ton CA}$	$CO_{2(eq)} N_2O_I = 1844 \times 81,27 = 149.861 \text{ Kg } CO_{2(eq)} / \text{Ton CA}$
$N_2O_{D(mm)} = 461 \text{ kg } N_2O / \text{Ton CA}$	$CO_{2(eq)} N_2O_{D(mm)} = 461 \times 81,27 = 37.465 \text{ Kg } CO_{2(eq)} / \text{Ton CA}$
$CH_4 \text{ (dejetos)} = 1,5 \times 10^{-3} \text{ Kg } CH_4 / \text{Ton CA}$	$CO_{2(eq)} CH_4 \text{ (dejetos)} = 1,5 \times 10^{-3} \times 6,27 = 9,4 \times 10^{-3} \text{ Kg } CO_{2(eq)} / \text{Ton CA}$
<b>Total: <math>CO_2 = 2.305 \text{ Kg } CO_2 / \text{UF}</math></b>	<b>Total: <math>CO_{2(eq)} = 187,32 \text{ T } CO_{2(eq)} / \text{UF}</math></b>

Ocorre que a amônia é desconsiderada no cálculo de emissões de GEE's, pois segundo o IPCC não possui potencial para causar aquecimento global. No total, tem-se a emissão de 187.326 Kg  $CO_{2(eq)} / \text{Ton CA}$ .

Tem-se ainda, conforme condições adotadas no item 3.4.1, as emissões da retroscavadeira e do caminhão em termos da unidade funcional. De modo que se pode estabelecer que a retroscavadeira resulta em emissão de 20,8 Kg de C/ton cama aviário equivalente a 5,68 kg  $CO_{2eq}$ . Considerando o trecho de 160 Km mencionado no Anexo II, estima-se uma emissão final de 166,4 Kg de C / ton cama aviário, que seria equivalente a 45,43 kg  $CO_{2eq}$ .

Diante dos cálculos realizados e demonstrados pode-se resumir de forma representativa as emissões do descarte da cama de aviário *in natura* no solo (em  $KgCO_2 / \text{Ton CA}$ ), conforme apresentado na Tabela 18.

Tabela 18: Emissões referentes ao Cenário C1.

Fonte: Autor (2022).

Emissões Cenário C1 - Disposição <i>In Natura</i> no Solo		
	Kg $CO_2 / \text{Ton CA}$	%
<b>ARMAZENAMENTO DA CA</b>	0	0
<b>DIESEL PARA RETROSCAVADEIRA</b>	5,68	3,00E-03
<b>DIESEL PARA CAMINHÃO</b>	45,43	2,40E-02
<b>EMISSION DE <math>CO_2</math> para o ar</b>	187.326	99,97
<b>TOTAL</b>	187.377	100%

Ainda de modo a melhor compreender as emissões de GEE's a Tabela 19 evidencia as emissões em carbono equivalente ( $CO_{2eq}$ ) discriminando as emissões de  $CH_4$ ,  $N_2O_{(D)}$  e  $N_2O_{(I)}$  conforme calculado anteriormente.

Tabela 19: Emissões detalhadas referentes ao Cenário C1.

Fonte: Autor (2022).

Emissões Discriminadas do Cenário C1 - Disposição <i>In Natura</i> no Solo		
	KgCO <sub>2</sub> /Ton CA	%
ARMAZENAMENTO DA CA	0	0
DIESEL PARA RETROESCAVADEIRA	5,68	3,00E-03
DIESEL PARA CAMINHÃO	45,43	2,4E-02
EMISSÃO DE CO <sub>2eq</sub> => CH <sub>4</sub> para o ar	9,4E-03	5,01E-06
EMISSÃO DE CO <sub>2eq</sub> => N <sub>2</sub> O (D) para o ar	37.465	19,99
EMISSÃO DE CO <sub>2eq</sub> => N <sub>2</sub> O (I) para o ar	149.861	79,98
<b>TOTAL</b>	<b>187.377</b>	<b>100%</b>

Diante dos valores apresentados na Tabela 19 permite-se afirmar que a maior parte da emissão de GEE advém de óxidos de nitrogênio, diretas e indiretas, presentes em material nitrogenado da cama. E que apenas uma pequena parcela advém da queima de combustível necessário à sua movimentação e, também, da sua degradação anaeróbia (produção de metano). Ainda considerou-se que a fração lignocelulósica da cama não apresenta contribuição na emissão de CO<sub>2</sub>, ou seja, carbono neutro.

Como recomendação para mudar a situação atual (cenário C1) da indústria parceira neste estudo propõe-se a produção de biogás a partir da digestão anaeróbia da cama precedida ou não do pré-tratamento hidrotérmico conforme os cenários C2 e C3 e os dados primários obtidos por Paranhos (2021) e Oliveira (2022).

#### 4.1.2 Inventário da Cama de Frango Tratada por Biodigestão (C2)

Segundo Nielsen et al (2014), compostos perigosos e poluentes atmosféricos são introduzidos no meio ambiente por meio de processos de combustão e emissões difusas durante a produção e uso do biogás. A combustão do biogás resulta na oxidação e conversão de metano em dióxido de carbono. Outras emissões desse poluente estão relacionadas ao transporte e armazenamento de biomassa e ao uso do material digerido (digestato). No caso da combustão de biogás e emissão/digestão de biomassa, o CO<sub>2</sub> é considerado biogênico e é calculado como neutro em termos de impacto climático. Levando em consideração a redução de combustíveis fósseis, pode-se demonstrar que a

produção de biogás pode mitigar o impacto antropogênico do efeito estufa no meio ambiente em escala global.

O potencial energético das camas de frangos reutilizadas foi avaliado pelo processo de biodigestão anaeróbia em ensaio com operação batelada, avaliando as reduções nos teores de sólidos totais e voláteis e a produção de biogás (Ortolani et al, 1986). Além dos benefícios ambientais, os produtores que usam biodigestores pelo método de batelada em suas terras também produzem biogás e biofertilizante, o que torna sua utilização bem mais produtiva. O uso de digestores biológicos pode reduzir os custos de energia e fertilizantes na atividade agrícola. De fato, o aumento da população mundial exige que o setor agrícola aumente a produção de alimentos, o que acaba alavancando a aplicação de tal processo dentro da cadeia produtiva do setor em relação aos resíduos produzidos.

Paranhos (2021) demonstrou que, nas condições otimizadas, a queima do metano produzido pela digestão anaeróbia da cama de aviário resultou em geração de energia térmica capaz de substituir 53% de combustível sólido (lenha) adquirida pela empresa parceira para promover aquecimento térmico da granja típica. Dessa forma, percebe-se que a utilização do biogás *in loco* é energeticamente sustentável, restando conhecer a sustentabilidade ambiental desse processo.

Para o processo de digestão anaeróbia da cama de aviária seguiu-se o mesmo princípio adotado na utilização da cama de frango *in natura* (Cenário 1). Assim, estimaram-se as quantidades de  $\text{NH}_3$ ,  $\text{CH}_4$  e nitrogênio produzido pelo processo, identificando os resultados que o processo de biodigestão fornece para a cama de frango, para então obter tais dados.

Para o nitrogênio e a amônia, tem-se que o sistema de biodigestão irá gerar os mesmos valores no material orgânico em dissolução resultante do processo de disposição no solo. Para estes compostos, avaliou-se a quantidade de nitrogênio total produzida, visto que na literatura os valores são demonstrados por esta variável. Segundo Orrico, Orrico e Junior (2010), a quantidade média de nitrogênio contido na matéria orgânica em dissolução é, em média, de 2,12 g/100g. Diante dos cálculos realizados e demonstrados pode-se resumir de forma representativa as emissões da cama de aviário mediante o processo de digestão anaeróbia (em  $\text{KgCO}_2/\text{Ton CA}$ ) a partir da Tabela 20.

Diante da Tabela 20 veem-se diferentes emissões com origens distintas no processo como o óleo lubrificante que é utilizado na caldeira térmica no processo de

conversão do biogás em energia térmica, a utilização de diesel para aplicação (*spreading*) do digestato, a emissão de GEE a partir de óxidos de nitrogênio presentes em material nitrogenado da cama, a digestão anaeróbia que contribui pela queima do biogás, a emissão de nitrogênio que advém do que processo de armazenamento do digestato e as emissões causadas pela aplicação do digestato que se se referem à sua degradação no solo.

**Tabela 20: Emissões referentes ao Cenário C2 conforme Paranhos (2021).**

Fonte: Autor (2022).

<b>EMISSÕES CENÁRIO 2 - DIGESTÃO ANAERÓBIA DE CAMA DE AVIÁRIO MAIS ESTABILIZADA</b>		
	KgCO <sub>2</sub> /Ton CA	%
<b>ARMAZENAMENTO DE CA</b>	0	0,00
<b>DIGESTÃO ANAERÓBIA</b>	17,51	0,013
<b>CALDEIRA</b>	7,77	0,006
<b>INCINERAÇÃO DO ÓLEO LUBRIFICANTE</b>	2,46	0,002
<b>ARMAZENAMENTO DO DIGESTATO</b>	7,08	0,005
<b>DIESEL PARA APLICAÇÃO DO DIGESTATO</b>	1,15	0,001
<b>NITROGÊNIO (N, N<sub>2</sub>O, NO<sub>x</sub>, incluindo NO<sub>2</sub>)</b>	131194	99,95
<b>APLICAÇÃO DO DIGESTATO</b>	24,46	0,019
<b>TOTAL</b>	131.254	100%

A disposição de uma cama mais estabilizada que possui uma menor relação sólidos voláteis por sólidos totais (SV/ST) e conseqüente menor relação de carbono, retirada após 6 ciclos (CA-6U), resulta em menores emissões de GEE ao ser comparada com a disposição de uma cama mais fresca (CA-1U) e que possui maior conteúdo de carbono (maior relação SV/ST), principalmente devido a probabilidade dessas emissões terem ocorrido durante a fase de crescimento das aves no galpão (confinamento). Desta forma considerou-se as emissões da cama real (CA-6U), coletada na empresa parceira por condizer com a realidade do cenário avícola brasileiro, seguindo as recomendações do manual da Embrapa associadas à exequibilidade econômica e financeira dos produtores e conseqüente manutenção da atividade e crescimento da produção.

Os dados obtidos com a análise energética de Paranhos (2021) que utilizou cama aviária mais estabilizada (CA-6U), removida do processo produtivo da empresa parceira após seis ciclos de produção (Tabela 20) foram comparados com os resultados obtidos

por Oliveira (2022), que estudou uma cama sintética, mais fresca (CA-1U) e que simulava o resíduo que seria gerado após apenas um ciclo de produção.

Desta forma para a amostra estudada por Oliveira (2022), constituída de excretas de frango misturadas com palha de arroz na proporção de 5:1 (0,777 g SV / g Amostra), obteve-se um rendimento de metano de 270,5 NmL CH<sub>4</sub>. g SV<sup>-1</sup>. Isso resultaria em produção de energia de 6163,47 MJ/T de cama de aviário ao aplicar o rendimento da caldeira de 85%, valor este 485% maior que o obtido por Paranhos (2021). Com relação às emissões do processo de DA da CA estudada por Oliveira (2022) têm-se as emissões apresentadas na Tabela 21.

**Tabela 21: Emissões referentes ao Cenário C2 conforme Oliveira (2022).**

Fonte: Autor (2022).

<b>EMISSÕES CENÁRIO 2 - DIGESTÃO ANAERÓBIA DE CAMA DE AVIÁRIO MAIS FRESCA</b>		
	<b>KgCO<sub>2</sub>/Ton CA</b>	<b>%</b>
<b>ARMAZENAMENTO DE CA</b>	0	0
<b>DIGESTÃO ANAERÓBIA</b>	85,01	0,06
<b>CALDEIRA</b>	37,74	0,03
<b>INCINERAÇÃO DO ÓLEO LUBRIFICANTE</b>	11,97	0,009
<b>ARMAZENAMENTO DO DIGESTADO</b>	6,5	0,005
<b>DIESEL PARA APLICAÇÃO DO DIGESTADO</b>	1,15	0,0009
<b>NITROGÊNIO (N, N<sub>2</sub>O, NO<sub>x</sub>, incluindo NO<sub>2</sub>)</b>	131194	99,87
<b>APLICAÇÃO DO DIGESTADO</b>	22,46	0,02
<b>TOTAL</b>	<b>131.358</b>	<b>100%</b>

De modo comparativo entre os dados apresentados nas Tabelas 20 e 21 vê-se que as principais emissões GEE da digestão anaeróbia da cama estabilizada (CA-6U) se referem à digestão anaeróbia, ao nitrogênio e ao armazenamento e aplicação do digestato devida à baixa relação de carbono presente na cama. Por outro lado, têm-se a cama fresca (CA-1U) que possui como principais emissões a digestão anaeróbia, a caldeira e a incineração do óleo lubrificante tendo em vista que a relação de carbono do material presente na cama é bem maior o que eleva a produção de energia térmica e metano.

Em relação ao biogás produzido, tem-se que duas possibilidades aparecem para sua destinação: i) sua queima em um flare (transformando o CH<sub>4</sub> em CO<sub>2</sub>, diminuindo seu impacto no efeito estufa); ii) utilização do mesmo para geração de energia térmica na planta de criação de frangos. Assim, dentro da visão de minimização de emissões de

carbono na atmosfera, tem-se que o aproveitamento do biogás na geração de energia térmica para aquecimento dos galpões de frango se mostrou como a melhor alternativa, visto que o rendimento do mesmo proporciona uma economia de custos e de energia na realização das diversas atividades de criação dos frangos. Segundo Fernandes (2022) produzir metano para produzir eletricidade não faz muito sentido em termos de impacto ambiental uma vez que a nossa matriz de geração hidroelétrica resultaria em menor emissão de GEEs do que a co-digestão de biomassa para a geração de energia elétrica.

Em relação às emissões de GEEs a aplicação da digestão anaeróbia da cama de aviário em comparação com a sua disposição *in natura* no solo resulta em redução de 30% nas emissões (em KgCO<sub>2</sub>/Ton CA).

Assim percebe-se que a utilização do biogás como fonte de energia térmica para utilização nos galpões das granjas teria impactos positivos do ponto de vista ambiental por levar à menor emissão de gases de efeito estufa.

#### **4.1.3 Inventário da Cama de Frango Tratada Termicamente Antes da Biodigestão (C3)**

Conforme cenário C3 (Fig. 12), antes da realização do processo de biodigestão da cama de aviário foi adotado o pré-tratamento hidrotérmico da cama de aviário, ao qual demandou consumo energético. Desta forma com relação à energia necessária para a realização do pré-tratamento Paranhos (2021) obteve o consumo de 58 MJ.T<sup>-1</sup> de cama de aviário a partir do resíduo pré-tratado hidrotermicamente a 80°C (PTH80\_1S) chegando à produção de 168,61m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub>/ T de CA na digestão em único estágio.

Admitindo o poder calorífico inferior do metano em 34,5 MJ/Nm<sup>3</sup>CH<sub>4</sub> e considerando os dados experimentais (517,9 NmL CH<sub>4</sub>. g SV<sup>-1</sup> e 0,383 g SV / g amostra cama aviário) estima-se uma produção de energia de 6843,42 MJ / T de cama de aviário. Desta forma, ao aplicar o rendimento da caldeira de 85% tem-se que a energia produzida pela digestão anaeróbia da cama de frango pré- tratada termicamente seria de 5816,91 MJ/T de cama de aviário.

Diante dos cálculos realizados e demonstrados pode-se resumir de forma representativa as emissões da cama de aviário mediante o processo de digestão anaeróbia (em KgCO<sub>2</sub>/Ton CA), segundo Paranhos (2021), a partir da Tabela 22.

Tabela 22: Emissões referentes ao Cenário C3 conforme Paranhos (2021).

Fonte: Autor (2022).

EMISSÕES CENÁRIO 3 - DIGESTÃO ANAERÓBIA A PARTIR DE CAMA PRÉ-TRATADA		
	KgCO <sub>2</sub> /Ton CA	%
ARMAZENAMENTO DE CA	0	0
DIGESTÃO ANAERÓBIA	80,23	0,06
CALDEIRA	64,59	0,05
INCINERAÇÃO DO ÓLEO LUBRIFICANTE	11,3	0,009
ARMAZENAMENTO DO DIGESTATO	5,76	0,004
DIESEL PARA APLICAÇÃO DO DIGESTATO	1,01	0,04
NITROGÊNIO (N, N <sub>2</sub> O, NO <sub>x</sub> , incluindo NO <sub>2</sub> )	131194	99,85
ENERGIA GASTA NO PTH	5,03	0,004
APLICAÇÃO DO DIGESTATO	19,89	0,0008
<b>TOTAL</b>	<b>131.381</b>	<b>100%</b>

Ao comparar a produção energética obtida com a literatura, Paranhos (2021) afirma ainda que a diferença de rendimento pode ser atribuída ao tipo de resíduo utilizado e ao tipo de composição da biomassa lignocelulósica, pois o resíduo aviário utilizado é composto de palha de arroz moída e excretas de aves (CMP), e seu componente orgânico mais biodegradável é degradado no período em que o resíduo permanece nos galpões de criação, ou seja, na fase de produção dos frangos.

Para fins comparativos, ao realizar os mesmos cálculos a partir dos dados da amostra de resíduo de produção avícola pré-tratada termicamente conforme Oliveira (2022) obteve-se um rendimento de CH<sub>4</sub> de 517,86 NmL CH<sub>4</sub>. g SV<sup>-1</sup> sendo a produção de energia estimada em 11799,7 MJ/T de cama de aviário, valor este 203% maior que o obtido por Paranhos (2021). Já com relação às emissões do processo de DA pré-tratada termicamente têm-se as seguintes emissões, conforme Tabela 23.

Tabela 23: Emissões referentes ao Cenário C3 conforme Oliveira (2022). Fonte: Autor (2022).

EMISSÕES CENÁRIO 3 - DIGESTÃO ANAERÓBIA COM PTH		
	KgCO <sub>2</sub> /Ton CA	%
ARMAZENAMENTO DE CA	0	0
DIGESTÃO ANAERÓBIA	162,75	0,12
CALDEIRA	131,02	0,1
INCINERAÇÃO DO ÓLEO LUBRIFICANTE	22,92	0,02
ARMAZENAMENTO DO DIGESTADO	5,05	0,004
DIESEL PARA APLICAÇÃO DO DIGESTADO	1,01	0,001
NITROGÊNIO (N, N <sub>2</sub> O, NO <sub>x</sub> , incluindo NO <sub>2</sub> )	131.194	99,7
APLICAÇÃO DO DIGESTADO	17,43	0,01
ENERGIA GASTA NO PTH	58,12	0,04
<b>TOTAL</b>	<b>131.592</b>	<b>100%</b>

Se tratando de eficiência energética pode-se ainda comparar os cenários C2 e C3 com a energia térmica produzida pela lenha, que consiste no combustível utilizado atualmente pela empresa parceira. Desta forma segundo Sganzerla (1983), 1 m<sup>3</sup> de biogás equivale energeticamente a 1,52 kg de lenha e ainda, de acordo com o Centro de Tecnologias do Gás e Energias Renováveis (2014), 1m<sup>3</sup> de lenha corresponde a 340kg de lenha seca. Desta forma diante dos dados fornecidos pela empresa parceira, conforme ANEXO II, em que têm-se a produção de 54 toneladas de resíduo de cama, a aquisição de 35m<sup>3</sup> de lenha por ciclo produtivo para o conforto térmico das aves nos galpões e considerando o poder calorífico inferior da lenha seca ao ar em 12 MJ/Nm<sup>3</sup>, tem-se que para cada tonelada de cama gerada são necessários 0,648 m<sup>3</sup> de lenha o que equivale-se a 2643,8 MJ para conforto térmico dos frangos.

Portanto, a partir da análise da amostra de Paranhos (2021) constata-se que a produção energética gerada pelo resíduo da produção avícola pré-tratado hidrotermicamente da empresa parceira é 2,2 vezes maior que a energia gerada pela combustão da lenha utilizada para o conforto térmico das aves nos galpões por ciclo de produção, levando a um excedente de 3173,07MJ/Ton de cama de aviário (120,02%) de energia térmica. Por outro lado, no cenário similar sem o uso do pré-tratamento à 80°C (CMP\_1S), o teor energético obtido a partir da digestão anaeróbia é capaz de suprir apenas 48% da energia gasta com lenha.

A partir das condições e características da amostra de resíduo de produção avícola segundo Oliveira (2022) a produção energética é 4,4 vezes maior que a energia gerada pela combustão da lenha, acarretando um excedente de 9.155,86 MJ/Ton de cama de aviário (346,31%). No cenário sem o uso do pré-tratamento à 80°C (CMP\_1S), o teor energético obtido a partir da digestão anaeróbia supre a energia gerada pela combustão da lenha, mas gera-se um excedente menor de energia ao se comparar com o cenário de pré-tratamento hidrotérmico da cama (133,12%).

Assim vê-se que os resultados corroboram com Bruinsma (2015), ao afirmar que a utilização do tratamento térmico da cama de frango anteriormente ao processo de biodigestão torna a proporção de metano produzida dentro do biogás em 4 vezes maior do que a quantidade dos demais compostos, onde para o material orgânico em dissolução não se observou variações significativas em relação ao processo de biodigestão sem o tratamento térmico inicial.

Com relação às emissões, consideram-se os mesmos resultados do processo simulado no item 4.1.2, assim conforme Bruinsma (2015) refez-se a relação de metano e

demais componentes do biogás para obter o novo percentual de metano obtido diante da energia aplicada no tratamento térmico da água utilizada no processo. Assim conforme os cálculos seguindo a metodologia cada tonelada da cama de frango utilizada gerou uma massa de  $168,61\text{m}^3$  de biogás composto por 65% de metano, já descontadas as perdas de 3% de metano adotada no trabalho através de Evalengisti et al (2014) após o processo de digestão anaeróbia antecedida pelo tratamento hidrotérmico.

Paranhos et al (2021) também calculou os valores de emissão de  $\text{CO}_2$  equivalente seguindo a metodologia da Agência de Proteção Ambiental dos EUA, obtendo os respectivos resultados a partir do biogás de 0,638 e 0,339  $\text{kg CO}_2\text{eq. kg de frango vivo}^{-1}$  para lenha e energia térmica. Adotando os mesmos princípios para a unidade funcional de cama de adotada e considerando a produção média de cama de frango por ave durante a criação tem-se a partir do biogás 1658,8 e 881,4  $\text{kg CO}_2\text{eq. Ton de cama de frango}$ .

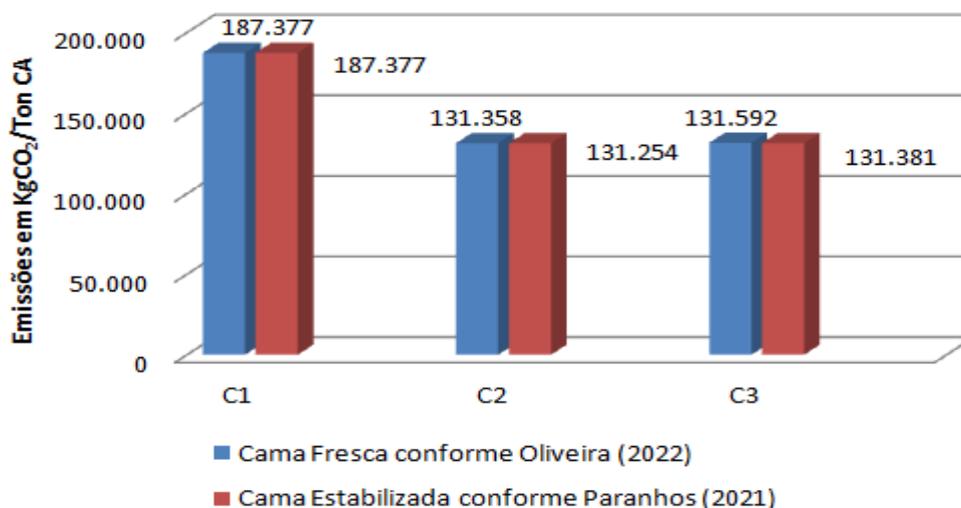
Isso mostra que o biogás obtido com o SS-AD pode reduzir as emissões de gases de efeito estufa em 46,9%, além de reduzir o impacto energético e ambiental no processo de produção de aves. Por outro lado, o principal consumo de energia da avicultura está relacionado aos sistemas de aquecimento, ventilação, distribuição de ração e ar condicionado. A quantificação de seu consumo de energia é muito complicada, pois esses sistemas não são homogêneos e variam com a tecnologia aplicada, as características de produção da fazenda e as condições climáticas locais (Mattioli et al., 2018).

Consequentemente, autores como Arroyo-Pitacua et al. (2015) e Mattioli et al. (2018) estimaram que 9,3 e 37,5 MJ, respectivamente, são necessários para produzir 1 kg de frango vivo. Segundo esses autores, o sistema experimental desenvolvido por Paranhos et al (2021) no processo SS-AD com SM-EA é capaz de fornecer entre 7,1 a 25,2% da energia total utilizada na produção de frangos de corte em países como Brasil ou México.

Assim diante da Figura 15 vê-se a comparação das emissões de GEE's da cama de aviário a partir dos três cenários propostos (C1, C2 e C3), para as diferentes amostras de camas, fresca (Oliveira (2022)) e real após seis ciclos (Paranhos (2021)).

**Figura 15: Comparativo das emissões de GEE's entre os cenários propostos.**

Fonte: Autor (2022).



Perante a análise da Figura 15 vê-se que para o cenário 1 adotou-se a mesma emissão total de GEE, devido ao banco de dados da Ecoinvent não possuir parâmetros que distinguem cama fresca (CA-1U) de cama estabilizada (CA-6U). Nos cenários 2 e 3 tem-se que as emissões totais são maiores para a cama fresca devido à maior relação de carbono e produção de metano pela digestão anaeróbia do que a cama estabilizada, devido à ocorrência de emissões fugitivas no galpão de criação desconsideradas neste estudo. Também foram desconsideradas as condições construtivas do reator.

Para o cenário 3 têm-se o incremento da energia necessária para o tratamento térmico que antecede a DA e que se soma as demais emissões, totalizando maiores emissões tanto para a cama fresca quanto para a estabilizada quando comparadas ao cenário 2. Devido ao fato de o tratamento térmico utilizar o próprio biogás produzido não se computou o seu uso, pois caso fosse utilizado outro tipo de combustível as emissões seriam ainda maiores.

Têm-se ainda que considerou-se a redução da emissão de nitrogênio devido a DA, sendo o lodo desconsiderado. Além disso, para a Ecoinvent considera-se a conservação do nitrogênio que se mantém no digestato.

#### **4.2 Impacto do Armazenamento e Tratamento de Matéria-Prima e Digestato**

De fato, o impacto de uma usina de biogás na emissão de GEE é fortemente influenciado pelo armazenamento de matéria-prima. A maior parte do N<sub>2</sub>O pode ser

diminuída quando um armazenamento fechado é usado para estrume e alimentação do processo de digestão anaeróbia, precedida ou não de tratamento térmico (Boulamanti, 2013).

Beylot et al (2015) em estudo de digestão anaeróbia e planta de tratamento de resíduos identificou quatro condições para a operação do processo, que influenciam muito o impacto de toda a planta. São elas: (I) as características de degradação da fração fermentescível; (II) a eficiência de coleta de fluxos de gás liberados por operações biológicas; (III) a eficácia do abatimento dos poluentes coletados; e (IV) taxa de emissão de  $\text{NO}_x$  da combustão do biogás. Desta forma verifica-se, conforme Fernandes (2022), que a etapa de armazenamento do digestato leva a um aumento das emissões de GEE's devido a DA da cama de aviário.

No caso de aplicação do digestato armazenado como fertilizante no solo, a partir do cenário 2 proposto, as emissões evitadas foram calculadas como sendo -34% e -31% para as camas de aviário retirada após 6 ciclos (Paranhos, 2021) e fresca (Oliveira, 2022), respectivamente. Já para o cenário C3, em que se realizou o pré-tratamento térmico previamente à digestão anaeróbia, a redução seria de -27% e -24% para as camas de aviário investigadas por Paranhos (2021) e Oliveira (2022), respectivamente.

O projeto e o gerenciamento adequados das unidades de armazenamento de matéria-prima e digestato também são importantes para mitigar os efeitos do odor da planta. A hidrólise hidrotermal fechada tem um efeito positivo no controle global do odor fugitivo durante o processo de DA, por outro lado, as emissões fugitivas finais e o pré-tratamento aparentemente aberto durante o processo de alta temperatura podem ser a principal fonte de odor (LIU et al, 2013).

Em conclusão, o armazenamento hermético irá evitar as emissões fugitivas de gases de efeito estufa e amônia correspondentes, mas não evita a sua formação. Desta forma, deve-se minimizar o armazenamento do digestato, caso contrário deve-se evitar vazamentos e usar tanques fechados para reduzir o impacto do aquecimento global na DA e nos processos de conversão energética. Como opção para se alcançar a minimização da formação de óxidos de nitrogênio e amônia recomenda-se a aplicação do digestato à medida que ele for gerado pela digestão anaeróbia.

Por fim outra opção seria refrigerar o digestato durante seu armazenamento, o que teria obviamente um custo energético e contribuiria para maiores emissões de GEEs.

### **4.3 Impacto do Uso Final do Digestato**

O uso de subprodutos agrícolas e pecuários como corretivos do solo e fertilizantes é uma maneira sustentável de reduzir a produção, transporte e uso de produtos químicos sintéticos. Tal prática pode resultar na redução de gases de efeito estufa na forma de ‘emissões evitadas’, que seriam geradas nos processos de produção dos fertilizantes sintéticos. No entanto, espalhar biomassa não tratada no solo às vezes significa impacto negativo ao meio ambiente, seja pela liberação para a atmosfera de produtos químicos como o metano, óxido nitroso, amônia e hidrocarbonetos voláteis; seja pela contaminação de água superficial e subterrânea devido à lixiviação de compostos não absorvidos pelas plantas/culturas vegetais.

Como visto no capítulo de Revisão, a digestão anaeróbia de resíduos ou subprodutos da agropecuária seguido do uso do digestato como biofertilizante é uma prática comum associada à produção de biogás. Segundo Moller et al (2015), o impacto imediato da digestão anaeróbia na fertilidade do solo e a sustentabilidade a longo prazo dos impactos ambientais no campo é irrelevante, sendo as questões mais relevantes relacionadas a possíveis mudanças nos regimes de cultivo. Ainda segundo Moller et al (2015) as principais consequências diretas da digestão anaeróbia são os efeitos de curto prazo sobre a atividade microbiana do solo e as mudanças nas comunidades microbianas do solo. Considerando a qualidade do solo, o digestato é muito mais inerte à atmosfera e aos agentes biológicos do que a própria biomassa, e esta propriedade resulta em menor índice de degradação da matéria orgânica. De fato, partes instáveis da biomassa original, como carboidratos, degradam-se rapidamente, o que pode resultar em emissões não controladas de gases de efeito estufa. De fato, o digestato pode dar origem a taxas de emissão significativas para a atmosfera de  $N_2O$  e  $CH_4$  resultantes da degradação anaeróbia da matéria orgânica no solo (Moller et al, 2015).

### **4.4 Eficiência do Processo de Descarbonização nos Cenários Propostos**

O processo de digestão anaeróbia da cama de aviário precedida ou não de tratamento térmico (Cenários C2 e C3) contribui significativamente para diminuir as emissões de gases de efeito estufa quando comparado com a disposição *in natura* no solo (Cenário C1). No entanto, deve-se atentar para as emissões indesejadas de metano e óxido nitroso ( $N_2O$ ) no armazenamento do digestato e biomassa. Os balanços de

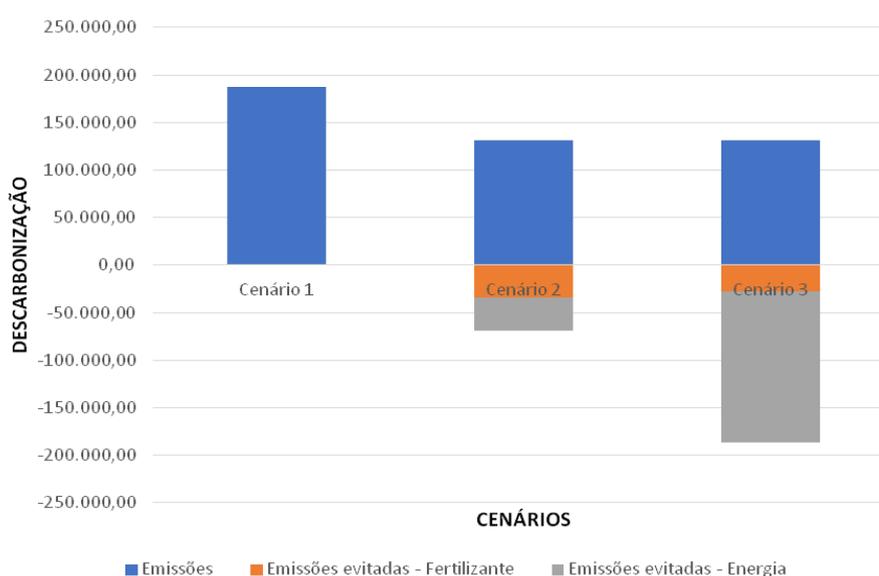
emissão dos dois compostos são pouco relacionados à liberação direta da combustão de biogás/biometano, enquanto o armazenamento de biomassa e o gerenciamento do digestato são as etapas críticas.

Considerações semelhantes precisam ser aplicadas à amônia, desconsiderada neste estudo devido ao fato de o IPCC não caracterizá-la como GEE. Contudo é necessário o aprofundamento de estudos para que se possa reduzir seu impacto na formação de aerossóis secundários, de forma que o armazenamento eficiente de biomassa e digestato devem sempre ser recomendados.

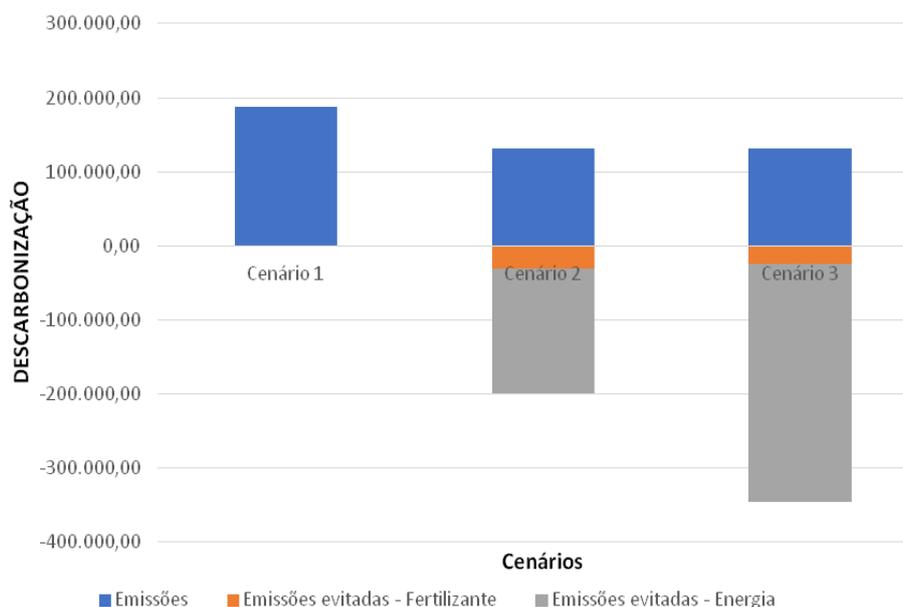
Diante do processo de recuperação energética a partir dos cenários C2 e C3 em relação ao cenário C1 - que possui emissões elevadas devido ao descarte *in natura* da cama no solo - verifica-se que o processo de descarbonização da cama de aviário perante a quantificação das emissões de GEE's, à remoção de fertilizante e à remoção de energia, demonstra a eficiência energética/ambiental dos cenários C2 e C3 em relação ao C1.

Pode-se afirmar também que o cenário C1 acarreta elevadas emissões de GEE's e perdas econômicas devido aos custos de energia e fertilizantes considerando os dados da Figura 16 - obtida a partir das condições experimentais de Paranhos (2021), e da Figura 17, obtida a partir das condições experimentais de Oliveira (2022). Assim, demonstra-se a vantagem ambiental de se realizar a digestão anaeróbica da cama de aviário em relação ao seu descarte no solo de modo *in natura*.

**Figura 16: Descarbonização da cama de aviário a partir da amostra analisada por Paranhos (2021). Fonte: Autor (2022).**



**Figura 17: Descarbonização da cama de aviário a partir da amostra analisada por Oliveira (2022). Fonte: Autor (2022).**



Ao realizar-se uma análise comparativa entre os dados obtidos das amostras analisadas por Paranhos (2021) e Oliveira (2022) tem-se que a amostra de cama de aviário mais fresca, por integrar apenas um ciclo produtivo (conforme Oliveira (2022)) precedida ou não de tratamento térmico eleva a produção energética, porém acarreta um acréscimo nas emissões de GEE's ao ser comparada com as emissões apresentadas por uma cama mais madura (conforme Paranhos (2021)), que integrou seis ciclos produtivos e seria mais condizente com a realidade do cenário avícola brasileiro. Portanto verifica-se que a digestão anaeróbia da cama *in natura* (sem pré-tratamento térmico) é melhor, do ponto de vista econômico e ambiental (emissões GEE), para a cama estabilizada (6 ciclos) do que para a cama fresca (1 ciclo).

Considerando as consequências da disseminação do digestato na qualidade do solo, mais estudos são necessários para avaliar completamente o impacto em longo prazo. Em médio e curto prazo, o digestato parece ser preferível para disposição no solo em comparação com ao resíduo não tratado (cama *in natura*). O tratamento anaeróbio da cama de aviário precedida ou não de tratamento térmico, em relação à disposição *in natura*, melhora a qualidade do ar e reduz as emissões de GEE. No entanto, as perdas fugitivas de metano no armazenamento do digestato afetam a exequibilidade de todo o processo.

Avaliando a questão financeira verifica-se que a venda de créditos de carbono e mecanismos de desenvolvimento limpo (MDL) são alternativas viáveis de se buscar um equilíbrio econômico. Assim, o sistema produtivo da empresa parceira torna-se uma ferramenta de compensação das emissões de gases de efeito estufa, melhor compreendida a partir do processo de obtenção da digestão biológica e geração de energia térmica.

Os créditos de carbono são gerados quando a atividade de uma empresa apresenta uma emissão menor de gases poluentes, quando comparada com a atuação de outra empresa já estabelecida no mercado, tendo cada unidade de crédito de carbono equivalência a 1 tonelada de CO<sub>2</sub>. Portanto, os créditos de carbono são gerados visto que o processo da empresa parceira apresenta menores emissões de poluentes, em comparação com o desempenho de outra empresa também consolidada no mercado, ou seja, que atua na forma *business as usual*. Isso proporciona maior visibilidade e ganho de mercado para a empresa parceira.

Embora ainda carente de regulamentação, o mercado de crédito de carbono inclui quaisquer transações comerciais, que pode ser institucional, organizada na forma de um mercado de balcão ou por empresas privadas de varejo (Lorenzoni, 2009). Dessa forma, empresas poluidoras podem obter reduções certificadas de emissão (RCE's) em bolsas de valores ou diretamente de empresas e *startups*, mais especificamente, toneladas de carbono não emitido por meio de contratos de transferência de RCE's.

Para o Brasil, o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo possui maior relevância por ser o único mecanismo em que os países em desenvolvimento podem participar da contabilização das reduções de emissões de GEE's assumidas pelos países desenvolvidos (Lorenzoni, 2009). Esse mecanismo é uma forma auxiliar de atingir as metas de redução das emissões de GEE's. Cada tonelada de carbono que os países em desenvolvimento reduzem ou retiram da atmosfera pode ser negociada com os países com metas de redução de emissões, criando uma nova meta e proporciona a atratividade da redução das emissões globais (Sister, 2008).

Assim, todo projeto de MDL deve cumprir as normas contidas nos Acordos de Marrakech e outras decisões tomadas no âmbito da COP/MOP (Casara, 2009). Portanto, as RCE's são emitidas após a conclusão das seguintes fases: (I) Preparação dos documentos de concepção do projeto; (II) Validação; (III) Aprovação; (IV) Registro; (V) Monitoramento; (VI) Validação/certificação, sendo a sétima etapa a emissão das RCE's.

Assim realizar a digestão anaeróbia da cama de aviário precedida ou não de PTH caracteriza-se como um projeto de MDL por ser um projeto de sumidouro de GEE's e redução de emissões. No entanto, vê-se a importância de sua implantação ao levar à redução do nível de emissão de gases de efeito estufa durante o processo produtivo e à fixação (remoção) desses gases da atmosfera (Seiffert, 2009). Isso é verificado ao se comparar e analisar as tecnologias mais recentes de projetos semelhantes na indústria, ou seja, se o processo fosse realizado de forma tradicional.

Portanto, para as empresas parceiras, a circulação das reduções certificadas de emissões pode ser no chamado "mercado *spot* de carbono primário" após sua emissão e antes da distribuição pelo comitê executivo, ou após sua distribuição, na forma de "mercado *spot* secundário". As transações de compromisso de crédito de carbono também podem ser conduzidas antes ou durante o ciclo do projeto de MDL para formar o chamado mercado futuro para reduções de emissões não certificadas (Sabbag, 2009).

Conforme mencionado anteriormente, existem várias maneiras de comercializar créditos de carbono. Porém, o mais comum é usar uma bolsa de valores. No Brasil, a Bolsa de Valores B3 – antiga BOVESPA - coordena o banco de projetos de MDL que foi verificado pela Entidade Operacional Designada (EOD) e tem uma boa expectativa de gerar créditos de carbono no futuro, e sua parte conceitual do projeto estruturado leva as empresas parceiras a reduzir emissões e a expandir seus horizontes mercado com o comércio de carbono (Limiro, 2009).

Desta forma, promove-se o mercado de créditos de carbono e a possibilidade de incentivos fiscais com base na classificação de *commodities* com base na legislação e doutrina nacionais. De acordo com a conclusão de Sister (2008), as RCE's não têm direitos tangíveis, mas possuem valor econômico, de acordo com o significado de bens intangíveis. Porém, há quem discorde desta classificação e tente defini-la como "serviço", "valor mobiliário" ou então "*commodity* ambiental".

Em decorrência da Circular BACEN nº 3.291/05, foi reforçada a definição da natureza jurídica da RCE como serviço, sendo que o edital estipula claramente o código para operações de câmbio relacionadas às operações do mercado de carbono, sendo sua natureza classificada como "Serviços Diversos- Créditos de carbono "29 / (NR) 45500 (Plaza; Santos, 2009). Nesse contexto, a concessão de incentivos financeiros ao mercado de crédito de carbono não difere de um conjunto de normas constitucionais por sua potencial capacidade de estimular a proteção ambiental e o desenvolvimento de negócios e atividade econômica de forma sustentável. Assim, a empresa parceira atuará

no mercado respeitando todos os princípios legais tendo uma receita extra associada ao seu processo produtivo a partir da redução de emissões de GEE's.

## 4.5 Potenciais de Acidificação e Eutrofização

### 4.5.1 Resultados do Potencial de Eutrofização

O aumento excessivo do aporte de nutrientes em corpos d'água, provocado pela emissão de nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_x$ ) e compostos fosfatados ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), afetam o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos (Boer, 2003). Estas moléculas com diferentes potenciais de eutrofização são colocadas em uma base comum em massa de  $\text{PO}_4^{3-}$  equivalente ( $\text{Kg PO}_4^{3-}$  eq) (Guinée et al., 2002).

O cálculo das emissões de N e P foram estimadas neste trabalho considerando a composição do digestato determinada a partir da amostra de cama real conforme Paranhos (2021). Para o Cenário base (C1) foram considerados os resultados de um estudo brasileiro citado por Botega (2019), onde se verifica na Tabela 24 que a cama de frango apresenta composição de certa forma similar à cama de suínos, exceto para o fósforo (P), além da massa de amônia obtida no cálculo realizado para quantificação dos GEE's.

**Tabela 24: Conteúdo médio (% em massa) de nutrientes (NPK) da cama de suínos e de frangos.**

Fonte: BOTEGA (2019).

Materiais	N	P	K	Ca	Mg	S	M.O.	pH
	(g/100g)						%	
Cama de Suínos	2,96	4,00	3,75	2,20	0,69	0,62	57,4	7,4
Cama de Frango	3,00	2,40	3,65	2,30	0,73	0,62	65,5	8,2

Esses dados foram utilizados tendo-se em vista que a maioria dos países que compõem o continente africano apresentam similaridades com o Brasil. Outro ponto em comum são as enormes faixas de clima tropical recoberta por vegetações esparsas, conhecidas como Savanas, na África, e Cerrado, no Brasil.

Desta forma, considerando o valor de conversão em fósforo equivalente para o nitrogênio (N) ( $0,42 \text{ Kg}_{\text{eq}} \text{ PO}_4$  ( $\text{PE}_i = 0,42 \text{ kg PO}_4^{3-} \text{ eq/kg de emissão}$ )), fósforo (P) ( $3,07 \text{ Kg}_{\text{eq}} \text{ PO}_4^{3-}$  ( $\text{PE}_i = 3,07 \text{ kg PO}_4^{3-} \text{ eq/kg de emissão}$ )), íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) ( $0,33 \text{ Kg}_{\text{eq}} \text{ PO}_4^{3-}$

( $PE_i = 0,33 \text{ kg PO}_4^{3-} \text{ eq/kg de emissão}$ )), e aplicando a Equação 3, tem-se as emissões apresentadas na Tabela 25.

**Tabela 25: Emissões equivalentes do potencial de eutrofização em ( $\text{PO}_4^{3-} \text{ eq Kg}^{-1}$ ).**

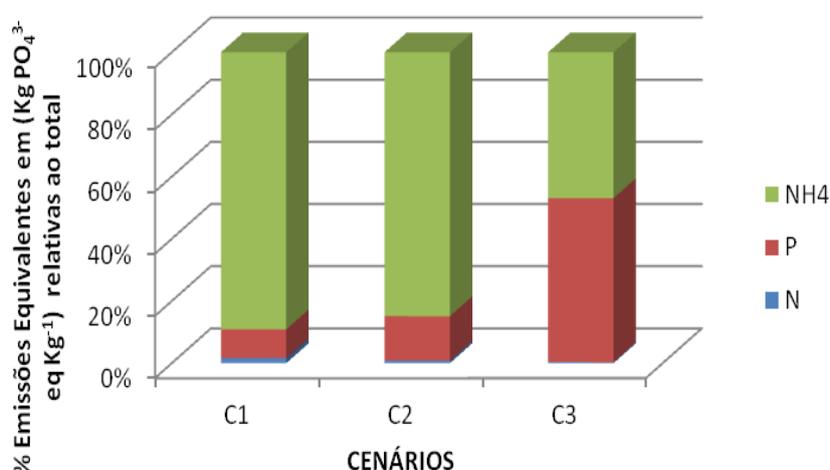
Fonte: Autor (2022).

CENÁRIOS	EMISSÕES POR ELEMENTOS	EMISSÕES EQUIVALENTES EM ( $\text{Kg PO}_4^{3-} \text{ eq Kg}^{-1}$ )	EMISSÕES TOTAIS EQUIVALENTES NOS CENÁRIOS
C1	30 Kg N / Ton CA	12,6 Kg eq $\text{PO}_4^{3-}$ / Ton CA	$PE = \sum PE_i \times m_i$ $PE_{\text{Total eq}} = \sum PE$ <b><math>PE_{\text{Total eq}} = 794,64 \text{ Kg eq PO}_4^{3-} / \text{Ton CA}</math></b>
	24 Kg P / Ton CA	73,68 Kg eq $\text{PO}_4^{3-}$ / Ton CA	
	2109,59 Kg $\text{NH}_3$ /Ton CA	708,36 Kg eq $\text{PO}_4^{3-}$ / Ton CA	
C2	0,261 Kg N / Ton CA	0,11 Kg eq $\text{PO}_4^{3-}$ / Ton CA	$PE = \sum PE_i \times m_i$ $PE_{\text{Total eq}} = \sum PE$ <b><math>PE_{\text{Total eq}} = 13,641 \text{ Kg eq PO}_4^{3-} / \text{Ton CA}</math></b>
	0,636 Kg P / Ton CA	1,95 Kg eq $\text{PO}_4^{3-}$ / Ton CA	
	35,094 Kg $\text{NH}_4$ /Ton CA	11,581 Kg eq $\text{PO}_4^{3-}$ / Ton CA	
C3	0,0571 Kg N/Ton CA	0,024 Kg eq $\text{PO}_4^{3-}$ / Ton CA	$PE = \sum PE_i \times m_i$ $PE_{\text{Total eq}} = \sum PE$ <b><math>PE_{\text{Total eq}} = 7,493 \text{ Kg eq PO}_4^{3-} / \text{Ton CA}</math></b>
	1,288 Kg P / Ton CA	3,954 Kg eq $\text{PO}_4^{3-}$ / Ton CA	
	10,651 Kg $\text{NH}_4$ /Ton CA	3,515 Kg eq $\text{PO}_4^{3-}$ / Ton CA	

Diante dos resultados obtidos tem-se que o potencial de eutrofização dos cenários C2 e C3 são extremamente reduzidos, ao compararmos com o cenário de disposição da cama de aviário no solo (C1), representando 98,3% e 99,1% respectivamente, de redução no potencial de eutrofização, ou seja, quase a totalidade. Pelo exposto, os dados apresentados na Tabela 18 indicam viabilidade da realização do tratamento por digestão anaeróbia da cama de aviário a partir da análise dos dados obtidos por Paranhos (2021) para se neutralizar o potencial de eutrofização.

A partir da análise da Figura 18 tem-se que a emissão/formação de amônia é predominante em todos os cenários propostos neste estudo. O cenário 2, em que se realizou a digestão anaeróbia da cama in natura (sem seu tratamento térmico), possui emissão de amônia relativamente menor á disposição no solo (cenário C1).

**Figura 18: Emissões equivalentes do potencial de eutrofização nos cenários propostos em relação ao total de emissões em porcentagem. Fonte: Autor (2022).**



Este resultado está de acordo com os observados por Oliveira (2005) que constatou que o teor de umidade da cama desempenha um importante papel na liberação de amônia. Isso se dá pelo fato de que o desenvolvimento das bactérias produtoras de amônia, ou seja, do processo de amonificação, estar diretamente relacionado ao aumento da umidade da cama no tratamento térmico devido à adição de água - quanto maior a umidade da cama, maior o desenvolvimento das bactérias que degradam proteínas em amônia, contribuindo assim para sua liberação. Assim vê-se que com o pré-tratamento térmico da cama no cenário 3 contribuiu para a diminuição da solubilidade dos gases, tais quais a amônia, no líquido. Ou seja, poderia haver perda de amônia para a fase gasosa durante o tratamento térmico caso o pH do meio favoreça a predominância da forma NH<sub>3</sub>.

Diante da maior proporção de fósforo tem-se que os resultados concordam com Giroto (2003) que analisou a disponibilidade de nutrientes pelo processo de reutilização da cama de aviário. O autor afirma que quanto maior o grau de reutilização, maior será a concentração dos macrominerais como o fósforo. Dessa forma, a reutilização da cama de aviário demonstra ser um processo acumulativo de fósforo devido ao acúmulo de excretas e restos alimentares das aves na cama ao longo dos ciclos, resultado esse que corrobora com os observados por Avila (2007) com a reutilização de cama de aviário em até seis ciclos produtivos.

Quanto ao teor de nitrogênio os resultados também coincidiram com os resultados encontrados por Giroto (2003) e por Avila (2007), que apresentam aumento

no decorrer da reutilização da cama de aviário, apesar de que, este aumento não seja expressivo.

#### 4.5.2 Resultados do Potencial de Acidificação

Apesar de a intensificação da produção avícola ter um papel importante em escala global, devido à sua influência na categoria de potencial de aquecimento global (mudanças climáticas), a produção avícola é responsável também por outros não menos importantes impactos ambientais, como a eutrofização - apresentada no item anterior - e a acidificação do solo. Estes, em perspectiva local, estão positivamente associadas ao grau de intensificação da produção (Bava et al., 2014; Nguyen et al., 2013).

Contudo, embora os dejetos sejam uma importante fonte de emissão (Castanheira, 2008), a cama de aviário sobre o solo resulta em menor potencial de acidificação (e aquecimento global, demanda de energia, uso da terra e eutrofização) do que quando comparado à aplicação de fertilizante sintético (Dolman et al., 2014).

Entre os estudos realizados sobre o tema, o trabalho que encontrou o maior potencial de acidificação foi conduzido na Itália (25,6g SO<sub>2eq</sub>/kg), onde o SO<sub>2</sub> (gás ácido) do armazenamento de dejetos e elementos da avicultura revelou-se o principal elemento emissor (Guerci et al., 2013).

No Brasil foram encontrados dados de emissões em um sistema de produção avícola extensivo (6,2 g SO<sub>2</sub> eq/kg), o qual apresentou uma emissão 13% menor que em sistema confinado (6,9g SO<sub>2</sub> eq/kg) (Olszensvski, 2011). No entanto, Leis (2013) observou que a maior emissão de amônia pelo uso de fertilizantes químicos e orgânicos ocorreu em um sistema de produção confinado, no Sul do Brasil, que resultou em uma diferença de até 40% a menos de emissão entre este sistema (12,7 g SO<sub>2</sub> eq/kg) e o sistema livre sem limites específicos (7,7 g SO<sub>2</sub> eq/kg). Tais estudos levaram em conta que a emissão é devido à soma da cama de aviário com as emissões indiretas devido à produção de alimentos para os frangos. O presente trabalho abordou apenas as emissões decorrentes do manejo da cama de aviário nos cenários propostos conforme dados apresentados em Paranhos (2021) e Oliveira (2022) e fornecidos pela empresa parceira.

Assim, adotou-se os mesmos dados de Paranhos (2021) utilizados para o cálculo do potencial de eutrofização e, considerando os valores de conversão em

dióxido de enxofre equivalente para o nitrogênio (N) (0,7 kg eq SO<sub>2</sub> (PA<sub>i</sub>= 0,7 Kg SO<sub>2</sub>eq /kg de emissão)), amônia (NH<sub>3</sub>) (0,93 kg eq SO<sub>2</sub> (PA<sub>i</sub>= 0,93 Kg SO<sub>2</sub>eq /kg de emissão)), íon amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) (0,89 kg eq SO<sub>2</sub> (PA<sub>i</sub>= 0,89 Kg SO<sub>2</sub>eq /kg de emissão)) e enxofre (S) (1 kg eq SO<sub>2</sub> (PA<sub>i</sub>= 1 Kg SO<sub>2</sub>eq /kg de emissão)) e aplicando a Equação 2 tem-se as seguintes emissões, conforme a Tabela 26.

**Tabela 26: Emissões equivalentes do potencial de acidificação em (SO<sub>2</sub>eq Kg<sup>-1</sup>).**

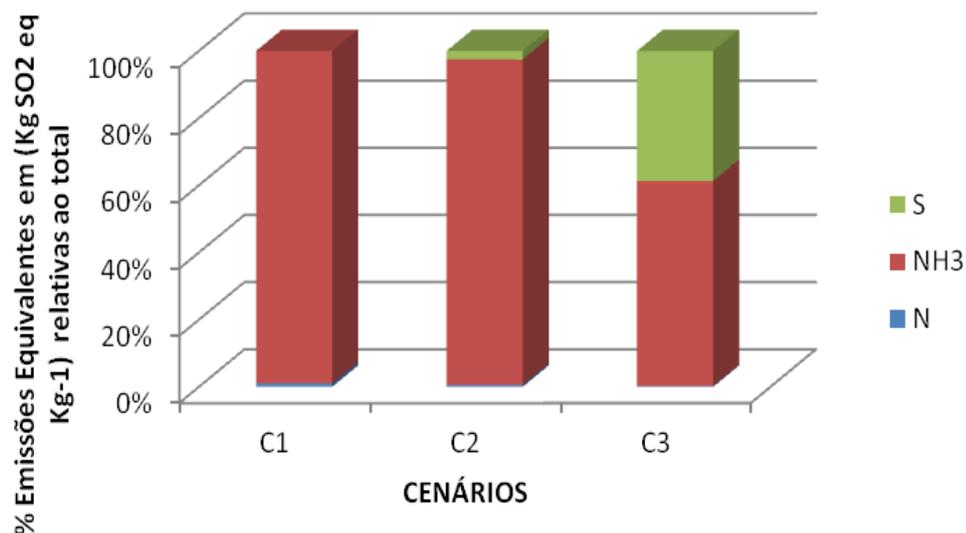
Fonte: Autor (2022).

CENÁRIOS	EMISSIONES POR ELEMENTOS	EMISSIONES EQUIVALENTES EM (Kg SO <sub>2</sub> eq Kg <sup>-1</sup> )	EMISSIONES TOTAIS EQUIVALENTES NOS CENÁRIOS
C1	30 Kg N / Ton CA	21 Kg eq SO <sub>2</sub> / Ton CA	$PA = \sum PA_i \times m_i$ $PA_{Total\ eq} = \sum PA$ <b>PA<sub>Total eq</sub> = 1989,12 Kg eq SO<sub>2</sub> / Ton CA</b>
	2109,59 Kg NH <sub>3</sub> / Ton CA	1961,92 Kg eq SO <sub>2</sub> / Ton CA	
	6,2 Kg S / Ton CA	6,2 Kg eq SO <sub>2</sub> / Ton CA	
C2	0,261 Kg N / Ton CA	0,183 Kg eq SO <sub>2</sub> / Ton CA	$PA = \sum PA_i \times m_i$ $PA_{Total\ eq} = \sum PA$ <b>PA<sub>Total eq</sub> = 32,228 Kg eq SO<sub>2</sub> / Ton CA</b>
	35,094 Kg NH <sub>4</sub> / Ton CA	31,234 Kg eq SO <sub>2</sub> / Ton CA	
	0,811 Kg S / Ton CA	0,811 Kg eq SO <sub>2</sub> / Ton CA	
C3	0,06 Kg N / Ton CA	0,04 Kg eq SO <sub>2</sub> / Ton CA	$PA = \sum PA_i \times m_i$ $PA_{Total\ eq} = \sum PA$ <b>PA<sub>Total eq</sub> = 15,52 Kg eq SO<sub>2</sub> / Ton CA</b>
	10,651 Kg NH <sub>4</sub> / Ton CA	9,48 Kg eq SO <sub>2</sub> / Ton CA	
	6 Kg S / Ton CA	6 Kg eq SO <sub>2</sub> / Ton CA	

Diante dos resultados obtidos tem-se que o potencial de acidificação dos cenários C2 e C3 são extremamente reduzidos e equivalem respectivamente ao mesmo percentual de redução obtido para o potencial de eutrofização (98,4% e 99,2% respectivamente). Percebe-se grande redução de impacto ao se comparar com o cenário de disposição da cama de aviário no solo (C1)), o que reforça a viabilidade ambiental da realização do tratamento por digestão anaeróbia da cama de aviário ao invés de realizar sua disposição no solo.

A partir da análise da Figura 19 tem-se que a emissão/formação de amônia é predominante em todos os cenários propostos neste estudo, porém sofre um decaimento com a realização da digestão anaeróbia.

**Figura 19: Emissões equivalentes do potencial de acidificação nos cenários propostos em relação ao total de emissões em porcentagem. Fonte: Autor (2022).**



Observa-se ainda decaimento mais evidente na proporção de enxofre entre os cenários C2 e C3. A realização do pré-tratamento térmico aumenta a proporção e enxofre nas emissões equivalentes provavelmente devido à maior liberação de compostos de enxofre que seriam utilizados pelos microrganismos anaeróbios aumentando assim as emissões destes.

Realizando uma comparação dos resultados obtidos para o potencial de acidificação e eutrofização para os dados obtidos por Paranhos (2021) vê-se que o percentual de redução de impacto ambiental é praticamente igual para os cenários C2 e C3. Vê-se que com a demanda de energia térmica para a água do processo no pré-tratamento térmico obtêm-se os mesmos percentuais de redução do que a digestão anaeróbia realizada convencionalmente.

Assim afirma-se a viabilidade da realização da digestão anaeróbia convencional para a cama de aviário ao invés de dispor a mesma de forma direta no solo.

## 5- CONCLUSÃO

A partir do presente trabalho buscou-se demonstrar que por meio da abordagem de análise de ciclo de vida, os principais impactos ambientais de formas de manejo tradicional (disposição no solo) e em desenvolvimento (digestão anaeróbia precedida ou não por tratamento térmico) da cama de aviário gerada na criação de frango de corte podem ser minimizados e reutilizados.

Em relação ao cenário 1, disposição da cama *in natura* no solo, observa-se que a disposição de forma descontrolada apresenta impactos ambientais potenciais conforme apurou-se ao obter elevados índices de emissões de GEE's e potenciais de acidificação e eutrofização.

Em relação aos cenários 2 e 3 vê-se que o presente trabalho corrobora com a política de mitigação de emissão de CO<sub>2eq</sub> global do setor avícola segundo a FAO (2017) ao qual a avicultura ao adotar medidas alternativas de manejo da cama contribui ainda mais com a fatia de redução na emissão de gases efeito estufa. Conclui-se que cenário C2 emite 131,25 Ton CO<sub>2eq</sub>/Ton CA, emissão relativamente menor que o cenário C3 (131,38 Ton CO<sub>2eq</sub>/Ton CA) e consideravelmente menor ao cenário C1 (187,37 Ton CO<sub>2eq</sub>/Ton CA) que refere-se à disposição *in natura* da cama no solo.

Conclui-se ainda que no caso de aplicação do digestato (oriundo da DA da cama de aviário) como fertilizante no solo, as emissões evitadas obtidas foram de 34% e 31% para as camas retiradas após 6 ciclos (Paranhos, 2021) e apenas 1 ciclo (Oliveira, 2022). No cenário C3, mediante a realização do pré-tratamento térmico prévio à digestão anaeróbia, a redução obtida foi de 27% e 24% para as camas de aviário investigadas por Paranhos (2021) e Oliveira (2022) respectivamente.

Com relação aos potenciais de acidificação e eutrofização tem-se que para o cenário C1, considerando a cama mais estabilizada (CA-6U), as emissões são elevadas (1989,12 Kg<sub>eq</sub>SO<sub>2</sub>/Ton CA e 794,64 Kg<sub>eq</sub>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/Ton CA, respectivamente) ao se comparar com os percentuais de redução obtidos para os cenários C2 e C3 que apresentam a mesma magnitude (98,4% e 99,2%). Assim permite-se afirmar a viabilidade ambiental da realização da digestão anaeróbia da cama de aviário *in natura* (cenário C2) em relação à precedida de tratamento térmico (cenário C3) e à sua disposição *in natura* no solo (cenário C1).

Conforme apresentado ao longo do trabalho vê-se que mediante uma análise técnica e ambiental conclui-se que atualmente no Brasil é mais viável realizar a biodigestão anaeróbia (com resíduo *in natura*) visto que apresenta a produção de biofertilizante, atua na eliminação de agentes patógenos, minimiza o consumo de combustíveis fósseis e pode substituir a lenha no processo produtivo da empresa parceira.

Deste modo o presente estudo busca fomentar a continuidade dos estudos na área e comprova que o desenvolvimento econômico e de produção é possível associado ao desenvolvimento, implantação e utilização de tecnologias ambientais em respeito ao meio ambiente, promovendo uma relação de harmonia e desenvolvimento sem impactos ou prejuízos ao ecossistema.

As recomendações para trabalhos futuros incluem a avaliação da carga de poluentes orgânicos persistentes (POP's) no solo causada pelo uso de digestato, os possíveis tratamentos para o nitrogênio após a DA e a avaliação no que diz respeito à lixiviação de nitrato, liberação na atmosfera de amônia e óxido nitroso e o impacto do digestato em diferentes tipos de solo.

## REFERÊNCIAS

- AQUINO, S. F.; Chernicharo, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob condições de estresse: causas e estratégias de controle. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 10, n.2, p. 152-161, 2005.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2009) Avaliação do Ciclo de Vida: Princípios e Estrutura. NBR ISO 14040, v. 21. Rio de Janeiro: ABNT. 28p.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2014) Avaliação do Ciclo de Vida: Princípios e Estrutura. NBR ISO 14040, Rio de Janeiro: ABNT.
- AIRES, A. M. Desenvolvimento de um sistema para o pré-processamento da cama de frangos de corte destinada a biodigestão anaeróbia e compostagem “in-vessel”. 2012 143 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Jaboticabal, SP 2012.
- AITA, B. C. Uso de biofiltração na remoção do sulfeto de hidrogênio presente no biogás. 2014. 109 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.
- ALEXANDRATOS, Nikos et al. World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. FAO, Roma: ESA Working paper, 2012.
- AMARAL, Cecília Maria Costa do et al. Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. *Cienc. Rural* [online]. 2004, vol.34, n.6, pp.1897-1902. ISSN 1678-4596. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782004000600035>.
- AMON, B.; HUTCHINGS, N.; DÄMMGEN, U.; WEBB, J. 2016. Manure Management. In: Adams, M. (coord) EMEP/EEA air pollutant emission inventory Guidebook 2016. European Environment Agency, Luxembourg.
- ANDRADE, M. R. Biosistema para produção de biomassa microalgal e biometano. 2009. 168 f. Tese (Doutorado em Engenharia e Ciência de Alimentos) Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2009.
- ANJUM, Reshma, GROHMANN, Elisabeth, KRAKAT, Niclas. Anaerobic digestion of nitrogen rich poultry manure: Impact of thermophilic biogas process on metal release and microbial resistances, *Chemosphere*, Volume 168, 2017, Pages 1637-1647, ISSN 0045-6535, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.132>.
- AUGUSTO, K.V.Z.; KUNZ, A. Tratamento de dejetos de aves poedeiras comerciais. In: PALHARES, J. C. P.; KUNZ, A. (Ed.). Manejo ambiental na avicultura, 2011. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011. p. 153-174. (Embrapa Suínos e Aves. Documentos, 149).
- AVILA, V. S., MAZZUCO, H., FIGUEIREDO, E. A. P. Cama de aviário: materiais, reutilização, uso como alimento e fertilizante. Circular técnica nº 16. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA, 38 p. 1992.
- BALDIN, V. Geração de energia na avicultura de corte a partir da cama de aviário. Dissertação

- (Mestrado em Engenharia Elétrica), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Paraná, 2013.
- BARBIERI, José Carlos. Gestão ambiental empresarial: conceitos, modelos e instrumentos. 2ª. ed. Atual. Ampl. São Paulo: Saraiva, 2007.
- BARBOSA, J. M. N. Estudo do comportamento da DBO em suporte aeróbio de oxigênio puro. Coeficientes cinéticos e fatores de correlação. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Fiocruz, Rio de Janeiro, 2003.
- BARBOSA, M.J.B.; JUNQUEIRA, O.M.; ANDREOTTI, M.O.; CANCHERINI, L.C.; ARAÚJO, L.F. Desempenho e rendimento de carcaça de frango de corte submetidos a diferentes níveis de treonina e lisina, na fase final de criação. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 30, n. 5, 1476-1480, 2001.
- BASSET-MENS, C.; LEDGARD, S.; BOYES, M. (2009) Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecological Economics*, v. 68, n. 6, p. 1615-1625.
- BASTOS, Rafael Kopschitz Xavier (coord.). Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura. PROSAB: Viçosa-MG, 2003.
- BAVA, L.; SANDRUCCI, A.; ZUCALI, M.; GUERCI, M.; TAMBURINI, A. (2014) How can Farming intensification affect the environmental impact of milk production? *Journal of Dairy Science*, v. 97, n. 7, p. 1-15.
- BAYKOV A.A., SHESTAKOV A.S., KASHO V.N., VENER A.V., IVANOV A.H. *Eur. J. Biochem.* 1990; 194: 879-887
- BEAUSANG, CIARA; MCDONNELL, KEVIN; FIONNUALA MURPHY, Anaerobic digestion of poultry litter – A consequential life cycle assessment, *Science of The Total Environment*, Volume 735, 2020, 139494, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139494>.
- BEDDINGTON JR, ASADUZZAMAN M, CLARK ME, FERNÁNDEZ BREMAUNTZ A, GUILLOU MD, HOWLETT DJB, JAHN MM, LIN E, MAMO T, NEGRA C, NOBRE CA, SCHOLES RJ, VAN BO N, WAKHUNGU J. 2012. What next for agriculture after Durban? *Science* 335: 289–290.
- BELFLOWER, J.B.; BERNARD, J.K.; GATTIE, D.K.; HANCOCK, D.W.; RISSE, L.M.; ROTZ, C.A. (2012) A case study of the potential environmental impacts of different dairy production systems in Georgia. *Agricultural Systems*, v. 108, p. 84-93.
- BELUSSO, D.; HESPANHOL, A.N. A evolução da avicultura industrial brasileira e seus efeitos territoriais. *Revista Percurso*, v. 2, n. 1, p. 25-51, 2010
- BENGTSSON, J.; SEDDON, J. Cradle to retailer or quick serve restaurant gate life cycle assessment of chicken products in Australia. *Journal of Cleaner Production*, v.41, 291- 300, 2013.
- BESKE, P.; TERRA, A.; SEURING, S. Sustainable supply chain management practices and dynamic capabilities in the food industry: A critical analysis of the literature. *International Journal of Production Economics*. v. 152, p. 131-143, 2014.
- BILLEN, P., Costa, J., Van der Aa, L., Van Caneghem, J., & Vandecasteele, C. (2015). Electricity

- from poultry manure: a cleaner alternative to direct land application. *Journal of Cleaner Production*, 96, 467-475. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.016>.
- BOER, D.I.J.M. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livestock Production Science*. v.80, p. 69-77, 2003.
- BOLAN, N.S.; SZOGI, A.A.; CHUASAVATHI, T.; SESHADRI, B.; ROTHROCK, M. J.; PANNEERSELVAM, P. Uses and management of poultry litter. *World's Poultry Science Journal*, v. 66, n. 4, p. 673-698. 2010.
- BOLAND, J. (2013) 'Curriculum development for sustainable civic engagement' in Farrell, A and O'Farrell, C. *Emerging Issues in Higher Education III From Capacity Building to Sustainability Dublin: Educational Developers In Ireland*.
- BORA, R. R., Lei, M., Tester, J. W., Lehmann, J., & You, F. (2020). Life Cycle Assessment and Technoeconomic Analysis of Thermochemical Conversion Technologies Applied to Poultry Litter with Energy and Nutrient Recovery. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 8(22), 8436-8447. doi:10.1021/acssuschemeng.0c02860
- BOTEGA, Jéssica Luiza Compostagem e caracterização físico-química de substrato de cama de aviário: estudo de caso / Jéssica Luiza Botega– 2019. 90 f.: il.; 30 cm.
- BRASIL, Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior, Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial. Dispõe sobre a Aprovação do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida e dá outras providências (Resolução nº 04, de 15 de dezembro de 2010).
- BRUINSMA, E. Avaliação de pré-tratamento termoquímico de cama de frango para produção de biogás. 2015. Disponível em: <<https://rd.uffs.edu.br/bitstream/prefix/621/1/BRUINSMA.pdf>>. Acesso em: 15 set. 2021.
- BUJOCZEK G., OLESZKIEWICZ J., SPARLING R., CENKOWSKI S., High Solid Anaerobic Digestion of Chicken Manure, *Journal of Agricultural Engineering Research*, Volume 76, Issue 1, 2000, Pages 51-60.
- CAMARERO, L.; DIAZ, J. M.; ROMERO, F. Final treatments for anaerobically digested piggery slurry effluents. *Biomass and Bioenergy*, Oxford, v. 11, n. 6, p. 483-489, jul. 1996.
- CARAMELO, A. D. Uso da fração orgânica de lixo urbano como substrato de biodigestor e como matéria-prima para a formação de mudas de quaresmeira (*Tibouchina granulosa*) com duas lâminas de irrigação. 2010. 53 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal. Disponível em:<[http://base.repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/88288/caramelo\\_ad\\_me\\_jabo.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://base.repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/88288/caramelo_ad_me_jabo.pdf?sequence=1&isAllowed=y)>. Acesso em: 12 mai. 2021.
- CASAGRANDE, Luiz Fernandes. Avaliação descritiva de desempenho e sustentabilidade entre uma granja suinícola convencional e outra dotada de biossistema integrado (BSI). Dissertação de Mestrado. PPGEP/UFSC. Florianópolis, 2003.
- CASTANHO, D. S.; ARRUDA, H. J. Biodigestores. In: semana de tecnologia em alimentos, 06,

- 2008, Ponta Grossa. Anais... Ponta Grossa: UTFPR, 2008.
- CATELAN, F. Sistema de Aquecimento Automático na Produção de Frangos de Corte. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Paraná, 2007.
- CESARI, V.; ZUCALI, M.; SANDRUCCI, A.; TAMBURINI, A.; BAVA, L.; TOSCHI, I. Environmental impact assessment of an Italian vertically integrated broiler system through a Life Cycle approach. *Journal of Cleaner Production*, v. 143, p. 904-911, 2017.
- CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. RESOLUÇÃO Nº 01, de 23 de jan. 1986. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 11 de julho de 2021.
- COPACOL, Cooperativa Agroindustrial Consolata. Acesso em 07/01/2021. Disponível em: [www.copacol.com.br/agronegocio](http://www.copacol.com.br/agronegocio) . Acesso em: 18 de janeiro de 2021.
- COSTA, D. F. Geração de Energia Elétrica a Partir do Biogás do Tratamento de Esgoto. Dissertação de Mestrado, USP, São Paulo, 2006.
- COSTA, J. C.; BARBOSA, S. G.; ALVES, M. M.; SOUSA, D. Z. Thermochemical pre- and biological co-treatments to improve hydrolysis and methane production from poultry litter. *Bioresource, Technology*, v. 111, p. 141 – 147, 2012.
- COSTA, A. G.; PINHEIRO, F. G. C.; PINHEIRO, G. C.; SANTOS, A. B dos; SANTAELLA, S. T.; LEITÃO. Geração de metano a partir de resíduos lignocelulósicos oriundos da produção do biocombustível: revisão. *Revista DAE*, n. 194, 2013.
- COTTA, J.T.B. RABELLO, C.B.V.; Rendimento em partes em relação à carcaça pronta para assar de diferentes linhagens de frangos de corte. In: CONFERÊNCIA APINCO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIAS AVÍCOLAS, 1997, Campinas. Trabalhos de pesquisa. Campinas: Fundação Apinco de Ciência e Tecnologia Avícolas, 1997. p.43.
- CRIPPEN, T. L., Sheffield, C. L., Byrd, J. A., Esquivel, J. F., Beier, R. C., & Yeater, K. (2016). Poultry litter and the environment: Physiochemical properties of litter and soil during successive flock rotations and after remote site deposition. *Science of the Total Environment*, 553, 650-661. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.077>
- CURI, T.M.R.D.C. Avaliação do sistema de ventilação em instalações para frangos de corte através de diferentes modelagens. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, p. 295, 2014.
- DAGNALL, S.; HILL, J.; PEGG, D. Resource mapping and analysis of farm livestock manures – assessing the opportunities for biomass-to-energy schemes. *Bioresource Technology*, nº 71 pg. 225-234, Elsevier Science B.V 2000. Ed (2005), Brasília: Plenarium, 84p, Apresentação p.43.
- DAHER, Medeiros de Wilton. Responsabilidade social corporativa: geração de valor reputacional nas organizações internacionalizadas. São Paulo: Sain Paul, 1ª Edição, 2006.
- DA SILVA, V.P.; VAN DER WERF, H.M.; SOARES, S.R.; CORSON, M.S. Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: An LCA approach. *Journal of Environmental Management*. v. 133. p. 222-231, 2014.
- DAVIS, J.; SONESSON, U. Life cycle assessment of integrated food chains—a Swedish case study

- of two chicken meals. *The International Journal Life Cycle Assessment*. v. n. 13, p. 574-84, 2008.
- DE VRIES, M. de; VAN MIDDELAAR, C. E.; DE BOER, I. J. M. Comparing environmental impacts of beef production systems: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, v. 178, p. 279-288, 2015.
- DIAS, S.I.L. (2011) Análise de estudos de avaliação de ciclo de vida para os laticínios. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro.
- DOLMAN, M.A.; SONNEVELD, M.P.W.; MOLLENHORST, H.; DE BOER, I.J.M. (2014) Benchmarking the economic, environmental and societal performance of Dutch dairy farms aiming at internal recycling of nutrients. *Journal of Cleaner Production*, v. 73, p. 245-252.
- EMBRAPA. Apresentação. Embrapa suínos e aves. Portal Embrapa v.3.59.2, p.01, 2020. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/suinos-e-aves/apresentacao>>. Acesso em: 10 de janeiro de 2021.
- ESPINDOLA, C.J. Trajetórias do progresso técnico na cadeia produtiva de carne de frango do Brasil. *Geosul*, v. 27, n. 53, p. 89-114, 2012.
- EUROPEAN COMMISSION, 2013. EU Ecolabel. Disponível em: <[http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/index_en.htm)>. Acesso em: 06 de janeiro de 2022.
- FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. Agribusiness handbook: Poultry, meat & eggs, 2010. Acesso em: 05 de janeiro de 2021. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/012/al175e/al175e.pdf>>.
- FARIA, Hamilton. Políticas públicas de cultura e desenvolvimento humano nas cidades. In: BRANT, Leonardo. (Org.) Políticas culturais. Barueri, SP: Editora Monole, 2003, p. 35- 54.
- FELIPPE, Maria Inês. Criatividade e inovação com foco em resultados. <<http://www.mariainesfelippe.com.br/artigos/artigos.asp?registro=15>>. Acesso em: 22 de setembro de 2020.
- FERREIRA, J.V.R. Análise de ciclo de vida dos produtos. *Gestão Ambiental*. Instituto Politécnico de Viseu. Viseu, Portugal, 2004.
- FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; HAANDEL, A. van; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES, 1999. cap. 2, p. 29-52.
- FRANKL, P.; RUBIK, F. *Life Cycle Assessment in Industry and Business: Adoption of Patterns, Applications and Implications*. Berlin: Springer-Verlag, 2000.
- FRAVAL, S. (2015). Review of Live-Cycle Assessments for livestock, fisheries and aquaculture: Perspectives for application to environmental impact assessment in developing countries.
- FREITAS, L.A.R.; BERTOGLIO, O. A evolução da avicultura de corte brasileira após 1980. *Revista Economia e Desenvolvimento*, n. 13, Brasília-DF, RBA Editora, 2001.
- FRETE COM LUCRO. Como Economizar no Consumo de Combustível da sua Frota, Gere uma Economia de R\$ 2 MIL por Mês em Cada Caminhão. 2017. Disponível em:

- <<https://fretecomlucro.com.br/consumo-de-combustivel/>>. Acesso em: 26 set. 2021.
- FORESTI, E. et al. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 29-52.
- FUNCK, S.R.; FONSECA, R.A. Avaliação energética e de desempenho de frangos com aquecimento automático a gás e a lenha. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v. 12, n. 1, p. 91-97, 2008.
- GARCIA, L.A.F. Economias de escala na produção de frangos de cortes no Brasil. Tese (Doutorado em Economia Aplicada). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. p. 114, 2004.
- GARRIDO, Ana Paula. Os novos desafios da responsabilidade social: falando de qualidade. São Paulo, nov. 2004.
- GASPAR, Rita Maria Bedran Leme. Utilização de biodigestores em pequenas e médias propriedades rurais, com ênfase na agregação de valor: um estudo de caso na região de Toledo-PR. Dissertação de Mestrado. PPGEP/UFSC. Florianópolis, 2003.
- GATTO, A. Estoques de carbono no solo e na biomassa de plantações de eucalipto na região centro-leste do estado de Minas Gerais. 2005. 73 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, 2005.
- GAVRILOVA, O., Leip, A., Dong, H., Douglas MacDonald, J., Alfredo Gomez Bravo, C., Amon, B., Barahona Rosales, R., del Prado, A., Aparecida de Lima, M., Oyhançabal, W., van der Weerden, T., Widiawati, Y., 2019. Emissions from livestock and manure management. In: 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- GERBER, PJ, STEINFELD, H, HENDERSON, B, MOTTET, A, OPIO, C, DIJKMAN, J, FALCUCI, A AND TEMPIO, G 2013. Tackling climate change through livestock – a global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- GLOBAL FOOTPRINT NETWORK, 2009. Ecological footprint standards 2009. [http://www.footprintnetwork.org/images/uploads/Ecological\\_Footprint\\_Standards\\_2009.pdf](http://www.footprintnetwork.org/images/uploads/Ecological_Footprint_Standards_2009.pdf). Consultado em 18 de março de 2021.
- GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; SCHRYVER, A. STRUIJS, J.; ZELM, R. ReCiPe 2008 – A life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint end endpoint level. 1 ed. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM), 2013.
- GONZÁLEZ-GARCÍA. S.; GOMEZ-FERNÁNDEZ, Z.; DIAS, A. C.; FEIJOO, G.; MOREIRA, M. T.; ARROJA, L. Life Cycle Assessment of broiler chicken production: a Portuguese case study. *Journal of Cleaner Production*. v. 74, p. 125-134, 2014.
- GRIMES, J. L. Alternatives litter materials for growing poultry. *North Carolina Poultry Industry Newsletter*, v.1, p. 1-5, 2004.

- GUERCI, M.; KNUDSEN, M.T.; BAVA, L.; ZUCALI, M.; SCHÖNBACH, P.; KRISTENSEN, T. (2013) Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. *Journal of Cleaner Production*, v. 54, p. 133-141.
- GUIGNARD, C.; VERONES, F.; LOERINCIK, Y.; JOLLIET, O. (2009) Environmental Ecological Impact of the Dairy Sector: Literature review on dairy products for an inventory of key issues. List of environmental initiatives and influences on the dairy sector. International Dairy Federation. Bulletin of International Dairy Federation. Report 436, Belgium. 66 p.
- GUINÉE, J. B. (2002). Handbook on Life Cycle Assessment: operational guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publishers.
- GUNTHER, W. M. R. Minimização de resíduos e educação ambiental. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS E LIMPEZA PÚBLICA, 7. Curitiba, 2000.
- HAHN, L. Processamento da cama de aviário e suas implicações nos agroecossistemas. Dissertação de Mestrado. 131p. 2004. Curso de Pós-graduação em Agroecossistemas, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina. 2004.
- HANAFIAH, M. M.; MOHAMED ALI, M. Y.; ABDUL AZIZ, N. I. H.; ASHRAF, M. A.; HALIM, A. A.; LEE, K. E.; IDRIS, M. Biogas production from goat and chicken manure in Malaysia. *Applied Ecology and Environmental Research*. v.15, n. 3, p. 529- 535, 2017.
- HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J.B.; HUPPES, G.; LANKREIJER, R.M.; UDO DE HAES, H.A.; WEGENER SLEESWIJK, A.; ANSEMS, A.M.M.; EGGELS, P.G.; DUIN, R. VAN; GOEDE, H.P. Environmental life cycle assessment of products: guide and backgrounds (Part 1). 1992.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. 2006.
- IPCC, 2019. Appendix 4: Method for Estimating the Change in Mineral Soil Organic Carbon Stocks from Biochar Amendments: Basis for Future Methodological Development, 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- IPEA. Emissões relativas de poluentes do transporte motorizado de passageiros nos grandes centros urbanos brasileiros. 2011. Disponível em: <[http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/1578/1/td\\_1606.pdf](http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/1578/1/td_1606.pdf)>. Acesso em: 28 set. 2021.
- JESWANI, H. K., Whiting, A., Martin, A., & Azapagic, A. (2019). Environmental impacts of poultry litter gasification for power generation. *Energy Procedia*, 161, 32-37. doi:<https://doi.org/10.1016/j.egypro.2019.02.055>
- KALHOR, T.; RAJABIPOUR, A.; AKRAM, A.; SHARIFI, M. Environmental impact assessment of chicken meat production using cycle assessment. *Information Processing in Agriculture*, v.3, p.262-271, 2016.
- KATAJAJUURI, J.M.; GRÖNROOS, J.; USVA, K. Environmental impacts and related options for improving the chicken meat supply chain. In: 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector. Zurich, 2008.
- KELLEHER BP, LEAHY JJ, HENIHAN AM, O'DWYER TF, SUTTON D, LEAHY MJ. Advances

- in poultry litter disposal technology--a review. *Bioresour Technol.* 2002 May;83(1):27-36. doi: 10.1016/s0960-8524(01)00133-x. PMID: 12058828.
- KIST, L.T.E.L.; MOUTAQI, S.; MACHADO, E.L. Cleaner production in the management of water use at a poultry slaughterhouse of Vale do Taquari, Brazil: a case study. *Journal of Cleaner Production.* v. 17, p. 1200-5, 2009.
- KOSARIC, N; VELIKONJA, J. Liquid and gaseous fuels from biotechnology: challenge and opportunities. *FEMS Microbiology Reviews*, 1995.
- KRABBE, E.; ROMANI, A. Importância da qualidade e do manejo da água na produção de frangos de corte. XIV Simpósio Brasil Sul de Avicultura e V Brasil Sul Poultry Fair – Chapecó-SC, p.113-121, 2013.
- LAL, R. Carbon sequestration. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, v. 363, n. 1492, p. 815–30, 27 fev. 2008.
- LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, v. 123, n. 1-2, p. 1–22, nov. 2004.
- LAPPONI, Juan Carlos *Projetos de investimento: construção e avaliação do fluxo de caixa: modelos em Excel*, São Paulo: Lapponi Treinamento e Editora, 2000.
- LASTELLA, G. et al. Anaerobic digestion of semi-solid organic waste: biogas production and its purification. *Energy Conversion and Management*, Oxford, v. 43, n. 1, p. 63-75, Jan. 2002.
- LEINONEN, I.; WILLIAM, A.; WISENAM, J.; GUY, J.; KYRIAZAKI, I. Predicting the environmental impacts of chicken systems in the United Kingdom through a life cycle assessment: Broiler production systems. *Poultry Science.* v. 91, p. 8-25, 2012.
- LÉIS, C.M. (2013) *Desempenho ambiental de três sistemas de produção de leite no Sul do Brasil pela abordagem da Avaliação do Ciclo de Vida. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.*
- LERNER, Linda D; FRYXELL Gerald E. CEO stakeholders attitudes and corporate social activity. *Business and Society*: v. 33, 1994.
- LIMA, A.M.F. *Avaliação de ciclo de vida no Brasil: inserções e perspectivas. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo) Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia. Salvador, p. 116, 2007.*
- LIU, Y., SHENG, Z., LIU, H., WEN, D., HE, Q., WANG, S., SHAO, W., JIANG, R.J., AN, S., SUN, Y., BENDENA, W.G., WANG, J., GILBERT, L.I., WILSON, T.G., SONG, Q., LI, S. (2009). Juvenile hormone counteracts the bHLH-PAS transcription factors MET and GCE to prevent caspase-dependent programmed cell death in *Drosophila*.
- LUCAS JÚNIOR, J. *Estudo comparativo de biodigestores modelos indiano e chinês. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1987.*
- MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Disponível em:

- <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/>. Acessado em 27 de Março de 2022.
- MARCONI, Marina de Andrade; LAKATOS, Eva Maria. Metodologia do trabalho científico. 6ª. Ed. São Paulo. Atlas, 2001.
- MACLEOD, M, GERBER, P, VELLINGA, T, OPIO, C, FALCUCCI, A, TEMPIO, G, HENDERSON, B, MOTTET, A. AND STEINFELD, H 2013. Greenhouse Gas Emissions from Pig and Chicken Supply Chains: A Global Life Cycle Assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- MEDEIROS, P.T. Produção avícola: Subsídios na busca de sistemas de alimentação saudáveis, econômicos e de menor impacto ambiental. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) Universidade Federal de Santa Catarina, p. 107, 2008.
- MENDES, N.C.; BUENO, C.; OMETTO, A.R. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. Production. v. 26 São Paulo. Nov. 24, 2015.
- MODARAN, Aswath – Finanças Corporativas Aplicadas – Manual do Usuário. Tradução Jorge Ritter.- Porto Alegre: Bookman, 2002.
- MP TERRAPLENAGEM. Locação de Retroescavadeira CASE 580 M. 2021. Disponível em: <<https://mpterraplenagem.com.br/produto/retroescavadeira-case-580m/>>. Acesso em: 26 set. 2021.
- NEME, R.; SAKOMURA, N.K.; OLIVEIRA, M.D.S.; LONGO, F.A.; FIGUEIREDO, A.N. Adição de gesso agrícola em três tipos de cama de aviário na fixação de nitrogênio e no desempenho de frango de corte. Ciência Rural, v. 30, n. 4, p. 687-692, 2000.
- NESHAT, Soheil A., MOHAMMADI, Maedeh., NAJAFPOUR, Ghasem D., LAHIJANI, Pooya. Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production, Renewable and Sustainable Energy Reviews, Volume 79, 2017.
- NIGRI, E.M. Análise Comparativa do Ciclo de Vida de Produtos Alimentícios Industriais e Artesanais da Culinária Mineira. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, p. 232, 2012.
- NIOSH, National Institute for Occupational Safety and Health. Metal Working Fluids Recommendation for Chronic Inhalation Studies. Cincinnati OH USA 45226. 2001.
- NOGUEIRA, C. E. C., ZÜRN, H. H.. Modelo de Dimensionamento Otimizado Para Sistemas Energéticos Renováveis Em Ambientes Rurais. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v.25, n.2, p.341-348, maio/ago, 2005.
- NOGUEIRA, Luiz A. Horta. Biodigestão: a alternativa energética. São Paulo: Nobel, 1986.
- NOTARNICOLA, B.; HYASHI, K.; CURRAN, M.A.; HUISINGH, D. Progress in working towards a more sustainable agri-food industry. Journal of Cleaner Production. v. 28, p. 1-8, 2012.
- NOTARNICOLA, B., TASSIELLI, Giuseppe., RENZULLI, Pietro A., LO GIUDICE, Ágata. Life Cycle Assessment in the agri-food sector: an overview of its key aspects, international initiatives, certification, labelling schemes and methodological issues, Life Cycle Assessment

- in the Agri-food Sector, 10.1007/978-3-319-11940-3, (1-56), (2015).
- NUSSELDER, S., de Graaff, L. G., Odegard, I. Y. R., Vandecasteele, C., & Croezen, H. J. (2020). Life cycle assessment and nutrient balance for five different treatment methods for poultrylitter. *Journal of Cleaner Production*, 267,121862.doi:https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121862
- O'BRIEN, D.; CAPPER, J.L.; GARNSWORTHY, P.C.; GRAINGER, C.; SHALLOO, L. (2014) A case study of the carbon footprint of milk from high-performing confinement and grass-based dairy farms. *Journal of Dairy Science*, v. 97, n. 3, p. 1835-1851.
- OLIVEIRA, U. de. Valor Agronômico da Cama de Frangos após Reutilização por Vários Lotes Consecutivos Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2007. 4p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 466).
- ORTIZ, Renato. A moderna tradição brasileira: cultura brasileira e indústria cultural. 3ª. ed. São Paulo: Brasiliense, 1991.
- OLIVEIRA, E.S.; BIAZOTO, C.D.S. Análise dos possíveis impactos ambientais causados na construção e operação de aviários de frango. *Conexão Ciência*. v.7, n. 1, p.30-34, 2012.
- OLIVEIRA, D.R.M.S.; NÃÃS, I.A.; MOLLO NETO, M. CANUTO, S., WAKER, R.; VENDRAMETTO, O. Issues of sustainability on the Brazilian broiler meat production chain. *International Conference Advances in Production Management Systems*, 2012.
- OLSZENSWSKI, F.T. (2011) Avaliação do ciclo de vida da produção de leite em sistema semi extensivo e intensivo: estudo aplicado. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- ORRICO JUNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JUNIOR, J. Compostagem dos resíduos da produção avícola: cama de frangos e carcaças de aves. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.30, n.3, Junho 2009.
- ORRICO, M. ORRICO, A. C. A.; JUNIOR, J. de L. Biodigestão anaeróbia dos resíduos da produção avícola: cama de frangos e carcaças. 2010. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/240971882\\_Biodigestao\\_anaerobia\\_dos\\_residuos\\_da\\_producao\\_avicola\\_cama\\_de\\_frangos\\_e\\_carcacas](https://www.researchgate.net/publication/240971882_Biodigestao_anaerobia_dos_residuos_da_producao_avicola_cama_de_frangos_e_carcacas)>. Acesso em: 15 set. 2021.
- ORTOLANI, E. L.; BRITO, L. A. B. Enfermidades Causadas pelo uso Inadequado de "Cama-de-frango" na Alimentação de Ruminantes. *Revista do Conselho Federal de Medicina Veterinária*. - Suplemento Técnico, n.22, 2001.
- OVIEDO-RONDÓN, E.O. Technologies to mitigate the environmental impact of broiler production. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 37, n. SPE, p. 239-252, 2008.
- PAGANINI, F. J. Produção de frangos de corte: manejo de cama. Ed. MENDES, A. A.; NÃÃS, I. de A.; MACARI, M. Campinas: FACTA. 356p. 2004.
- PALHARES, J.C.P. Uso de cama de frango na produção de biogás. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004. (Embrapa Suínos e Aves. Circular Técnica, 41).
- PALHARES, J.C.P.; KUNZ, A. Manejo ambiental na Avicultura. Embrapa Suínos e Aves-

- Documentos (INFOTECA-E), 2011.
- PALHARES, J. C. P. Uso da Cama de Frango na Produção de Biogás. 2012. Disponível em: <<https://pt.engormix.com/avicultura/artigos/cama-de-frango-producao-de-biogas-t37681.htm>>. Acesso em: 15 set. 2021.
- PARANHOS, Aline Gomes de Oliveira. Efeitos da tilosina na digestão anaeróbia do resíduo avícola: produção de biogás, resistência a antibióticos e comunidade microbiana. 2021. 182 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Núcleo de Pesquisas e Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2021.
- PARANHOS, A. G. O. et al. Analysis of tylosin in poultry litter by HPLC-UV and HPLC-MS/MS after LTPE. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, v. 100, p. 1029-0397, 2020. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/03067319.2019.1694921>>. Acesso em: 30 jun. 2021.
- PARDO, G.; CIRUELOS, A.; LOPEZ, N.; GONZALEZ, L.; RAMOS, S.; ZUFIA, J. Environment improvement of a chicken product through life cycle assessment methodology. In: 8th Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Saint-Malo, France; p. 86-91, 2012.
- PELLETIER, N. Environmental performance in the US broiler poultry sector: Life cycle energy use and greenhouse gas, ozone depleting, acidifying and eutrophying emissions. *Agricultural Systems*. v. 98, p. 67-73, 2008.
- PELLETIER, N. Of laws and limits: An ecological economic perspective on redressing the failure of contemporary global environmental governance. *Global Environmental Change*, 20, 220-228, 2010.
- PINTO, Mario Couto Soares e LEITÃO, Sérgio Proença. *Economia de comunhão: empresas para um capitalismo transformado*. 1ª ed. Rio de Janeiro: FGV, 2006.
- PIRES, A. B., 2011. “Análise da Viabilidade Econômica de um Sistema de Compostagem Acelerada para Resíduos Sólidos Urbanos”. Trabalho de conclusão de curso de graduação. Curso de Engenharia Ambiental. Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo. Passo Fundo.
- PRÉ CONSULTANTS. Software to measure and improve the impact of your product life cycle. 2015. Disponível em: <<https://www.pre-sustainability.com/simapro>>. Acesso em: 03 de julho de 2021.
- PONTES, Fernanda Rodrigues *et al.* Guia de normalização para apresentação de trabalhos acadêmicos. São Paulo: UNIP, Biblioteca Central, 2007. Disponível em: <[http://www.unip.br/servicos/biblioteca/download/manual\\_de\\_normalizacao.pdf](http://www.unip.br/servicos/biblioteca/download/manual_de_normalizacao.pdf)>. Acesso em: 26 de agosto de 2020.
- RAJAGOPAL, Rajinikanth. MASSÉ, Daniel, Start-up of dry anaerobic digestion system for processing solid poultry litter using adapted liquid inoculums, 2016, VL - 102, DO - 10.1016/j.psep.2016.05.003
- RAJENDRAN, KARTHIK; MURTHY. GANTI S. Techno-economic and life cycle assessments of

- anaerobic digestion – A review, *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, Volume 20, 2019, 101207, ISSN 1878-8181, <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101207>.
- REIJNDERS, L., & Huijbregts, M. A. J. (2005). Life cycle emissions of greenhouse gases associated with burning animal wastes in countries of the European Union. *Journal of Cleaner Production*, 13(1), 51-56. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2003.08.003>
- RODRIGUES, W.O.P.; GARCIA, R.G.; NÃÃS, I.A.; ROSA, C.O.; CALDARELLI, C.E. Evolução da avicultura de corte no Brasil. *Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer - Goiânia*, v.10, n.18, 2014.
- RUIZ, R. L. et al. Microbiologia do rúmen e do biodigestor. In: RUIZ, R. L. *Microbiologia zootécnica*. São Paulo: Roca, 1992. p. 124-167.
- SALMINEN E, RINTALA J. Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste--a review. *Bioresour Technol.* 2002 May;83(1):13-26. doi: 10.1016/s0960-8524(01)00199-7. PMID: 12058827.
- SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil. *Biomass and Bioenergy*, n. 33, p. 1101-1107, 2009.
- SANTOS, C. C. Avaliação físico-química de compostos de cama de frango e sua utilização na agricultura. 2001. 93 f. Dissertação (Mestrado em Produção Animal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.
- SANTOS, M.F.N.; HORI, C.Y.; JULIOTI, P.S. Importância da Avaliação de Ciclo de Vida na Análise de Produtos: Possíveis Aplicações na Construção Civil. *Gestão da Produção, Operação e Sistemas*. Ano 6, nº 2, p. 57-76, 2011.
- SANTOS, T.M.B. Balanço 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. P, 180. 2001.
- SANTOS JUNIOR, H.C.M.; MARANDUBA, H.L.; ALMEIDA NETO, J.A.; RODRIGUES, L.B. Life cycle assessment of cheese production process in a small-sized dairy industry in Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, n. 4, p. 3470-3482, 2017.
- SCOTT, J.; DA COSTA, M.J.; OVIEDO-RONDON, E.O. Incubation temperature profiles affect broiler feathering. *Journal of Applied Poultry Research*. v. 24, n. 1, p. 49-57, 2015.
- SERVIÇO BRASILEIRO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS - SEBRAE. Cadeia produtiva da avicultura: cenários econômicos e estudos setoriais. SEBRAE, 2008.
- SHARMA, V. K. et al. Inclined-plug-flow type reactor for anaerobic digestion of semisolid waste. *Applied Energy*, London, v. 65, n. 2, p. 173-185, Apr. 2000.
- SINGH, S.; SINGH, S. K. Effect of cupric nitrate on acceleration of biogas production. *Energy Conversion and Management*, Oxford, v. 37, n. 4, p. 417-419, Apr. 1996.
- SKUNCA, D.; TOMASEVIC, I.; NASTASIJEVIC, I.; TOMOVIC, V.; DJAKIC, I. Life cycle assessment of the chicken meat chain. *Journal of Cleaner Production*, v. 184, p. 440-450, 2018.
- SIVAKUMAR, M.V.K., O. Brunini and H.P. Das. 2008. Impacts of present and future climate

- variability and change on agriculture and forestry in the arid and semi-arid tropics. *Climatic Change*.
- SOMBRIO, C.M.O. ACV de Painéis de Blocos Cerâmicos e Concreto Armado: Um Exercício de Aplicação do Manual do ILCD. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) Universidade de Brasília, Brasília. p.138. 2015.
- SOUSA, F.C.; TINÔCO, F.F.; PAULA, M.O.; SILVA, A.L.; SOUZA, C.F.; BATISTA, F.J.F.; BARBARI, M. Medidas para minimizar a emissão de amônia na produção de frango de corte: Revisão. *Brazilian Journal of Biosystems Engineering* v. 10, n. 1, p. 51-61, 2016.
- SOUZA, Maria-Célia Martins de, CERDAN Claire. 2012. Sinais distintivos de origem e qualidade para produção de aves Caipira no Brasil e na França: os casos da indicação geográfica, do label rouge e da certificação orgânica. *Informações Econômicas*, 42 (2): pp. 22-36.
- SPOLADOR, H.F.S. Os efeitos da taxa de câmbio, importações mundiais e preços internacionais de commodities sobre as exportações do agronegócio brasileiro. *Revista de Economia e Administração*. v. 6, n. 1, 2007.
- STEINFELD, H, GERBER, PJ, WASSENAAR, T, CASTEL, V, ROSALES, M AND DE HAAN, C 2006. *Livestock's long shadow: environmental issues and options*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- STERLING JR., M. C. et al. Effects of ammonia nitrogen on H<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> production during anaerobic digestion of dairy cattle manure. *Bioresource Technology*, Essex, v. 77, n. 1, p. 9-18, mar. 2001.
- STERN, T., LEDL, C., BRAUN, M., HESSER, F. and SCHWARZBAUER, P. 2015. Biorefineries impacts on the Austrian forest sector: A system dynamics approach. *Technological Forecasting and Social Change* 91: 311–326. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2014.04.001>
- STONER, James A. F. *Administração*. 5ª. ed. Rio de Janeiro: LTC, 1999.
- SUSANA SILVA & ISABEL SOARES & CARLOS PINHO, 2011. "The impact of renewable energy sources on economic growth and CO2 emissions - a SVAR approach," FEP Working Papers\_407, Universidad do Porto, Faculae de Economia do Porto.
- T. THAMSIROJ, A.S. NIZAMI, J.D. MURPHY. Why does mono-digestion of grass silage fail in long term operation?, *Applied Energy*, Volume 95, 2012, Pages 64-76, ISSN 0306-2619, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.02.008>.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F.; WILLIAMS, M.E. Introduction. In: TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. *Handbook of solid waste management*. 2 ed. New York, McGraw-Hill, 2002.
- TESSARO, A.B.; TESSARO, A.A.; CANTÃO, M.P.; MENDES, M.A. Potencial energético da cama de aviário produzida na região sudoeste do Paraná e utilizada como substrato para a produção de biogás. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, Maringá. v. 8, n. 2, p.357-377, 2015.
- THOMASSEN, M.A.; VAN CALKER, K.J.; SMITS, M.C.J.; IEPEMA, G.L.; DE BOER, I.J.M. (2008a) Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands.

- Agricultural Systems, v. 96, n. 1-3, p. 95-107.
- TILMAN, D., & CLARK, M. (2014). Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature*, 515, 518–22. Acessado em 25/03/2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature13959>
- UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. USDA. Agricultural Projections to 2023. Office of the Chief Economist, World Agricultural Outlook Board, U.S. Department of Agriculture. Prepared by the Interagency Agricultural Projections Committee. Long-term Projections Report OCE-2014-1, 97 pp, 2014
- VALENTI, FRANCESCA; LIAO, WEI; PORTO, SIMONA M. C. Life cycle assessment of agro-industrial by-product reuse: a comparison between anaerobic digestion and conventional disposal treatments - *Green Chemistry*, 2020, <https://doi.org/10.1039/D0GC01918F>
- VOGADO, G.M.S.; VOGADO, K.T.S.; FONSECA, W.J.L.; FONSECA, W.L.; OLIVEIRA, A.M.; VOGADO, W.F.; LUZ, C.S.M. Evolução da avicultura brasileira. *Nucleus Animalium*. v. 8, n. 1, p. 49-58, 2016.
- VOISIN, A. Grass Productivity. London: Island Press, 1961. 353 p.
- XAVIER, S. A. G; STRINGHINI, J. H; BRITO, A. B; CAFÉ, M. B; LEANDO, N. S. M; ANDRADE, M. A; LABOISSIÈRE, M. Poultry viscera and bone meal in broiler pre-starter and starter diets. *Revista Brasileira de Zootecnia*. v. 41, n. 4, p. 934-940, 2012.
- WALTER, L. Manejo da cama de frangos de corte e aspectos microbiológicos no ambiente de produção. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE COCCIDIOSE E QUALIDADE INTESTINAL, 2000, Campinas, SP. Anais. Campinas: COCCIFORUM, 2000. 129p, p. 44-54.
- WBCSD, Powering a Sustainable Future: An agenda for concerted action, Facts & Trends, 2006.
- WEIBENBERGER, M.; JENSCHB, W.; LANGC, W. The convergence of life cycle assessment and nearly zero-energy buildings: the case of Germany. *Energy and Building magazine*, v. 76, p. 551-557, 2014.
- WEIDEMA, B.P.; BAUER, C.; HISCHIER, R.; MUTEL, C.; NEMECEK, T.; REINHARD, J.; VADENBO, C.O.; WERNET, G. Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. *Ecoinvent Report 1 (v.3)*. St.Gallen: The ecoinvent Centre. 2013.
- WILLERS, C.D.; MARANDUBA, H.L.; ALMEIDA NETO, J.A.; RODRIGUES, L.B. Environmental Impact assessment of a semi-intensive beef cattle production in Brazil's Northeast. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. v. 22, n. 4, p. 516-524, 2017.
- WILLERS, C.D.; RODRIGUES, L.B.; SILVA, C.A. Avaliação do ciclo de vida no Brasil: uma investigação nas principais bases científicas nacionais. *Produção*, v. 23, n. 2, p. 436-447, abr./jun. 2013.
- WILLERS, C.D.; RODRIGUES, L.B. A critical evaluation of Brazilian life cycle assessment studies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. v. 19, n. 1, p. 144-152, 2014.
- WINDHORST, H.W. Changes in poultry production and trade worldwide. *World's Poultry Science Journal*, v. 62, p. 585-602, 2006.

- WU R., NIU G-Y., STEEFEL C., PANICONI C., CHOROVER J., DONTSOVA K., TROCH P. (2014): Reactive Transport Modelling of Mineral Evolution in the Biosphere 2 Hillslope Experiment. Abstract H53A-0843 presented at 2014 Fall Meeting, AGU, San Francisco, CA, 15-19 Dec.
- YADVIKA, S., SREEKRISHNAN, T. R., KOHLI, S., RANA, V. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques - A review. *Bioresource Technology*, v. 95, n. 1, p. 1-10, 2004.
- ZANETI, I. C. B. B. Educação ambiental, resíduos sólidos urbanos e sustentabilidade. Um estudo de caso sobre o sistema de gestão de Porto Alegre, RS. 2003. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável) – Universidade de Brasília, 2003. 178p.
- ZANGHELINI, G.M. (2013) Estudo de Cenários de Pós-Uso para um Compressor de Ar Baseado na Avaliação do Ciclo de Vida: Influências da Fronteira do Sistema nos Resultados. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

## ANEXO I

## Caldeira RL Series – Fonte: Catálogo ATTSU RL-120705-P. (a continuar)



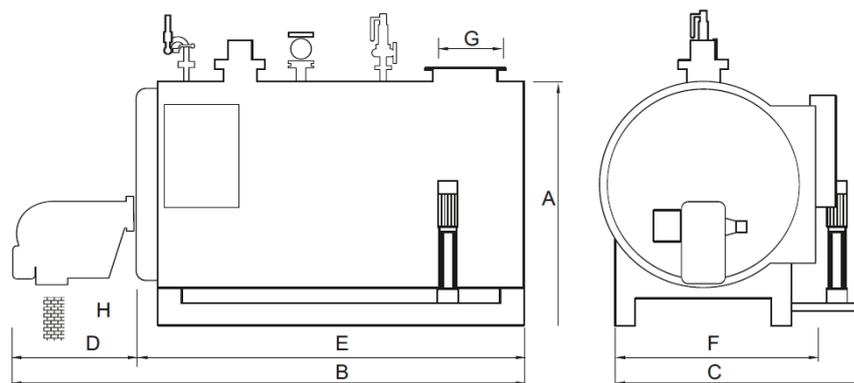
caldeiras de vapor **RL** tabela de características 1

Caldeira modelo	RL	50	75	100	200	300	400	500	600	800	1.000	
Produção de vapor	kg/h	50	75	100	200	300	400	500	600	800	1.000	
Potência térmica útil	BHP	3,8	5,8	7,7	15	23	30	38	46	61	77	
	kW	38	57	76	153	229	305	382	459	607	758	
	Kcal/h x 1.000	33	49	66	132	197	263	329	395	522	652	
	Btu/h x 1.000	131	195	262	524	782	1.044	1.306	1.568	2.072	2.588	
Consumo de combustível*	Gasóleo - Light Oil (8.900 Kcal/lt) (10,35 kW/l)											
		lts/h	3,6	5,4	7,2	14,3	22	29	36	43	57	72
	Fuel - Heavy Oil (9.600 Kcal/Kg) (11,16 kW/Kg)											
		Kg/h	3,3	5,0	6,6	13,2	20	27	33	40	53	66
	Gás natural (9.200 Kcal/Nm <sup>3</sup> ) (10,7 kW/Nm <sup>3</sup> )											
		Nm <sup>3</sup> /h	3,4	5,1	6,8	13,5	20,3	27	34	40	54	67
Peso no transporte	Propano - LPG (11.900 Kcal/Kg) (13,84 kW/Kg)											
		Kg/h	2,7	4,0	5,3	10,6	16	21	27	32	43	53
Peso no transporte	caldera de 8 bar	Tm	0,6	0,7	0,8	1,0	1,2	1,4	1,6	1,8	2,2	2,4
Sobrepessão lar	mbar		1,5	1,5	1,5	1,5	2,5	3,0	3,5	4,0	5,0	6,0
	kPa		0,15	0,15	0,15	0,15	0,25	0,30	0,35	0,40	0,50	0,60
Dimensões	<b>A</b>	mm.	1.100	1.100	1.100	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500	1.700	1.700
	<b>B**</b>		1.400	1.600	1.850	1.800	2.300	2.400	2.800	3.000	3.100	3.500
	<b>C</b>	mm.	1.250	1.100	1.100	1.400	1.400	1.500	1.500	1.500	1.700	1.700
	<b>D**</b>	mm.	400	400	400	400	500	500	600	600	900	900
	<b>E</b>	mm.	1.050	1.200	1.450	1.400	1.800	1.900	2.200	2.400	2.200	2.600
	<b>F</b>	mm.	915	915	915	1.075	1.075	1.250	1.250	1.250	1.550	1.550
	<b>G</b>	mm.	100	100	100	150	150	200	200	200	250	250
	<b>H</b>	mm.	400	600	800	800	1.100	1.100	1.400	1.600	1.400	1.800
Saída de vapor	<b>V para P = 8 bar</b>	1/2"	1/2"	3/4"	DN 25	DN 25	DN 25	DN 32	DN 32	DN 40	DN 40	
	10 bar	1/2"	1/2"	3/4"	DN 25	DN 25	DN 25	DN 25	DN 32	DN 32	DN 40	
	12 bar	1/2"	1/2"	3/4"	DN 25	DN 25	DN 25	DN 25	DN 32	DN 32	DN 32	
	14 bar				DN 20	DN 20	DN 25	DN 25	DN 25	DN 32	DN 32	
	16 bar						DN 20	DN 25	DN 25	DN 25	DN 32	

\*8 bar, alimentação 103°C

\*\*Vária segundo o comprimento de queimador

O fabricante reserva-se a faculdade de introduzir modificações se prévio aviso



## ANEXO I (Continuação)

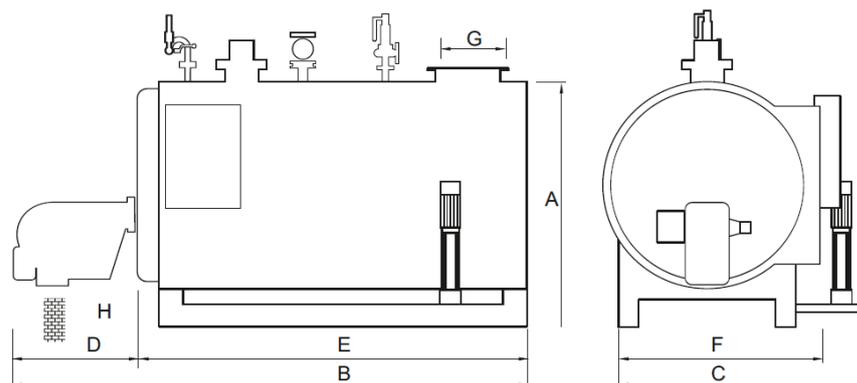


caldeiras de vapor **RL** tabela de características 2

Caldeira modelo		RL	1.250	1.500	1.750	2.000	2.500	3.000	3.500	4.000	5.000	
Produção de vapor	kg/h		1.250	1.500	1.750	2.000	2.500	3.000	3.500	4.000	5.000	
Potência térmica útil	BHP		96	116	134	153	192	230	268	306	383	
	kW		949	1.138	1.327	1.518	1.897	2.275	2.653	3.032	3.793	
	Kcal/h x 1.000		816	979	1142	1306	1632	1957	2282	2608	3262	
	Btu/h x 1.000		3.239	3.886	4.534	5.185	6.479	7.769	9.059	10.353	12.950	
Consumo de combustível*	Gasóleo - Light Oil (8,900 Kcal/lit) (10,35 kW/lit)		lts/h	89	107	125	143	178	214	250	285	356
	Fuel - Heavy Oil (9,600 Kcal/Kg) (11,16 kW/Kg)		Kg/h	83	99	116	132	165	198	231	264	330
	Gás natural (9,200 Kcal/Nm <sup>3</sup> ) (10,7 kW/Nm <sup>3</sup> )		Nm <sup>3</sup> /h	84	101	118	135	169	202	236	264	330
	Propano - LPG (11,900 Kcal/Kg) (13,84 kW/Kg)		Kg/h	66	79	93	106	132	158	185	211	264
	Peso de transporte		caldera de 8 bar	Tm	3,0	3,3	3,5	4,0	6,0	6,5	7,5	9,0
Sobrepessão lar	mbar		4,0	4,5	5,0	6,0	7,0	8,0	7,5	9,0	9,0	
	kPa		0,40	0,45	0,5	0,6	0,7	0,8	0,8	0,9	0,9	
Dimensões	A	mm.	2.000	2.000	2.100	2.100	2.400	2.400	2.600	2.600	2.900	
	B **		3.600	4.100	4.000	4.200	4.400	5.100	5.400	5.700	5.850	
	C	mm.	1.850	1.850	1.950	1.950	2.400	2.400	2.700	2.700	2.900	
	D **	mm.	900	900	1.000	1.000	1.000	1.200	1.200	1.200	1.350	
	E	mm.	2.700	3.200	3.000	3.200	3.400	3.900	4.200	4.500	4.500	
	F	mm.	1.650	1.650	1.750	1.750	2.100	2.100	2.300	2.300	2.500	
	G	mm.	300	350	400	400	450	450	500	500	550	
	H	mm.	1.850	2.150	2.050	2.150	2.350	2.800	3.000	3.350	3.350	
Saída de vapor	V para P = 8 bar	DN 50	DN 50	DN 65	DN 65	DN 80	DN 80	DN 80	DN 100	DN 100		
	10 bar	DN 50	DN 50	DN 50	DN 50	DN 65	DN 65	DN 80	DN 80	DN 100		
	12 bar	DN 40	DN 50	DN 50	DN 50	DN 50	DN 65	DN 65	DN 65	DN 80		
	14 bar	DN 40	DN 40	DN 50	DN 50	DN 50	DN 65	DN 65	DN 65	DN 80		
16 bar	DN 40	DN 40	DN 40	DN 50	DN 50	DN 50	DN 65	DN 65	DN 65	DN 65		

\*8 bar, alimentação 103°C

\*\*Vária segundo o comprimento de queimador O fabricante reserva-se a faculdade de introduzir modificações se prévio aviso





## ANEXO II

### Dados coletados através da Empresa parceira

Definição de algumas condições de contorno a partir da estrutura e capacidade produtiva da Empresa parceira.

- Tipo de criação?

**R:** Tipo de criação = método de criação = sistema intensivo (para ambos os tipos de aves).

- Método de criação?

**R:** Tipo de criação = método de criação = sistema intensivo (para ambos os tipos de aves).

- Tipo de Criação?

**R:** Galinhas matrizes (aquelas que geram os pintinhos) e Frangos de corte (pintinhos que crescem em galpões controlados até atingirem o peso certo - tempo de engorda = 45-50 dias - e serem abatidos).

- Idade de abate?

**R:** Tempo de engorda = 45-50 dias - e serem abatidos.

- Galpões com ou sem luminosidade controlada, temperatura controlada, umidade controlada?

**R:** (Idade de abate = 45 - 50 dias que depende do galpão). Por exemplo, em galpões com luminosidade controlada, temperatura controlada, umidade controlada, as aves atingem o peso de engorda + rapidamente, e são abatidas mais rapidamente (aproximadamente 45 dias). Naqueles que não há esse controle, elas precisam ficar + tempo comendo pra atingir o peso.

- Tipo de energia utilizada (elétrica combustível fóssil, lenha, carvão)?

**R:** Elétrica em geral e apenas lenha para aquecimento dos galpões.

- Fases de incubação?

**R:** Para as matrizes, possuem 3 fases de incubação: Fase de cria: 1 a 6 semanas; Fase de recria: 7 a 17 semanas; Fase de produção: 18 a 76 semanas.

- Capacidade produtiva? Número de funcionários? Mix de cortes de frango produzidos? Nível de tecnologia envolvido nos processos?

**R:** Média de 4.200.000 aves mês, 5.000 funcionários entre diretos e indiretos, 231 tipos de produtos cortes e industrializados, produção de frango 63% alta tecnologia galpões de pressão negativa restante em convencional e abate e industrialização em alta tecnologia maior parte da produção abate automatizada.

- Volume Produção de Carne de Frango? Volume de Produção de Cama de Aviário (total e por aviário)?

**R:** Média de produção kg de carne bruto de 13.440.000 kg mês, e uma média de aviário de 54 toneladas por ciclo, sendo 8 ciclos ano em média.

- Qual o tipo de material da cama de aviário?

**R:** Casca de amendoim limpa e casca de arroz limpa. Já a Maravalha é menos utilizada na região de Minas Gerais, no restante do país tem muito mais aplicação.

- A empresa compra a ração pronta ou se compra os ingredientes (como soja, milho, óleo, farelo de carne, sal e calcário, cuja concentração varia de acordo com as necessidades nutricionais das várias fases da vida animal) separados ou produz a ração na empresa?

**R:** Toda produção e da empresa, compra todos os ingredientes tanto macro e micro e possui 4 fases de ração independentes com níveis diferentes entre elas.

- O abastecimento de água é via concessionária de água ou fontes próprias dentro da empresa?

**R:** Fontes Próprias.

- Quantos galpões de aves existem?

**R:** Total de 339 aviários de média de 160x16m com densidade de alojamento entre 10 a 14 aves por m<sup>2</sup>.

- Qual a frequência da troca da cama de aviário e quantos quilos de material é colocada em cada galpão?

**R:** Média de cama nova de 12 toneladas de matéria seca distribuída nos galpões, na empresa atualmente se troca em média na sexta criada (seis ciclos), contudo na maior parte do País isso roda em torno de um ano.

- Existe alguma lagoa de tratamento do resíduo líquido do frigorífico e dos galpões?

**R:** Sim do frigorífico, nas propriedades ainda não foi fomentado tal iniciativa, o resíduo dos galpões é despejado na rede de esgoto local.

- Valor médio estimado de geração de cama de frango por frango

**R:** Cada frango é responsável pela geração, em média de 2,6 KgCA. kg ave viva<sup>-1</sup>

- Volume de produção de cama de aviário por ciclo de produção?

**R:** São produzidas 54 ton de cama de aviário por ciclo.

- Para aquecimento térmico dos galpões a empresa utiliza lenha e sua quantidade aproximada?

**R:** São necessários 35 m<sup>3</sup> de lenha para conforto térmico dos galpões.

- A respeito da cama de aviário: após a sua remoção ela é diretamente comercializada? O custo de transporte fica por conta do comprador ou a empresa entrega? A cama é vendida para clientes localizados próximos a empresa?

**R:** Venda para quem quiser comprar sendo o transporte por conta de quem está adquirindo a mesma. Tem clientes próximos a sede da empresa de outros estados como São Paulo, por exemplo.

- Após a remoção da cama dentro dos galpões ela é estocada em algum lugar antes da venda ou já ocorre a remoção e a venda de forma direta? Caso ela seja estocada tem alguma distância em média que a cama percorre dentro da empresa?

**R:** Não, na verdade a venda é direta, não se armazena a cama não.

## ANEXO III

## Tabela de Dados Utilizados

Dados Utilizados	Descrição/Unidade	Fonte de Pesquisa e Dados
Cama de Aviário	Unidade Funcional de 1Tonelada adotada.	Autor (2022).
Mudanças Climáticas	Mudanças na temperatura dos oceanos e da cama de ar próxima à superfície terrestre, causadas pelas emissões de gases de efeito estufa, como o dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> ), óxido nitroso (N <sub>2</sub> O) e o metano (CH <sub>4</sub> ) como parâmetros. Expresso em KgCO <sub>2</sub> .	GWP – Potencial de Aquecimento Global GOEDKOOOP et al., 2013. IPCC (2006).
Acidificação Terrestre	Mudança do potencial hidrogeniônico (pH) do solo, causado pela deposição atmosférica de óxido de nitrogênio (NO <sub>x</sub> ), amônio (NH <sub>3</sub> ) e dióxido de enxofre (SO <sub>2</sub> ). Expresso em Kg SO <sub>2</sub>	GOEDKOOOP et al., 2013. IPCC (2006).
Eutrofização de Água Doce	Presença de excessiva quantidade de nutrientes, normalmente o fósforo (P), em massa de água doce, com consequente aumento da biomassa e redução do nível de oxigênio dissolvido. Expresso em Kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	GOEDKOOOP et al., 2013. IPCC (2006).
Potenciais de Aquecimento Global	PAG <sub>100</sub> (kg CO <sub>2</sub> eq kg <sup>-1</sup> )	IPCC (2007).
Potenciais de Acidificação	Fator de equivalência SO <sub>2</sub> (Kg SO <sub>2</sub> eq Kg <sup>-1</sup> )	CML (University of Leiden, 1992)
Potenciais de Eutrofização	Fator de Equivalência PO <sub>4</sub> (Kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq Kg <sup>-1</sup> )	CML (University of Leiden, 1992)
Cálculo das emissões de GEE's	$CH_4 (excretas) = \Sigma(T) EF(T) \times N(T) \div 106$ $N_2OD(mm) = [\Sigma S[\Sigma T(N(T) \times Nex(T) \times MS(T,S))] \times EF_3(S)] \times 44/28$ $Nex(T) = (Nrate(T) \times TAM) \div (1000 \times 365)$ $N_2OG = (Nvolatilização - MMS \times EF_4) \times 44 / 28$ $Nvolatilização - MMS = \Sigma_s [\Sigma t [(N(T). Nex(T). MS(T,S)).(FracGasMS /100) (T,S)]]$	2006 IPCC GUIDELINES FOR NATIONAL GREENHOUSE GAS INVENTORIES VOLUME 4
Emissão de Metano	Fator de Emissão de Metano do Manejo de Dejetos por Temperatura	IPCC (2006).

Caldeira	Eficiência energética da caldeira a biogás igual a 85% temos a RL series da ATTSU que se enquadrrou dentre as perspectivas de produção de energia térmica e rendimento adequados para atender a Empresa parceira.	ATTSU (2022).
Biodigestor	Biodigestor modelo batelada para manejo em bateria.	EMBRAPA (2020).
Amostra (CMP) Resíduo produção	Composta por Cama de aviário (esterco + palha de arroz moída) de galinhas matrizes em fase de produção (18 a 76 semanas de vida)	Paranhos (2021). Oliveira (2022).
Inóculo	Caracterização do inóculo e amostra quanto ao teor de N, proteínas, sólidos e demanda química de oxigênio (DQO).	Paranhos (2021). Oliveira (2022).
Produção de Metano	Produção de metano e características dos reatores.	Paranhos (2021). Oliveira (2022).
Caracterização da Cama	Caracterização físicoquímica da amostra de cama de aviário in natura e após o pré-tratamento térmico a 80°C e 98°C.	Paranhos (2021). Oliveira (2022).
Condições de Contorno do Estudo	Considerou-se uma quantidade de 4,2 milhões de aves por ciclo de produção e que os mesmos ficam 45 dias vivos, perfazendo anualmente 8 ciclos de produção na empresa parceira Avivar, totalizando um total de 33600000 animais produzidos anualmente.	Empresa parceira (2021).
Transporte da Cama de Aviário Adotado	Como parâmetro de cálculo, foi utilizada uma distância de 160 Km entre a saída do caminhão para buscar a carga ao local de geração da cama de frango (empresa) e o seu retorno para destinação final da cama, que consiste na distância média entre os compradores da região	Autor (2022).
Emissões de Carbono por litro de diesel	2,6 Kg por litro de diesel consumido.	IPEA (2011).
Consumo de Diesel Retroescavadeira	8 litros por hora	MP Terraplenagem (2021)
Potencial de Acidificação e Eutrofização	Relação A/M (gSSV sub/gSSV inoc) de 0,5, o volume útil de 0,06L e a massa de cama de aviário pesada para o Cenário 2 (C2) de 4,5768g e para o Cenário 3 (C3) pré-tratada termicamente a 80°C de 13,8075g.	Paranhos (2021). Oliveira (2022).

Digestão anaeróbia	Produção de metano total (m <sup>3</sup> )	Paranhos, 2021/ Oliveira (2022) /Silva, 2019. Evalengisti et al (2014). Lin et al (2021) Assumido que não há gasto de energia.
	Perda de metano (%)	
	Perda de metano (m <sup>3</sup> )	
	Metano disponível (m <sup>3</sup> )	
	Gasto de energia no reator (kWh)	
Armazenamento do Digestato	CH <sub>4</sub> – armazenamento (Kg)	Styles et al (2018) (Citado por Lin et al. 2021)
Aplicação do Digestato	Uso de diesel e Aplicação de N <sub>2</sub> O	Styles et al (2018)
Óleo Lubrificante	Consumo de óleo lubrificante	Ecoinvent 3.7.1 - heat and power co-generation, biogas, gas engine   electricity, high voltage   APOS, U – MX Ecoinvent 3.7.1 - market for lubricating oil   lubricating oil   APOS, U IPCC, 2006.
	CO <sub>2</sub> e - produção do óleo lubrificante	
	CO <sub>2</sub> - incineração do óleo	
	CH <sub>4</sub> - incineração do óleo	
	N <sub>2</sub> O - incineração do óleo	
Caldeira	Biogás queimado (65% CH <sub>4</sub> )	Paranhos, 2021/ Oliveira (2022). / ATTSU Series RL1 - 85% de eficiência da caldeira Evangelisti 2014/Fruergaard 2011 - queima em biogás com 65% metano Silva, 2019/ Oliveira (2022)/Paranhos, 2021 Silva, 2020 / Silva, 2021
	Produção de energia (MJ)	
	CO - emissão na queima	
	CH <sub>4</sub> - emissão na queima	
	Produção de calor (MJ)	