



Universidade Federal do Rio de Janeiro  
Escola Politécnica & Escola de Química  
Programa de Engenharia Ambiental

Ana María Naranjo Herrera

ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS ORIUNDO DE DEJETOS  
DE BOVINOS SOB CONFINAMENTO: UM ESTUDO NA REGIÃO CENTRO-OESTE  
DO BRASIL

Rio de Janeiro  
2019



UFRJ

Ana María Naranjo Herrera

ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS ORIUNDO DE DEJETOS  
DE BOVINOS SOB CONFINAMENTO: UM ESTUDO NA REGIÃO CENTRO-OESTE  
DO BRASIL

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientadores:

D.Sc. Cláudia do Rosário Vaz Morgado

D.Sc. Victor Paulo Peçanha Esteves

Rio de Janeiro  
2019

Ana María Naranjo Herrera

Análise Do Ciclo De Vida Da Produção De Biogás Oriundo de Dejetos Bovino Sob Confinamento: Um Estudo Na Região Centro-Oeste Do Brasil / Ana María Naranjo Herrera – 2019.

128 f.: il. 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2019.

Orientador (es): Cláudia do Rosário Vaz Morgado e Victor Paulo Peçanha Esteves.

1. Esterco de gado. 2. Biogás. 3. Gases de Efeito Estufa (GEE). 4. Análise de Ciclo de Vida (ACV). 5. Digestão anaeróbica (DA). 6. Planta Combinada de calor e energia (CHP) I. Morgado, Cláudia e Estevez, Victor II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Escola Politécnica e Escola de Química. III. Título.




ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS ORIUNDO DE DEJETOS  
DE BOVINOS SOB CONFINAMENTO: UM ESTUDO NA REGIÃO CENTRO-OESTE  
DO BRASIL

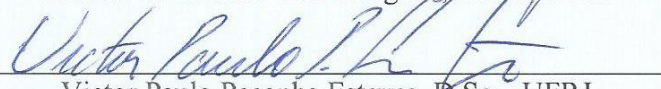
Ana María Naranjo Herrera

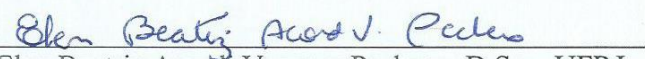
Orientadores: D.Sc. Cláudia do Rosário Vaz Morgado  
D.Sc. Victor Paulo Peçanha Esteves

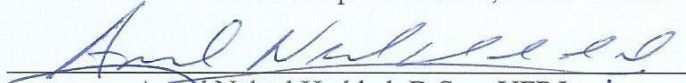
Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

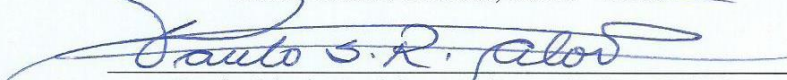
Aprovada pela banca:

  
Cláudia do Rosário Vaz Morgado, D.Sc. – UFRJ

  
Victor Paulo Peçanha Esteves, D.Sc. – UFRJ

  
Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco, D.Sc. – UFRJ

  
Assed Naked Haddad, D.Sc. – UFRJ

  
Paulo Sérgio Rodrigues Alonso, D.Sc. – UERJ

Rio de Janeiro  
2019

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus.

A minha família: meus pais, Iván Naranjo Ramos e Nubia Stella Herrera Castillo, e meus irmãos, Iván Darío Naranjo Herrera e Juan David Naranjo Herrera, por todo o amor e apoio incondicional que me deram nos momentos mais difíceis e mais alegres.

A o meu namorado, Fredy Giovany Osorio Gutierrez, pelo amor, paciência, apoio e compreensão.

A o me time de Ultimate, Callithrix Ultimate Clube, pelo apoio e alegrias jogando e treinando juntos.

A professora e orientadora Cláudia por acreditar no meu potencial e as oportunidades dadas.

Ao professor e orientador Victor Paulo Peçanha Esteves por toda a disponibilidade, ótima orientação e ajuda com os projetos de pesquisa.

A minhas colegas de pesquisa Elisa Maria Mano Estevez e Tatiana Alvares Lopes.

Aos professores do PEA pelo aprendizado obtido nas disciplinas cursadas.

Ao PRH41, o Programa de Engenharia Ambiental na Indústria de Petróleo, Gás e Biocombustíveis, pela oportunidade de participação no programa.

## RESUMO

Herrera, Ana María. Título: ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS ORIUNDO DE DEJETOS DE BOVINOS SOB CONFINAMENTO: UM ESTUDO NA REGIÃO CENTRO-OESTE DO BRASIL. Rio de Janeiro, 2019. Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019.

A pecuária no Brasil é responsável por 70% das emissões de metano do país, principalmente por causa da geração de dejetos. Este estudo relata uma avaliação regional do ciclo de vida da produção de bioenergia a partir de esterco bovino, comparando quatro diferentes cenários, para avaliar sua contribuição às emissões regionais de GEE (Gases de Efeito Estufa) e, compará-los com a produção de energia oriunda de gás natural. Os cenários (C) foram baseados na abordagem de alocação (C1 e C2) e expansão do sistema (C3 e C4); e a recirculação (C2 e C4) ou não (C1 e C3) de energia gerada a partir de uma planta combinada de calor e eletricidade (CHP) para alimentar a planta de digestão anaeróbica (AD) como insumos. A análise incluiu dados do IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Foi utilizado o software SimaPro LCA. O C3 e C4 apresentaram menores emissões de GEE do que o sistema de referência: 0,95 e 1,1 vezes menor, respectivamente; enquanto o C1 e C2 apresentaram maiores emissões: 7,9 e 7,5 vezes maior, respectivamente. Cenário O C4 foi considerado o melhor cenário para a região estudada, pois prevê a substituição direta de produtos equivalentes gerados em cadeias produtivas independentes e, considera a recirculação do calor e da eletricidade gerada na planta CHP como insumos da planta de digestão anaeróbica (DA). Devido a que o Brasil não possui infraestrutura de distribuição de rede, há necessidade de melhorar a logística de distribuição dos produtos gerados da AD-CHP, pois eles podem trazer benefícios ambientais econômicos e sociais para a cadeia pecuária e o Brasil.

Palavras chaves: estrume de gado; Biogás; Emissões de gases de efeito estufa (GEE); Avaliação do Ciclo de Vida (ACV); Digestão anaeróbica (DA); Planta Combinada de calor e energia (CHP).

## ABSTRACT

Herrera, Ana María. Título: ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS ORIUNDO DE DEJETOS DE BOVINOS SOB CONFINAMENTO: UM ESTUDO NA REGIÃO CENTRO-OESTE DO BRASIL. Rio de Janeiro, 2019. Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019.

Animal husbandry in Brazil is responsible for 70% of the country's methane emissions, mostly because of manure generation. Considering this, this study reports a regional life cycle assessment of bioenergy production from bovine manure, comparing four different scenarios to assess its contribution to regional Greenhouse Gas (GHG) emissions and to compare them with an energy production from natural gas. The scenarios (C) were based on the allocation approach (C1 and C2) and system expansion (C3 and C4); and recirculation (C2 and C4) or not (C1 and C3) of energy generated from a combined heat and power (CHP) plant to supply the anaerobic digestion (AD) plant. The analysis included data from the IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). SimaPro LCA software was used. The C3 and C4 presented lower GHG emissions than the reference system: 0.95 and 1.1 times lower, respectively; while C1 and C2 presented higher emissions: 7.9 and 7.5 times higher, respectively. Scenario C4 was considered the best scenario for the region studied, since it provides for the direct substitution of equivalent products generated in independent production chains, and considers the recirculation of heat and electricity generated in the CHP plant as inputs of the AD plant. Brazil lacks network distribution infrastructure. Thus, there is a need to improve distribution logistics of AD-CHP plant products, as they can bring environmental, economic and social benefits to the Brazil livestock chain.

Keywords: Cattle manure; Biogas; Greenhouse gas (GHG) emissions; Life Cycle Assessment (LCA); Anaerobic Digestion (AD); Combined heat and power plant (CHP).

## SUMÁRIO

|  |    |
|--|----|
| 1. INTRODUÇÃO.....   | 15 |
| 2. BIOGÁS E O SEU SISTEMA DE PRODUÇÃO.....   | 19 |
| 2.1 EVOLUÇÃO NO TEMPO DO USO DO BIOGÁS NO BRASIL.....  | 19 |
| 2.2 MATÉRIA-PRIMA PARA A PRODUÇÃO DE BIOGÁS.....   | 27 |
| 2.2.1 Esterco animal como matéria-prima para a produção de biogás.....   | 29 |
| 2.2.1.1 Sistema de confinamento animal no Brasil.....  | 34 |
| 2.2.1.2 Gerenciamento do esterco em sistemas de confinamento.....  | 35 |
| 2.3 PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA (DA).....   | 36 |
| 2.3.1 Impactos ambientais das Plantas de Digestão Anaeróbia.....   | 38 |
| 2.4 O USO DO BIOGÁS E AS PLANTAS CHP.....  | 39 |
| 2.4.1 Impactos ambientais das Plantas CHP.....   | 41 |
| 3. ANÁLISE DO CICLO DE VIDA (ACV).....   | 43 |
| 3.1 REGULAMENTAÇÃO E NORMAS PARA EXECUÇÃO DE ACV.....  | 45 |
| 3.2 ESTRUTURA DA ANÁLISE DO CICLO DE VIDA.....   | 46 |
| 3.2.1 Definição de objetivo e escopo.....  | 46 |
| 3.2.1.1. Unidade funcional.....  | 47 |
| 3.2.2 Elaboração e avaliação do inventário do ciclo de vida (ICV).....   | 47 |
| 3.2.3 Avaliação do impacto do ciclo de vida.....   | 47 |
| 3.2.4 Interpretação dos Resultados.....  | 49 |
| 3.3 ABORDAGENS DE REPARTIÇÃO DE IMPACTO ENTRE COPRODUTOS.....  | 49 |
| 3.3.1 Alocação.....  | 49 |
| 3.3.2 Expansão do sistema.....   | 51 |
| 3.4 APLICAÇÕES DE ACV.....   | 51 |
| 4. METODOLOGIA.....  | 55 |
| 4.1 METODOLOGIA DA ACV.....  | 57 |
| 4.1.1 Definição do objetivo e escopo da ACV.....   | 57 |
| 4.1.2 Elaboração e avaliação do inventário do ciclo de vida.....   | 59 |
| 4.1.3 Avaliação do impacto do ciclo de vida.....   | 60 |
| 4.1.3.1 Cálculo das emissões de Gases de Efeito Estufa na etapa de gerenciamento de dejetos.....               | 60 |
| 4.1.4 Alocação no processo de produção de biogás: planta de digestão anaeróbia.....                            | 63 |
| 4.1.5 Metodologia de expansão do sistema.....  | 65 |
| 5. AVALIAÇÃO DO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA.....   | 66 |
| 5.1 INVENTÁRIO DO GERENCIAMENTO DE ESTERCO.....  | 67 |
| 5.1.1 Escolha do sistema de manejo de dejetos.....   | 67 |
| 5.1.2 Características do rebanho em análise.....   | 71 |
| 5.1.3 Insumos para a etapa do manejo de dejetos.....   | 72 |
| 5.2 INVENTÁRIO PARA AS PLANTAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA (DA) E AS USINAS COMBINADAS DE CALOR E ENERGIA (CHP)..... | 77 |
| 5.3 INVENTÁRIO PARA A ETAPA DE TRANSPORTE.....   | 82 |
| 5.4 INVENTÁRIO REGIONAL.....   | 84 |



|  |     |
|--|-----|
| 5.4.1. Cálculo do inventário da etapa de gerenciamento de esterco para um metro cúbico de biogás.....    | 87  |
| 6. AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV) .....  | 88  |
| 6.1 ALOCAÇÃO.....  | 88  |
| 6.2 IMPACTO POR METRO CUBICO (FATORES DE EMISSÃO).....   | 89  |
| 6.3 IMPACTO GERIONAL .....   | 92  |
| 6.3.1. Impacto regional – Metodologia de alocação.....   | 92  |
| 6.3.2. Impacto regional – Metodologia de expansão do sistema.....  | 97  |
| 6.3.3. Comparação do impacto regional entre os cenários .....  | 100 |
| 6.4 COMPARAÇÃO COM O SISTEMA DE REFERÊNCIA (GÁS NATURAL).....  | 102 |
| 6.4.1 Comparação - Metodologia de alocação .....   | 102 |
| 6.4.2 Comparação - Metodologia de expansão do sistema.....   | 105 |
| 6.5 ABRANGÊNCIAS DO SISTEMA DE PRODUÇÃO DE BIOENERGIA A PARTIR DE BIOGÁS ORIUNDO DE ESTERCO BOVINO ..... | 108 |
| 7. CONCLUSÃO .....   | 112 |
| 8. RECOMENDAÇÕES .....   | 115 |
| 9. BIBLIOGRAFIA .....  | 116 |

## LISTA DE FIGURAS

|   |     |
|---|-----|
| Figura 1 - Evolução do rebanho bovino brasileiro por região setor (em milhões de cabeças), entre os anos 1974 e 2017.....   | 16  |
| Figura 2 - Energias primárias a partir de fontes renováveis do ano 2014. ....   | 19  |
| Figura 3 - Produção de biogás por região em 2014.....   | 21  |
| Figura 4 - Linha do tempo com os principais momentos da história do biogás no Brasil. ....  | 22  |
| Figura 5 - Crescimento do biogás como fonte energética renovável, na matriz elétrica brasileira, entre os anos 2010 e 2016.....   | 26  |
| Figura 6 - Participação do biogás na matriz elétrica brasileira, a partir da biomassa, no ano 2016. ...   | 26  |
| Figura 7 - Distribuição do rebanho bovino no Brasil. ....   | 32  |
| Figura 8 - Bovinos confinados em milhões de cabeças e representatividade destes animais no abate total no Brasil em porcentagem. Fonte: ABIEC, 2018. ....   | 34  |
| Figura 9 – Tratamento conforme o uso final.....   | 40  |
| Figura 10 – Aproveitamentos energéticos para biogás e biometano. Fonte: Lende et al., 2015.....   | 40  |
| Figura 11 - Crescimento e produção anual de biogás por região desde 2012, com estimativa até 2022. ....   | 44  |
| Figura 12 - Limites e expansões do sistema. Fonte: Esteves et al., 2019. ....   | 46  |
| Figura 13 - Ciclo de vida da produção de biogás a partir do estrume. ....   | 59  |
| Figura 14 - Localização da microrregião de Dourados no território Brasileiro. ....  | 66  |
| Figura 15 - Sistema de confinamento bovino para corte no Brasil. ....   | 68  |
| Figura 16 - Proposta do sistema de confinamento para a fácil coleta dos dejetos animais. ....   | 69  |
| Figura 17 - Tanques abertos para o armazenamento do esterco.....  | 69  |
| Figura 18 - Etapas no manejo dos dejetos animais. ....  | 70  |
| Figura 19 - Transporte do esterco por canais de concreto atrás do confinamento.....   | 76  |
| Figura 20 - Dutos de PVC transportadores do esterco entre os canais e os tanques de armazenamento aberto.....   | 76  |
| Figura 21 - Gráfico das distâncias desde o centroide de cada município e o centroide da microrregião. ....  | 83  |
| Figura 22 – Contribuição das emissões de cada etapa no ciclo de vida de produção de bioenergia por metro cúbico, no C1 e C2, considerando ambas as faixas etárias.....                                    | 91  |
| Figura 23 – Contribuição de cada etapa no ciclo de vida de produção de bioenergia para as emissões totais da MRD por hectare, no C1 e C2, considerando ambas as faixas etárias.....                       | 93  |
| Figura 24 – Contribuição de cada etapa no ciclo de vida de produção de bioenergia para as emissões totais da MRD por hectare alocadas, no C1 e C2, considerando ambas as faixas etárias. ....             | 94  |
| Figura 25 – Contribuição de cada etapa no ciclo de vida de produção de bioenergia para as emissões totais da MRD por hectare expandindo o sistema, no C3 e C4, considerando ambas as faixas etárias. .... | 99  |
| Figura 26 – Contribuição de cada etapa no ciclo de vida de produção de bioenergia para as emissões totais da MRD, considerando os quatro cenários e ambas as faixa etária. ....                           | 100 |
| Figura 27 – Comparação dos quatro cenários. ....  | 101 |
| Figura 28 – Comparação do C1 e C2 com o sistema de referência (gás natural), utilizando a metodologia de alocação.....  | 103 |
| Figura 29 – Comparação do C1 e C2 com o sistema de referência (gás natural), sem a etapa de transporte, utilizando a metodologia de alocação. ....  | 104 |

|  |     |
|--|-----|
| Figura 30 – Comparação do sistema de bioenergia com o sistema de referência (gás natural), utilizando a metodologia de expansão do sistema. ....             | 105 |
| Figura 31 – Comparação do C3 e C4 com o sistema de referência (gás natural), sem a etapa de transporte, utilizando a metodologia de expansão do sistema..... | 106 |
| Figura 32 – Comparação dos quatro cenários com o sistema de referência (gás natural). ....   | 107 |

**LISTA DE TABELAS**

|  |     |
|--|-----|
| Tabela 1 - Relação de carbono/Nitrogênio de diferentes esterco animais. ....   | 31  |
| Tabela 2 - Emissões do gerenciamento do esterco bovino (kg CO <sub>2</sub> eq. por cabeça por dia tempo de confinamento). .... | 74  |
| Tabela 3 - Dados de insumos padronizados para 1 m <sup>3</sup> cúbico. ....  | 78  |
| Tabela 4 - Composição do biogás e emissões por m <sup>3</sup> de biogás. ....  | 78  |
| Tabela 5 - Inventário do processo de digestão anaeróbia, entradas e saídas. ....   | 79  |
| Tabela 6 - Dados para conversão de unidade, fornecido por Poeschl et al., (2010). ....   | 80  |
| Tabela 7 - Inventário da etapa da planta produtora de calor e energia (CHP). ....  | 81  |
| Tabela 8 - Distâncias em km entre o centroide da microrregião e o centroide de cada município. ....                            | 82  |
| Tabela 9 - Capacidade de produção de esterco e biogás da microrregião de Dourados. ....  | 84  |
| Tabela 10. Quantidade de entradas e saídas para as 13 plantas de DA e CHP da MRD. ....   | 86  |
| Tabela 11 - Emissões do manejo do esterco em kg de CO <sub>2</sub> eq./m <sup>3</sup> . ....                                   | 87  |
| Tabela 12 - Alocação de mercado. ....  | 89  |
| Tabela 13- Fatores de emissão por m <sup>3</sup> de biogás. ....   | 90  |
| Tabela 14 - Emissões totais MRD – Metodologia de alocação. ....  | 93  |
| Tabela 15 - Emissões totais MRD – Metodologia de expansão do sistema. ....   | 98  |
| Tabela 16 - População no 2006 e 2017 dos municípios que compõem a MRD. ....  | 110 |
| Tabela 17 - Rebanho bovino por cabeças no 2006 e 2017 dos municípios que compõem a MRD. .                                      | 111 |

**LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

ABIEC - Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carnes  
ABIOGÁS - Associação Brasileira de Biogás e Biometano  
ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas  
ACV – Análise de Ciclo de Vida  
AETA - Armazenamento de Esterco em Tanques Abertos  
AFEC - Armazenamento em Fossa Embaixo do Confinamento  
Agenersa - Agência Reguladora de Energia e Saneamento Básico do Estado  
AICV - Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida  
ANP - Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis  
AP - Acidification Potential (Potencial de Acidificação)  
AS - América do Sul  
ATER - Assistência Técnica e Extensão Rural  
Bo - Capacidade Máxima de Produção de Metano  
C/N - Relação de Carbono/Nitrogênio  
CGH - Central Geradora Hidrelétrica  
CH4 - Metano  
CHP - Combined Heat and Power (Usina Combinada de Calor e Energia)  
CLCA - Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida  
CML - Centrum voor Milieukunde em Leiden  
CO - Monóxido de Carbono  
CO2 - Dioxido de Carbono  
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente  
CPT - Centro de Produções Técnicas  
CW - Carcass Weight (deadweight) (Peso da Carcaça (porte bruto))  
D - Período de Tempo  
DA - Digestão Anaeróbia  
EF - Emission Factor (Fator de Emissão)  
EFE - Emissões de Fermentação Entérica  
EP - Eutrophication Potential (Potencial de Eutrofização)  
EPE - Empresa de Pesquisa Energética  
ER - Energias Renováveis  
EUA - Estados Unidos de América  
FWAE - Fresh water aquatic ecotoxicity (Ecotoxicidade aquática de água doce)  
GEE - Emissões de Gases de Efeito Estufa  
GN - Gás Natural  
GWP – Global Warming Potential (Potencial de Aquecimento Global)  
H2 - Hidrogênio  
H2O - Água  
H2S - Sulfeto de Hidrogênio  
HT - Human toxicity (Toxicidade humana)  
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
IBICT - Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia  
ICMS - Imposto Sobre Circulação de Mercadorias e Serviços.  
ICV - Inventário de Ciclo de Vida  
IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change (Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas)  
ISO – International Organization for Standardization (Organização Internacional para

Padronização)  
LW - Lifeweight (Vida Útil)  
MAE - Marine Aquatic Ecotoxicity (Ecotoxicidade Aquática Marinha)  
MCF - Methane Conversion Factor (Fator de Conversão de Metan)  
MDL - Mecanismos de Desenvolvimento Limpo  
MME - Ministério de Minas e Energia  
MRD - Microrregião de Dourados  
MS - Matéria Seca  
N - Nitrogênio  
N<sub>2</sub> - Nitrogênio  
N<sub>2</sub>O - Óxido Nitroso  
NBR - Norma Brasileira  
NH<sub>3</sub> - Amônia ou Gás Amoníaco  
NMVOC: Non-Methane Volatile Organic Compounds (Compostos Orgânicos Voláteis Não Metânicos)  
NR - Not Reported (Não reportado)  
PBACV - Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida  
Pf - Peso Fnal  
PIB - Produto interno Bruto  
Plano ABC - Programa de Agricultura de Baixo Carbono  
PNMA - Programa Nacional do Meio Ambiente  
PROINFA - Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia  
PRONAF - Programa Nacional para a Agricultura Familiar  
SBR - System Boundaries Reported (Limites do Sistema Relatados)  
SMD: Sistema de Gerenciamento de Dejetoss  
ST - Sólida Total  
SV - Sólido Volátil  
TAM - Typical Animal Mass (Massa Animal Típica)  
TE - Terrestrial Ecotoxicity (Ecotoxicidade Terrestre)  
TEC - Toneladas Equivalente Carcaça

## 1. INTRODUÇÃO

Os combustíveis fósseis são os principais fornecedores da energia no mundo proporcionando aproximadamente 80% do consumo total. Este fato contém impactos ambientais, principalmente nas emissões de gases de efeito estufa (GEE) (HIJAZI et al., 2015).

Segundo os relatórios estatísticos da British Petroleum, a relação reservas/produção de gás natural (GN) não poderá se manter por mais de 52.8 anos no mundo (BP, 2016). Isso indica uma necessidade urgente de obter novas fontes energéticas para satisfazer a demanda no futuro (WANG et al., 2015). Outras fontes não renováveis, como o Petróleo, possuem temporalidade finita. É por isso que, diferentes regiões e países estabelecem metas e incentivos governamentais para aumentar o uso de fontes energéticas renováveis (WHITING E AZAPAGIC, 2014), diminuindo o consumo das não renováveis como os combustíveis fósseis (FUSI et al., 2016).

As energias renováveis tornaram-se elementos importantes para a obtenção de energias mais limpas, e para os programas de limpeza rural em muitos países: aproveitamento de resíduos orgânicos. Entre as fontes de energia renováveis, a biomassa representa 73% da oferta total de energia primária renovável no mundo: 1,5% estão relacionados ao biogás (KUMMAMURU, 2017). A biomassa (matéria-prima) utilizada para a produção de biogás dependem do clima, mas a bioenergia produzida a partir do biogás, não sofre diretamente de alguma intermitência ou dependência do clima como outras tecnologias renováveis, como por exemplo a energia eólica e solar (MEZZULLO et al., 2013).

O interesse de produção de biogás a partir da tecnologia de digestão anaeróbia (DA) tem crescido rapidamente desde a década de 1970 (BOND E TEMPLETON, 2011) devido: (a) à crescente importância da energia renovável para reduzir as emissões de GEE (BMU, 2007; MDSE, 2017); (b) à necessidade de gerenciamento sustentável de resíduos orgânicos (BMU, 2002; POESCHL et al., 2012b), com redução de sua disposição em aterros sanitários (EC, 2008; EC, 2009.); (c) ao aumento dos preços de energia com o esgotamento de combustíveis fósseis (NKOA, 2014).

Os diferentes tipos de biomassa utilizadas como matéria-prima na produção de biogás depende normalmente das atividades econômicas e de produção características de cada país. No Brasil, a agropecuária é uma atividade econômica atualmente industrializada e de grande importância (GOMES, et al. 2014). Dentre as regiões, o Centro-Oeste Brasileiro merece destaque, já que esta região faz do país o segundo maior produtor e o maior exportador de carne

bovina (USDA, 2017). Esta região possui o maior rebanho bovino, com mais de 74 milhões de cabeças, 34,5% do total nacional em 2017 (218 milhões). Como consequência, o Brasil se destaca pelas emissões de GEE, sendo responsável por 25% da produção de metano mundial (DICK et al., 2015), e pelo grande volume de resíduos gerados no setor, o que o torna um grande potencial para a produção de biogás a partir de dejetos animais (esterco bovino). A Figura 1 apresenta o grande crescimento que o país vem tendo em relação à bovinocultura.

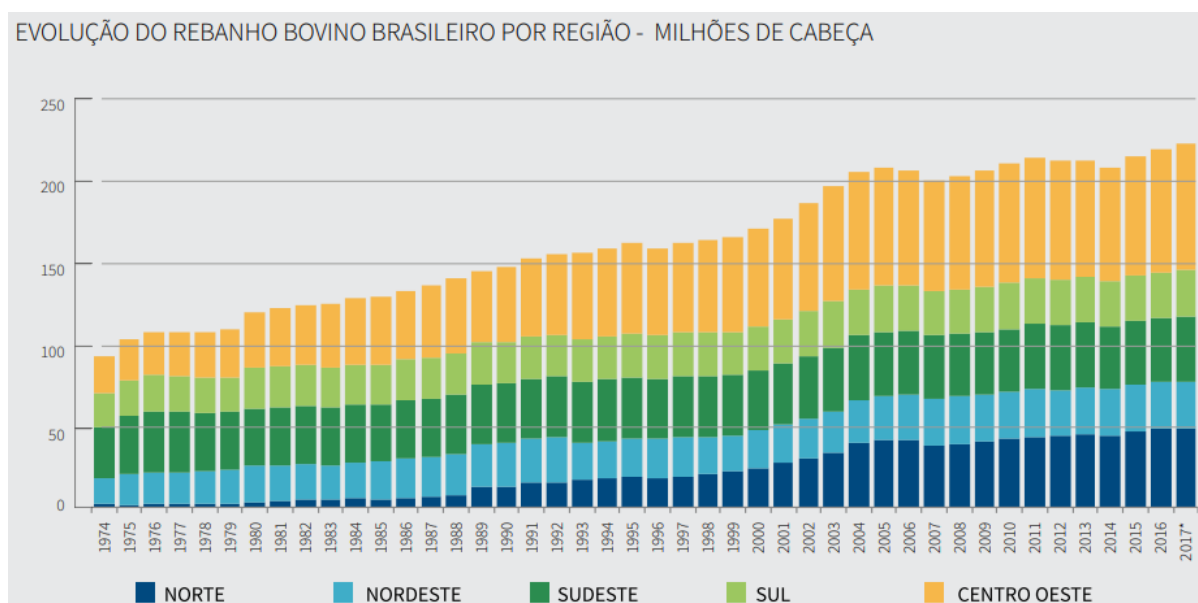


Figura 1 - Evolução do rebanho bovino brasileiro por região setor (em milhões de cabeças), entre os anos 1974 e 2017.

Fonte: ABIEC, 2018.

Apesar do crescimento do rebanho nas cinco regiões (Figura 1), as áreas de pastoreio aumentaram apenas 4% em todo o país e diminuíram 7% no Centro-Oeste entre 1975 e 2006 (IBGE, 2016), mostrando uma tendência para produção mais intensa (confinamento em vez de pastagem extensiva) (ESTEVES et al., 2017). Esta é uma tendência importante, porque o estrume só pode ser usado como matéria-prima, em usinas produtoras de biogás, quando os animais são mantidos em confinamento, devido à inviabilidade da coleta dos dejetos quando os animais são colocados para pastar extensivamente.

As usinas de biogás com fins energéticos podem fornecer diferentes tipos de energia, tais como: eletricidade e/ou calor. Além disso, o calor e a eletricidade podem ser gerados em conjunto através de plantas combinadas de calor e eletricidade (CHP - *Combined Heat and Power*). Por sua vez, o gás produzido pode ser fornecido, depois de um processo de purificação, à rede de gás natural ou usados como combustível de transporte (BACENETTI et al., 2013; OLUGASA et al., 2014). Nesse contexto, vários estudos utilizam a ferramenta de avaliação do



ciclo de vida (ACV), estruturada pela norma ISO 14044 (2006), para analisar a sustentabilidade, desempenho ambiental e os impactos ambientais líquidos do ciclo de vida da produção de biogás e sua bioenergia. Estes estudos permitem determinar os pontos críticos do sistema e implementar ferramentas que aumentem a eficiência do processo (RUSSO E BLOTTNITZ, 2017; VAN STAPPEN et al., 2016).

No entanto, nem todos os trabalhos que analisam o ciclo de vida da produção de biogás definem igual a fronteira do sistema em análise. Muitas vezes, diferentes etapas são colocadas fora do limite do sistema dificultando a compreensão e comparação entre estudos. Estas diferenças, dentro dos limites do ciclo de vida avaliado, são devido a que os estudos de ACV possuem diferentes escopos, que são definidos de acordo com o interesse ou necessidade que se tenha. Por sua vez, a não inclusão de etapas no ciclo em análise, deve-se à ausência de dados, ou à insignificante contribuição que estas etapas apresentam para os possíveis impactos produzidos na cadeia produtiva.

Apesar de existirem diversos estudos de avaliação do ciclo de vida da produção de biogás a partir de esterco animal, em diferentes partes do mundo, no Brasil são poucos. Apenas Cherubini et al. (2015) realizaram uma ACV da produção de biogás, baseando no esterco de suínos como matéria-prima. Assim, considerando os poucos estudos de ACV na área de produção de biogás no país e a sua grande produção de gado, com seus consequentes impactos ambientais derivados da geração de esterco, torna-se necessário uma avaliação do ciclo de vida da produção de biogás a partir de esterco bovino. Desta forma, avalia-se uma alternativa de gerenciamento de dejetos para mitigar os impactos ambientais da pecuária bovina e ao mesmo tempo produzir bioenergia.

A presente dissertação avalia o Ciclo de Vida da produção de biogás, com fins energéticos, a partir de esterco de gado bovino criado em confinamento. Para a análise se considerou informações relevantes como: a) características da infraestrutura atual do sistema de confinamento específico da microrregião em análise; b) dados regionais sobre as características do rebanho de gado de corte abatidos na microrregião: idade, gênero e peso final; c) dados de literatura para as etapas de produção de biogás, transporte e uso do biogás para a produção de bioenergia.

## 1.2 OBJETIVO GERAL

O presente trabalho visa calcular os impactos ambientais regionais, no que se refere às emissões de GEE, utilizando a ferramenta de ACV, da produção de bioenergia a partir de biogás, oriundo de digestão anaeróbica de esterco bovino criado em confinamento. Outro objetivo do presente trabalho é identificar a melhor infraestrutura existente para o confinamento do gado de corte, de forma a facilitar a coleta de esterco e, assim, permitir o seu devido gerenciamento.

### 1.2.1. Objetivos Específicos.

1. Calcular as emissões de GEE da etapa de gerenciamento de esterco bovino, do ciclo de vida da produção de bioenergia, para a microrregião de Dourados (MRD) no Mato Grosso do Sul.
2. Realizar o inventário de uso de insumos e calcular as emissões de GEE contribuintes do sistema de produção de biogás, com fins energéticos, para a microrregião em estudo.
3. Realizar o inventário de uso de insumos e calcular as emissões de GEE do uso do biogás como fonte renovável na produção de energia elétrica, para a microrregião em estudo.
4. Comparar a energia elétrica produzida pelo ciclo de vida do biogás com a produzida a partir de gás natural em termos de emissões de GEE.
5. Determinar a abrangências do sistema de produção de bioenergia, oriundo de biogás de esterco bovino, no estado de Mato Grosso do Sul e na MRD para suprir as necessidades do consumo de energia elétrica.

## 2. BIOGÁS E O SEU SISTEMA DE PRODUÇÃO

### 2.1 EVOLUÇÃO NO TEMPO DO USO DO BIOGÁS NO BRASIL

Nas últimas décadas, observa-se um investimento cada vez maior dos países em *clean-up policies* (políticas de limpeza) e, conseqüentemente, em fontes de energias renováveis. Isso se dá principalmente em função do custo, esgotamento dos combustíveis fósseis e preocupações ambientais (XIE et al., 2011).

Atualmente, as energias renováveis representam 14% do fornecimento global de energia (KUMMAMURA, 2017). Dentre este grande grupo encontram-se energias geradas por: hidrelétrica (17%), plantas geotérmicas (4%), parques eólicos (3%), biomassa (73%) e outras (3%). No subgrupo da biomassa, encontra-se a biomassa sólida (89%) (normalmente queimada), combustíveis líquidos (6%), biogás (1,5%), resíduos municipais (2%) e resíduos industriais (1%) (Figura 2).

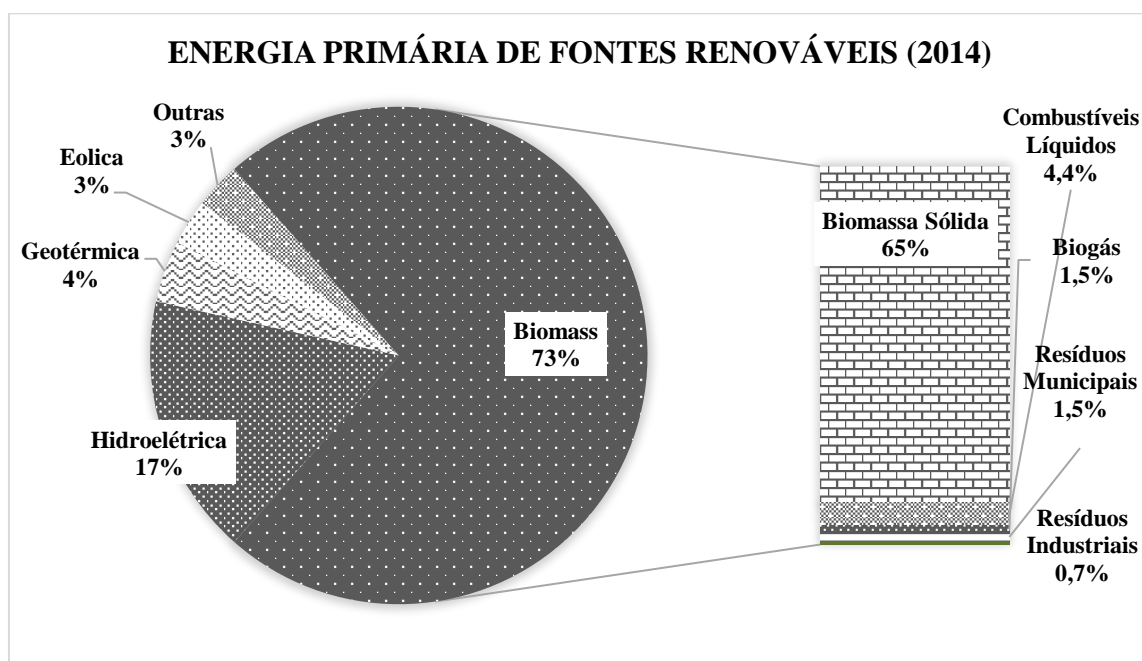


Figura 2 - Energias primárias a partir de fontes renováveis do ano 2014.

Fonte: KUMMAMURA, 2017.

A produção de energias renováveis apresenta importantes aspectos ambientais, econômicos e sociais. Nos aspectos ambientais encontra-se a redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE) e a poluição atmosférica (WHITINH E AZAPAGIC, 2014), e a boa disposição final de resíduos orgânicos ao invés de uma disposição inadequada e sem prévio

aproveitamento (DA SILVA et al. 2011). Enquanto os aspectos econômicos, o uso de energia renováveis reduz custos nas operações e processos industriais, devido ao seu baixo custo de produção (normalmente são mais econômicas do que os combustíveis fósseis, existem exceções) (TIMMONS, 2015). Por sua vez, quando as ER são produzidas nas mesmas instalações industriais, evita-se a utilização da energia fornecida pela rede elétrica nacional (ex.: Fazenda produtora de bovinos com sua própria planta de biogás, a partir de esterco, com fins energéticos para a alimentação da maquinaria e equipamentos necessários para o seu funcionamento). Dentre os aspectos sociais, a geração de empregos e redução de riscos para a saúde pública, destacam-se como possíveis pontos-chaves na sua produção, em virtude de serem energias mais limpas (sendo necessária a verificação da sua veracidade para cada caso) (BRANCO, 2014; RAJAEIFAR et al., 2014).

Em diferentes países, ex. Estados Unidos e Brasil, os principais biocombustíveis usados são: etanol, biodiesel e biogás. Com o passar do tempo, o biogás obteve um grande crescimento em nível mundial. O biogás é uma mistura gasosa combustível, que na faixa de temperatura entre 20 ° C e 40 ° C, é produzido e composto de 50 a 70% de metano (CH<sub>4</sub>), 25 a 45% de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), 2 a 7% de água (H<sub>2</sub>O), até 2% de nitrogênio (N<sub>2</sub>), menos de 1% de hidrogênio (H<sub>2</sub>) e sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S). (POESCHL et al., 2010; POESCHL et al., 2012a; HAJJAJI et al., 2016), sendo considerado o futuro substituto do gás natural (MORERO et al., 2015).

Na Figura 3 apresenta-se a participação de cada região do mundo, em relação à produção de biogás (WER, 2016). A Europa e a América do Norte, onde estão localizados os países mais desenvolvidos, são responsáveis por 52,8% e 19% da produção mundial de biogás, respectivamente. Essas áreas possuem uma variedade de matérias-primas e rotas tecnológicas, além de incentivos governamentais para sua produção.

Regiões com maior percentual de países em desenvolvimento, como Ásia, Oceania e América do Sul, contribuem com 24,6%, 3,1% e 0,5% da produção mundial de biogás, respectivamente. Nestas regiões, países como o Brasil, a Colômbia, a China e a Índia possuem sistemas de gasodutos e matérias-primas potenciais que poderiam ajudar a incluir o biogás, com maior força, na matriz de energia de cada país (IRENA, 2017).

A África contribui com menos de 0,02% da produção global. A maioria de seus países são subdesenvolvidos e o acesso às tecnologias e eletricidade ainda é precário. Apesar disso, muitos dos seus países têm potencial de produção de biogás a partir do esterco, uma vez que a produção animal é a principal atividade econômica na área (RUSSO E BLOTTNITZ, 2017).

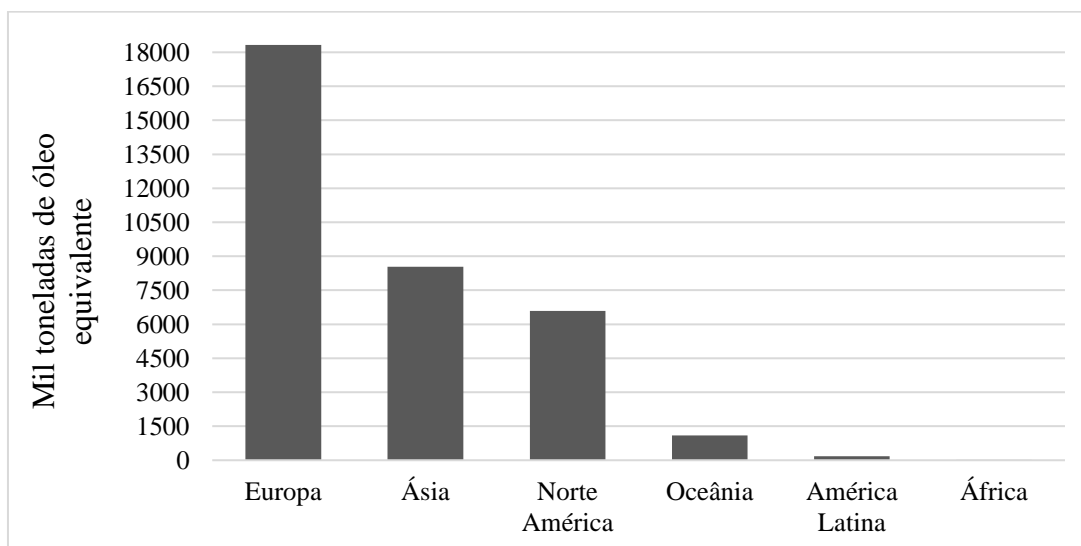


Figura 3 - Produção de biogás por região em 2014.  
Fonte: WER, 2016.

No Brasil, nas décadas de 70 e 80, houve grande interesse pelo biogás, especialmente na área pecuária (suinocultura), por causa da quantidade de esterco gerado (LIMA, 2007). Porém, uma série de fatores impediram a disseminação dos biodigestores nesse período, tais como: a) a falta de conhecimento técnico sobre a construção e operação dos biodigestores; b) o elevado custo de implantação e manutenção; c) o aproveitamento do biofertilizante continuava a exigir equipamentos de distribuição, na forma líquida, com altos custo de aquisição, transporte e distribuição; d) a falta de equipamentos desenvolvidos exclusivamente para o uso de biogás e a baixa durabilidade dos equipamentos adaptados para a conversão do biogás em energia; e) a ausência de filtros para os gases corrosivos gerados no processo de digestão; f) a disponibilidade e baixo custo da energia elétrica; g) a não solução da questão ambiental, pois os reatores utilizados na digestão, por si só, não são considerados como um sistema completo de tratamento (LIMA, 2007).

Nas últimas décadas, as tecnologias de produção de biogás têm se disseminado rapidamente no país (KUNZ et al., 2016), graças a: a) disponibilidade de novos materiais para a construção dos biodigestores; b) diversidade e disponibilidade de tecnologias de biodigestores; c) aumento dos custos de energia; d) questão de um novo cenário mundial preocupado com mudanças climáticas (LIMA, 2007). Este rápido crescimento incentivou linhas de pesquisas no país e a criação de políticas, programas, leis e incentivos na área. Na Figura 4 apresenta-se um resumo de uma linha do tempo com os principais momentos do desenvolvimento do biogás no Brasil.



Figura 4 - Linha do tempo com os principais momentos da história do biogás no Brasil.  
Fonte: Adaptado a partir de CIBIOGÁS, 2017.

Com a criação de programas ambientais como o Programa Nacional do Meio Ambiente (PNMA II, 2000 - edição II), o desenvolvimento institucional e a gestão integrada de ativos ambientais foram melhorada (MMA, 2012). No âmbito desse programa, foram implantados, com sucesso, projetos ambientais na produção de suínos, ex., o projeto Suinocultura Santa

Catarina, que promoveu a instalação de dois biodigestores em propriedades produtoras de suínos, com a finalidade de implantação de unidades demonstrativas (LIMA, 2007).

No ano 1996, para incentivar a produção de energia a partir de biomassa residual, depois do PNMA, criou-se o Programa Nacional para a Agricultura Familiar (PRONAF), através do Decreto 1.946, com o objetivo de "promover o desenvolvimento sustentável da agricultura familiar". Atualmente o programa conta com o subprograma de Assistência Técnica e Extensão Rural - ATER, que "busca fomentar a geração de renda pela agroindústria, turismo rural, biocombustíveis, plantas medicinais, cadeia produtiva, seguro agrícola, seguro de preço e seguro contra calamidade por seca na Região Nordeste". Segundo Gomes et al. (2014), o PRONAF possui uma linha Eco que atua na área de fornecimento de crédito para "[...] o financiamento de investimentos em técnicas que minimizem o impacto da atividade rural ao meio ambiente, bem como permitam ao agricultor melhor convívio com o bioma em que sua propriedade está inserida".

O Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia (PROINFA), criado pela Lei nº 10.438/2002, "tem o objetivo de aumentar a participação de fontes alternativas renováveis (pequenas centrais hidrelétricas, usinas eólicas e empreendimentos termelétricos a biomassa) na produção de energia elétrica, privilegiando empreendedores que não tenham vínculos societários com concessionárias de geração, transmissão ou distribuição" (ANEEL, 2015).

Em 2004, criou-se a Empresa de Pesquisa Energética (EPE) (com base na Lei 10.847/2004 e no Decreto 5.184/2004), que "tem por finalidade prestar serviços ao Ministério de Minas e Energia (MME) na área de estudos e pesquisas destinadas a subsidiar o planejamento do setor energético, cobrindo energia elétrica, petróleo e gás natural e seus derivados e biocombustíveis". Seguindo a isso, em 2006, criou-se o Plano Nacional de Agroenergia que "fornece promover como benefícios a redução do uso de combustíveis fósseis; a ampliação da produção e do consumo de biocombustíveis; a proteção ao meio ambiente; o desfrute desse mercado internacional; e, por fim, a contribuição para a inclusão social" (MAPA, 2006).

O Programa de Agricultura de Baixo Carbono (Plano ABC), "é um dos planos setoriais elaborados de acordo com o artigo 3º do Decreto nº 7.390/2010 e "tem por finalidade a organização e o planejamento das ações a serem realizadas para a adoção das tecnologias de produção sustentáveis, selecionadas com o objetivo de responder aos compromissos de redução de emissão de GEE no setor agropecuário assumidos pelo país" (MAPA, 2012).

Segundo Gomes et al. (2014), a partir da Política Nacional do Meio Ambiente, foi constituído o Sistema Nacional do Meio Ambiente, e criado o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), instituído pela Resolução n.º 357 de 17/03/05, que “define que a legislação ambiental estabelece normas e padrões para a qualidade das águas e o lançamento de efluentes nos corpos de água”. Por sua vez, o CONAMA criou a resolução encarregada de regular as condições e padronizar o lançamento de efluentes (Resolução n.º 430 de 2011).

De acordo com a problemática da grande produção de resíduos no país, criou-se a Política Nacional de Resíduos Sólidos no ano 2010, dando ênfase ao descarte adequado dos resíduos e, se possível, reaproveitá-los. Assim, teve início a implementação de práticas mais limpas e melhorias no descarte de diferentes resíduos orgânicos.

Depois do ano 2010, vieram políticas mais pontuais relacionadas à produção de biogás, como o Programa Paulista de Biogás, instituído pelo Decreto Nº 58.659, de 2012, que possui como um de seus objetivos a ampliação da participação de energias renováveis em sua matriz energética brasileira. Seguido a isto, em 2013, criou-se um Comitê Gestor para o Programa Paulista de Biogás, objetivando gerenciar e acompanhar o Programa (SEM, 2013). Nesse mesmo ano, de acordo a Lei Nº 6361/2012, criou-se a Política Estadual de Gás Natural Renovável no Rio de Janeiro. Esta “prevê incentivos à geração do combustível a partir de resíduos orgânicos, que serão transformados em biogás e que contribuirão para a redução da produção de gases do efeito estufa no Estado do Rio de Janeiro”, sendo o órgão responsável por regular, viabilizar a produção e transportar o gás natural renovável, a Agência Reguladora de Energia e Saneamento Básico do Estado (Agenera) (AGENERSA, 2017).

Em 2013, modificou-se a legislação tributária para o estado de mina gerais - SEF/MG, favorecendo aos produtores de energia a partir de fontes renováveis como: solar, eólica, biogás, biomassa de reflorestamento, biomassa de resíduos urbanos ou biomassa de resíduos animais ou hidráulica de uma central geradora hidrelétrica (CGH), a partir da Lei Nº 20.824/2013. Além disso, criou-se a Associação Brasileira de Biogás e Biometano (ABIOGÁS), que visa mostrar o elevado potencial do país para a produção de energia e combustível a partir de resíduos, tanto da agricultura, quanto de aterros, além de efluentes sanitários (esgoto) e dejetos resultantes da criação de animais em abatedouros e laticínios. Nesse mesmo ano, criou-se o CONVÊNIO ICMS 112, “autorizando a concessão de redução de base de cálculo do ICMS nas saídas internas de biogás e biometano nos estados associados: o Bahia, Mato Grosso, Rio de Janeiro e São Paulo” (Ministério da fazenda, 2016).



Em relação à problemática de tratamento de dejetos animais na pecuária brasileira, há um programa para o tratamento de dejetos animais, em que “propõe-se disponibilizar, por intermédio de crédito aos produtores de suínos, aves e bovinos de leite e corte, cooperativas e associações, os investimentos necessários para adequação da adoção de tecnologias de tratamento de dejetos e efluentes dos animais” (BNDES, 2013).

Só até o ano 2015, elaborou-se a resolução que estabelece a especificação do biometano de origem nacional a ser comercializado em todo o território (Resolução ANP nº 8, de 30.1.2015) (RANP 8 - 2015). Em seguida, instaurou-se a normativa nº 687/2015, que “tem como objetivo aprimorar o que foi estabelecido na resolução 482/2012, tornando possível instalar pequenas usinas geradoras” (ANEEL, 2015), considerando que, quando a quantidade de energia gerada for superior a energia utilizada, créditos para os produtos são atribuídos aos produtores (Sunenergia, 2017)

Em 2017, lançou-se o programa RenovaBio (uma iniciativa do MME) que “visa expandir a produção de biocombustíveis, fundamentada na previsibilidade e sustentabilidade ambiental, econômica e social” (EPE, 2017a). Nesse mesmo ano, a companhia SULGÁS, cria reuniões informativas relativas à chamada pública que tem como objeto a seleção de proposta para a aquisição de biometano. Com isto, a companhia busca condições alternativas e complementares viáveis ao suprimento de gás natural no Estado do Rio Grande do Sul (SULGÁS, 2017). Também, uma importante notícia mexeu com o setor de biogás e biometano: a Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP) aprovou uma resolução que “estabelece regras para o controle de qualidade e especificação de biometano oriundo de aterros sanitários e de estações de tratamento de esgoto (ETE) destinado para o uso de veículos, instalações residenciais, industriais e comerciais” (ABIOGÁS, 2017). Desta maneira obtiveram-se parâmetros para poder comercializar o biogás em todo o território nacional.

As regulamentações, programas, planos e incentivos para a produção de biogás marca uma nova fase para o setor no Brasil, permitindo a sua comercialização e utilização como substituto do gás natural. Pois, além de desenvolver uma nova atividade econômica e introduzir agentes ao mercado, estes marcos incentivadores e legislativos são importantes, principalmente, no ponto de vista ambiental (ABIOGÁS, 2017).

Segundo os dados reportados pela EPE, (2017b), entre os anos 2010 e 2016, o Brasil apresenta um crescimento exponencial na participação do biogás na sua matriz energética, aumentando de 0,01% para 0,05%, representando um crescimento do 400%, como mostra a Figura 5. Assim, o biogás como fonte de energia renováveis, para o ano 2016, representou o

1% do total da matriz energética brasileira, em relação às energias provenientes da biomassa, como se apresenta na Figura 6.



Figura 5 - Crescimento do biogás como fonte energética renovável, na matriz elétrica brasileira, entre os anos 2010 e 2016.

Fonte: EPE, 2017b.

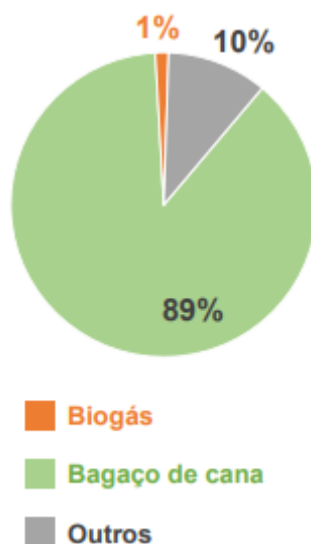


Figura 6 - Participação do biogás na matriz elétrica brasileira, a partir da biomassa, no ano 2016.

Fonte: EPE, 2017b.

Apesar da grande evolução do país no âmbito da produção de biogás, existem barreiras que limitam a utilização do mesmo como fonte energética. A disponibilidade de matérias-primas em áreas descentralizadas encontra-se relacionada à atividade econômica da área. Por sua vez, a falta de regulamentação e incentivos afeta o seu desenvolvimento, pois ainda não se

tem legislação bem estruturada para a venda do excesso da energia produzida às empresas energéticas ou ao estado. Nas áreas descentralizadas, e algumas centralizadas, ainda se evidencia a falta de infraestrutura para o acesso às redes de gás natural. Também, ainda o sistema de produção de biogás, de acordo à escala de produção, possui custos econômicos elevados (PROBIOGÁS, 2016). Com base nisso, e segundo a CIBiogás, (2017), um longo caminho ainda precisa ser percorrido para eliminar as barreiras atuais de comercialização do produto e viabilizar cada vez mais modelos de negócios com biogás, para assim estabelecer o biogás como uma fonte fundamental na matriz energética brasileira.

## 2.2 MATÉRIA-PRIMA PARA A PRODUÇÃO DE BIOGÁS

A escolha da matéria-prima é um dos parâmetros mais importantes no gerenciamento dos impactos do ciclo de vida da produção de biogás (POESCHL et al., 2012b). Alguns critérios podem ser usados para a seleção da matéria-prima como: sua natureza, sua relação de carbono/nitrogênio, disponibilidade, seu alto rendimento por hectare relacionado à eficiência de produção de metano (CH<sub>4</sub>) e seu impacto ambiental (DIVYA et al., 2015), econômico e social.

A escolha dos substratos é influenciada também pelas possibilidades de uso ou disposição final do material digerido (coproduto da digestão – Adubo orgânico) (JEDE et al., 2015). Dentre este critério observam-se fatores limitantes, tais como: a) a possibilidade de não existir área agrícola suficiente para sua disposição (ex. o esterco animal quando não possui ou bom tratamento e aproveitamento depois de produzido); b) que a distância entre o local de geração e de aplicação seja muito distante; c) que o estado proíba o seu uso como fertilizante de cultivos por possui elevado grau de impurezas ou patógenos (no caso do esterco animal); d) a falta de higienização da matéria digerida (no caso do esterco animal) (JEDE et al., 2015).

Por outro lado, as características físicas e químicas da matéria-prima, tais como teor de nutrientes, umidade, sólidos voláteis, tamanho de partícula e biodegradabilidade podem afetar de forma excessiva a estabilidade do processo e a produção de biogás. Estas características dão sustento ao parâmetro de produção de metano (rendimento) (KIRAN et al., 2014). Por isso, recomenda-se o conhecimento das mesmas antes de se utilizar a matéria-prima selecionada no processo.

Em todo o mundo, existem diferentes matérias-primas para a produção de biogás. Na Europa, devido às diferentes políticas no campo das energias renováveis, e aos fortes impulsos

para incentivar à recuperação e reciclagem de resíduos agrícolas e zootécnicos, houve um aumento no interesse da construção de plantas de digestão anaeróbia (RABONI E URBINI, 2014). Alemanha, Reino Unido, Itália, Suécia e Suíça são os principais países produtores de energia a partir de biogás (IRENA, 2017; WER, 2016). Com o passar do tempo, a Europa converteu-se no continente que possui o maior avanço tecnológico relacionado ao melhoramento do biogás, que é usado principalmente como combustível de veículos (WER, 2016).

Na Europa, o uso de resíduos agrícolas como matéria-prima apresenta questionamentos quanto a competição com outras aplicações, como a produção de alimentos, que induzem a necessidade de substituição das matérias-primas (ex.: o milho). Os resíduos orgânicos, por sua vez, exigem um processo de pré-tratamento, além do transporte, o que aumenta a logística de seu uso, e conseqüentemente seu impacto ambiental (POESCHL et al., 2012a). O pré-tratamento otimiza a produção de biogás, uma vez que ajuda a melhorar a baixa biodegradabilidade dos resíduos, melhorando a hidrólise dos compostos sólidos nos resíduos. Existe diversos pré-tratamento, tais como: térmico, adição de enzimas, ozonização, solubilização química por acidificação ou hidrólise alcalina, desintegração mecânica e uso de ultrassom de baixa frequência (CAMPOS E FLOTATS, 2004).

Os Estados Unidos de América (EUA) é um dos cinco maiores produtores de biogás para combustível veicular em todo o mundo (a maioria dos atores estão na Europa). Segundo o estudo desenvolvido por Edwards et al. (2015), a indústria produtora de biogás nos EUA está bem estabelecida e se baseia principalmente em matérias-primas como o lodo de esgoto e aterro sanitário (como na Europa), seguido de matérias-primas agrícolas provenientes de fazendas, que representa 17%.

78% das plantas de digestão anaeróbia nos EUA são de pequena e média escala, com menos de 1 MW de capacidade de geração. Destas instalações, 86% usam resíduos de gado (principalmente de produtos lácteos), onde, segundo Fuchsz e Kohlheb, (2015), apenas 3% dessas utilizaram a co-digestão com diferentes matérias-primas, enquanto o restante caracteriza-se pela mono-digestão.

A Ásia possui trabalhos na área de energias renováveis e de busca por fontes energéticas mais eficientes. O continente caracteriza-se por liderar o mundo no uso de digestores em pequena escala para produzir biogás para cozinhar e para aquecimento de ambientes (WER, 2016). A maioria de estudos, de pequena e grande escala, são reportados unicamente para estatísticas do continente. A China é a principal produtora de biogás a partir de resíduos

pecuários (esterco de porcos, gado e ovelhas). Os projetos de produção de biogás se desenvolveram rapidamente no país, com o intuito de solucionar o grave problema de geração de resíduos agropecuários não aproveitados e, assim, sustentar o crescimento econômico e melhorar a convivência social com o meio ambiente (WANG et al., 2014). A Índia também se destaca por deter plantas de biogás em escala doméstica, alimentadas principalmente por esterco de gado e resíduos agrícolas (WER, 2016). Na Índia, a produção de biogás industrial é voltada para o melhoramento da qualidade da água, limitando a liberação de efluentes nas vias navegáveis. Assim como alguns países da América do sul, China e Índia possuem sistemas de gasoduto onde o biogás poderia ser incorporado (IRENA, 2017; WER, 2016).

A África possui grande potencial para a produção de biogás a partir de dejetos animais, visto que a pecuária é a principal atividade econômica da região. Apesar disso, o continente não possui fortes investimentos tecnológicos na área de energias renováveis, em função do baixo desenvolvimento econômico-social de sua população, que mal supre as necessidades básicas da comunidade (WER, 2016).

Na América do Sul, no ano 2016, o principal produtor de biocombustíveis (etanol e biodiesel) foi o Brasil, atrás apenas dos EUA. A produção de biogás, a partir de esterco, na América do Sul possui um alto potencial de produção, já que apresenta um ótimo clima para o seu desenvolvimento e uma grande variedade de biomassas derivadas das atividades agropecuárias.

Devido ao grande potencial que o Brasil possui para a produção de biogás a partir de matérias-primas oriundas da atividade pecuária, em virtude a sua grande variedade de rebanhos criados para a exportação, e produção de carne e outros produtos derivados, a maioria das usinas de produção de biogás trabalham com o esterco como matéria-prima.

### **2.2.1 Esterco animal como matéria-prima para a produção de biogás**

O substrato empregado no processo de produção de biogás deve ser acessível ao longo do ano para atingir a rentabilidade no sistema ou na produção de energia; se não, o sucesso da digestão anaeróbia pode ser afetado. Quando se realiza a criação animal como principal atividade econômica, o esterco é produzido continuamente. É por isso que, a utilização dos resíduos da criação de animal, como matéria-prima para a produção de biogás, tem se expandido significativamente hoje em dia, também, devido aos avanços no desenvolvimento sustentável, promovendo a produção de energia e uma metodologia adequadas de gestão de resíduos (OKONKO et al., 2009)

O estudo realizado por Divya et al. (2015) demonstrou que, desde o início da produção de biogás, a porcentagem do uso do estrume animal (36%) é maior, e continua crescendo de acordo as características regionais, quando comparada com os resíduos agroindustriais (30%) e resíduos sólidos urbanos (34%). O estrume proveniente de animais domésticos na Europa representa 43% do total de matérias-primas utilizadas, como entrada de massa, no processo de produção do biogás (HIJAZI et al., 2016). Na Noruega, o esterco de animais representava o 42% do potencial produtor de biogás (LYNG et al. 2015). Na Dinamarca, por exemplo, uma meta foi lançada para atingir 50% do uso de estrume para biogás até 2020, em comparação com o uso atual de apenas 5% a 7% (HAMELIN et al., 2014).

O Esterco, foco de estudo no presente trabalho, é considerado um resíduo do processo de criação de gado que causa altos impactos tanto terrestres quanto aquáticos, uma vez que contam com limitada capacidade de autodepuração. Por outro lado, a degradação não controlada libera gases de efeito estufa e resulta em uma série de outros problemas para a atmosfera e para saúde humana. Sua principal contribuição é na categoria de acidificação e eutrofização dos solos e corpos de água, por causa de substâncias inorgânicas como nitratos, sulfatos e fosfatos, quando direcionado diretamente sem prévio tratamento, bem como pelo escoamento superficial em pastagens e lavouras adubadas em excesso (BARBOSA e LANGER, 2011). Também, a categoria de aquecimento global é afetada pelas emissões de gases de efeito estufa (principalmente pelo CH<sub>4</sub>) provenientes da ruminação, respiração animal e a produção de fezes. Desta maneira, o mau gerenciamento de dejetos é uma das principais fontes poluidora e produtora de emissões de GEE do setor pecuário (BATTINI et al., 2013; AGOSTINI et al., 2015).

O uso do esterco na produção de biogás é uma maneira ambientalmente benéfica, não apenas para reduzir seus impactos, mas também para produzir energia e biofertilizantes. Quando realizado o processo de digestão anaeróbia, as emissões oriundas do processo convencional de tratamento dos dejetos, pode ser atribuída ao processo de produção de biogás como créditos de emissão, devido a que sua produção é evitada (AGOSTINI et al., 2015).

A eficiência desta matéria-prima está ligada ao teor de nutrientes nas dietas alimentares dos animais (DE VRIES et al., 2012; FUSI et al, 2016), assim como as emissões estão ligadas à ingestão e à digestibilidade dos alimentos (VAN STAPPEN et al., 2016).

Segundo Poeschl et al., (2012b), o esterco possui baixo valor energético e baixa eficiência de conversão de biogás. Por isto, ele é indicado para ser usado em co-digestão com outros substratos na produção de biogás e, assim, aumentar o seu rendimento. Segundo Jede et

al. (2015), o esterco tem, por característica, boa carga de microrganismos, alta quantidade de nutrientes e favorecem o efeito tampão (neutralização em caso de produção de ácidos para evitar que o pH varie), assegurando a estabilidade do processo anaeróbio na co-digestão com substratos sazonais e/ou volumes variáveis. Alvarez et al. (2010) e Nges et al. (2012) afirmam que a adição de estrume, numa co-digestão, é necessária para garantir um nível suficiente de micronutrientes para o processo de digestão. Apesar disso, os diferentes tipos de esterco apresentam variação na composição orgânica, no teor de matéria seca (MS) (1,5 a 30%) e no teor energético, afetando, portanto, a produção de biogás e as consequentes emissões (NKOA, 2014).

Geralmente, o esterco tem baixo teor de carbono comparado com resíduos agrícolas (DIVYA et al., 2015). A relação carbono-nitrogênio ótima na produção de biogás está na faixa de 20:1 a 30:1 (WANG et al., 2012; GIWA, 2017). Em algumas situações, o esterco animal é tão diluído, em relação ao teor de carbono, que é uma prática comum, para as usinas de biogás, fazer uma co-digestão do esterco com substratos ricos em carbono a fim de garantir a produção de biogás (HAMELIN et al., 2014). Na Tabela 1 apresenta-se a relação de carbono-nitrogênio dos diferentes esterco de animais que são utilizados da digestão anaeróbia.

Tabela 1 - Relação de carbono/Nitrogênio de diferentes esterco animais.

| <b>Esterco Animal</b> | <b>C/N</b> |
|-----------------------|------------|
| Gado                  | 16-35      |
| Aves domésticas       | 3-15       |
| Porco                 | 6-14       |
| Ovelha                | 30-33      |
| Cavalo                | 20-25      |

Fonte: Giwa et al. (2017).

No Brasil, quando utilizado o método de digestão anaeróbica, normalmente realiza-se uma mono-digestão, em virtude desta tecnologia ser utilizada como sistema de gerenciamento de dejetos em fazendas produtoras de animais (vacas, porcos, aves, entre outros). A digestão com uma única matéria-prima é eventualmente aplicável nas plantas de biogás simples ou de pequena escala, assim como substratos homogêneos e líquidos (OLUGASA et al., 2014): características do sistema de produção de biogás na agropecuária brasileira (plantas simples de pequena escala).

Quando o esterco é utilizado como matéria-prima no processo de digestão anaeróbia, recomenda-se a eliminação dos patógenos presentes, para poder ser utilizado como adubo em cultura para alimentos. Para isso, a Organização Mundial de Saúde (OMS) recomenda uma

exposição da matéria que sai da etapa de digestão, ao calor acima de 50°C durante sete dias, para higienizar o material digerido (JEDE et al., 2015). Para higienizar a matéria digerida pode-se: a) a técnica de compostagem térmica; ou b) realizar um processo termofílico na digestão anaeróbia (JEDE et al., 2015).

### 2.2.2 Pecuária brasileira - Produção de bovino

O rebanho bovino Brasileiro, ainda considerado o maior do mundo, no ano 2017, possuía 221,8 milhões de cabeças, o que representa o 13,6% do rebanho mundial. O número de abates no mesmo ano foi de 39,2 milhões de cabeças, produzindo um volume de carne aproximado de 9,71 milhões de toneladas equivalentes carcaça (TEC). Do total de carne produzida, 20% foi exportada e 80% abasteceu o mercado interno (ABIEC, 2018). No Brasil, o peso médio de carcaça é de 247,6 kg. Na Figura 7 apresenta-se a distribuição do rebanho bovino no território Brasileiro.

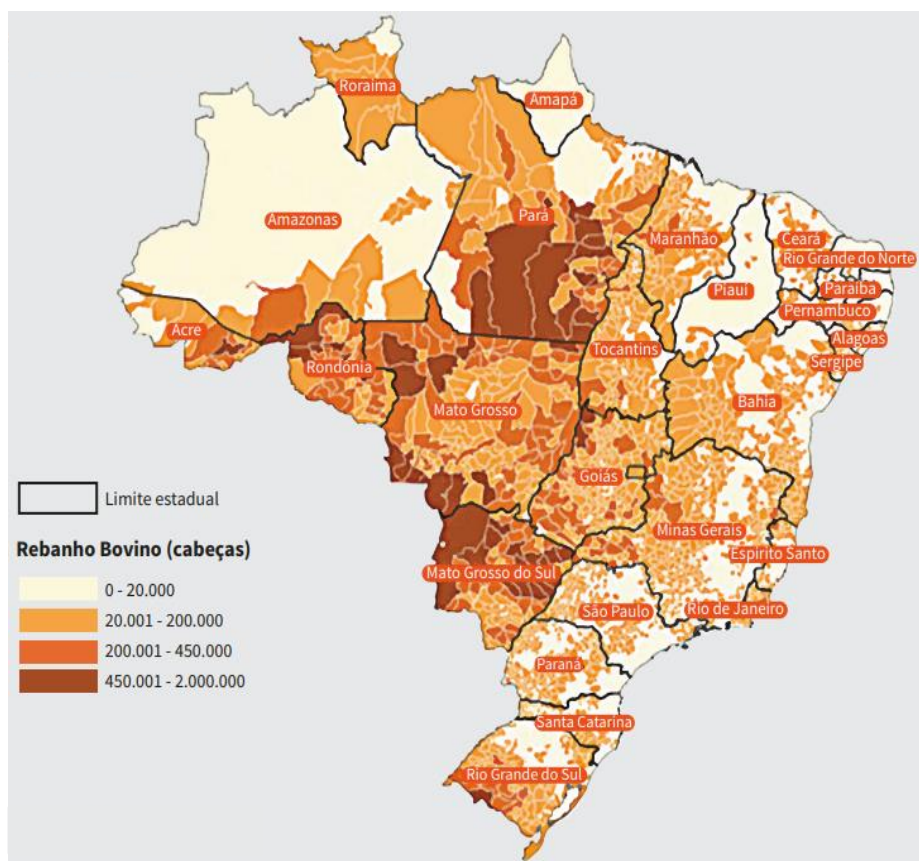


Figura 7 - Distribuição do rebanho bovino no Brasil.  
Fonte: ABIEC, 2018.

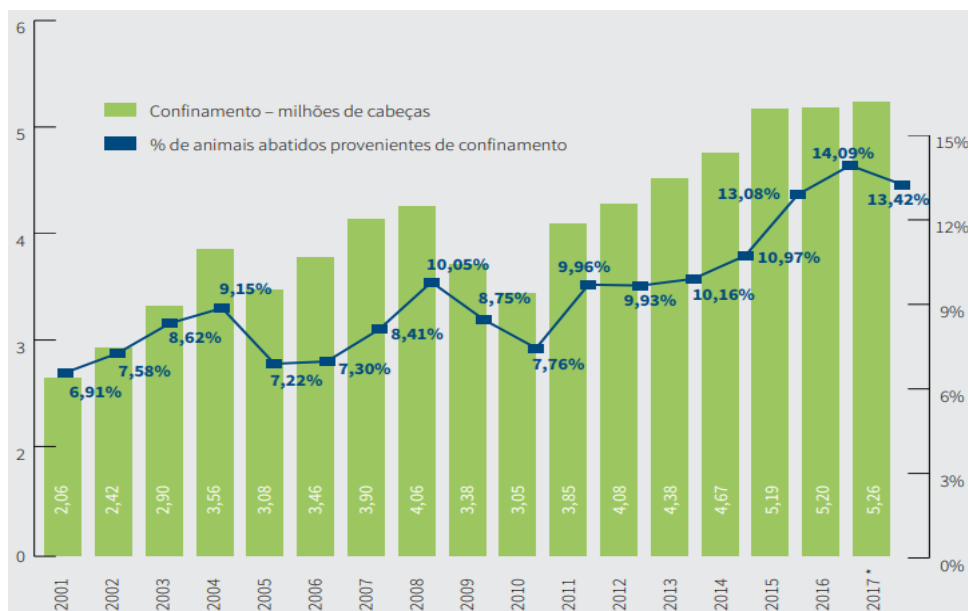


A criação de animais ruminantes, sendo atualmente a principal atividade da agropecuária no mundo todo, encontra-se em crescimento com características intensivas: confinamento e semi-confinamento. Este tipo de metodologia de criação animal possui grandes benefícios, para o setor econômico, como o aumento da eficiência produtiva do rebanho, qualidade da carne, redução da idade de abate do animal graças ao ganho de peso médio diário em comparação com outros regimes alimentares, programação de abates ao longo do ano e aceleração do retorno do capital (MANSO E FERREIRA, 2007).

Essas mudanças no sistema de produção (de extensivo para intensivo) afetaram negativamente as emissões de GEE e geram outros impactos ambientais na produção de carne bovina, devido ao aumento de insumos materiais, melhorias de produtividade, quantidade de resíduos animais (estrume como principal), entre outros (RUSSO E BLOTTNITZ, 2017).

O metano ( $\text{CH}_4$ ) proveniente da fermentação entérica dos ruminantes é a maior fonte de emissões de GEE (65%), o gado representa 77% dessas emissões de GEE. Os países em desenvolvimento contribuem com 75% das emissões globais de GEE provenientes de ruminantes e 56% das emissões de monogástricos (HERRERO et al., 2013; RUSSO E BLOTTNITZ, 2017). Por sua vez, o setor agrícola é responsável pelo 18% das emissões mundiais equivalentes de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) (DE VRIES e DE BOER, 2010; CHERUBINI et a., 2015). A pecuária tem um impacto significativo no meio ambiente (CHERUBINI et a., 2015), e por isso que é necessário melhorar as práticas de gerenciamento de dejetos animais para obter uma produção mais sustentável e amigável com o meio ambiente.

No Brasil, Segundo Bungenstab (2005), o sistema de confinamento aumentou mais de 50% desde 1994. Em 2017, 5,26 milhões de cabeças de bovinos foram criadas em sistemas de confinamento. Deste total, 4,09 milhões de cabeças foram abatidas, o que representou 10,4% do total de gado abatido no ano (39,2 milhões de cabeças) (ABIEC, 2018). Na Figura 8 apresenta-se o crescimento do sistema de confinamento de bovinos e a representatividade destes animais no abate total no Brasil em porcentagem.



\* Os valores do ano 2017 apresentando pela ABIEC nesta figura são preliminares.

Figura 8 - Bovinos confinados em milhões de cabeças e representatividade destes animais no abate total no Brasil em porcentagem. Fonte: ABIEC, 2018.

### 2.2.1.1 Sistema de confinamento animal no Brasil.

O confinamento é o sistema de criação de bovinos em que lotes de animais são encerrados em currais, sendo fornecido o alimento e água em cochos. Este sistema exige um bom planejamento devido ao elevado volume de recursos financeiro, relacionados à compra dos animais, a sua respectiva alimentação e cuidados, e manutenção das instalações.

No Brasil, com bastas terras para pastagem, parece melhor confinar visando-se a terminação durante a entressafra (na seca), utilizando-se instalações simples e práticas, e alimentos produzidos na própria fazenda. Isto devido ao pouco capital, baixo poder aquisitivo e um sistema de classificação de carcaça ainda incipiente (A classificação de carcaça bovina com base no acabamento de gordura é um sistema descritivo, geralmente visual, portanto subjetivo, que também pode tornar-se objetivo por meio de equipamentos computadorizados de análise de vídeo imagem já disponíveis no mercado). Por outro lado, desde bezerros desmamados até vacas “boiadeiras” (vacas de descarte devido a que acabou sua produtividade) podem ser alimentados neste sistema (DE QUADROS, 2018).

Os sistemas de confinamento devem estar localizados perto dos centros de produção de alimentos para os animais, principalmente quando não se produzem no mesmo local. Por sua vez, devem de estar longe de estradas, aeroportos ou lugares com alto ruído (EMBRAPA, 2000).

A locação do curral na propriedade deverá evitar áreas próximas a grande movimentação, proximidade de fontes de água e de redes de energia elétrica. Sua infraestrutura caracteriza-se por ser a céu aberto e possuir piso de areia batida com declividade de 3% a 8% (dependendo se a região é seca ou chuvosa), sendo áreas bem drenadas, que garantam um piso seco (DE QUADROS, 2018). Por sua vez, deve possuir: centro de gerenciamento dos animais, área para produção e/ou preparo de alimentos, estrutura para coleta de esterco, conservação do solo e da água, entre outras, como mínimo.

O número de animais que se deseja confinar é fundamental. Estes deverão estar divididos em lotes, caracterizados pela homogeneidade dos animais. Recomenda-se não incluir animais em lotes já em confinamento, bem como um máximo de 150 cabeças por lote (EMBRAPA, 2018).

Quanto à área, geralmente é sugerido de 15 a 30 m<sup>2</sup> por animal. Em regiões mais secas podem ser 12 m<sup>2</sup> por animal. Por outro lado, em regiões mais chuvosas, para evitar lama, podem ser utilizados até 50 m<sup>2</sup> por animal. Nesse último caso, podem ser feitas calçadas (concreto, cascalho, paralelepípedo, etc.) com 1,8 a 3,0m ao longo dos cochos. Uma outra opção seria a construção de telhados (DE QUADROS, 2018).

Com este tipo de infraestrutura ampla, visam-se que as instalações sejam de baixo custo, funcionais e práticas de modo a facilitar o gerenciamento dos animais, abastecimento e limpeza dos cochos e currais.

#### 2.2.1.2 Gerenciamento do esterco em sistemas de confinamento.

Atividades mais intensificadas (ex.: confinamento) são vistas como tendo maior impacto ambiental. Segundo De Quadros (2018), para que a produção animal possa se expandir de forma a atender à demanda humana minimizando-se o impacto ambiental, novos sistemas de gerenciamento de dejetos devem ser desenvolvidos e adotados pelos produtores e agroindústrias.

O esterco representa importante influência na área econômica, quando comparado com os fertilizantes químicos (ureia, sulfato de amônia etc.), visto que o esterco apresenta componentes semelhantes aos fertilizantes químicos, podendo ser substituídos; obtendo uma importância técnica na adubação e estruturação das áreas de plantio, bem como na geração de energia para a propriedade e arredores (DE QUADROS, 2018).

Para identificar o adequado sistema de gerenciamento a ser implementado na fazenda, é necessário começar por possuir o conhecimento do tipo de infraestrutura dos currais e o volume de esterco diário obtido.

A infraestrutura de cada tipo de sistema de gerenciamento deve começar pela declividade da área de alimentação (cochos) e currais para facilitar o escoamento e coleta das águas, resíduos alimentares e dejetos; seguido de canais coletores para drenagem de fluidos e condução dos sólidos produzido durante as operações (ex.: esterco e alimento que cai para fora dos cochos). De acordo à técnica de tratamento utilizada posteriormente, estes canais podem ser construídos no solo de terra batida ou de concreto.

Em algumas propriedades, quando muito, seguido a infraestrutura de canalização, utiliza-se o método de compostagem, onde os dejetos são canalizados para esterqueiras. Por sua vez, em seguida do sistema de canalização, os dejetos podem ser acumulados em tanques para depois serem depositados diretamente nas pastagens, com ajuda de tratores coletores (AGOSTINI et al., 2015; RAMIREZ-ARPIDE et al., 2018). Assim mesmo, pode-se encontrar sistemas de tratamento como o armazenamento em tanques de lama (MEYER-AURICH et al., 2012; CHERUBINI et al., 2015) ou em lagoas de retenção ou sedimentação. Por outro lado, quando o esterco, coletado pelos canais, se apresenta sem impurezas (terra), podem ser utilizados sistemas de produção de biogás (Digestão anaeróbia) com fins energéticos.

Segundo Lende et al. (2015), o tratamento dos dejetos gerados pelo setor pecuário através da digestão anaeróbia, se mostra como uma solução atrativa para o Brasil, uma vez que, o país possui condições climáticas favoráveis e a DA é um tratamento que pode estar aliado à produção energética. Vale ressaltar que, em muitos casos, o processo de digestão anaeróbio não é suficiente para atingir os padrões de lançamento brasileiros dos seus produtos gerados (biogás e adubo orgânico), sendo necessário um pós-tratamento (LNEDE et al., 2015). Em relação ao biogás, seria necessária sua purificação para poder utiliza-lo como combustível veicular. Já para o adubo orgânico, como pós-tratamento, poderia ser submetido a altas temperaturas para eliminar os patógenos presentes.

### 2.3 PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA (DA)

O processo da digestão anaeróbia acontece em quatro etapas: Hidrólise, Acidogênese, Acetogênese e Metanogênese. Cada etapa é realizada por um conjunto de microrganismos diferentes. Na maioria das plantas de digestão anaeróbia, a matéria-prima torna-se estável a

temperaturas entre 35-42 ° C (na faixa mesófila) para produzir biogás (HIJAZI et al., 2016). No Brasil, mesmo com as suas condições climáticas favoráveis, é necessário um aquecimento adicional do reator quando sua temperatura encontrasse por volta dos 35 ° C, com a finalidade de atingir a faixa mesófila ideal. Por sua vez, recomenda-se o isolamento do reator para manter a temperatura, uma vez que, segundo Lende et al. (2015), mesmo nas áreas mais quentes do Brasil, raramente é possível manter a temperatura dos reatores constante e acima de 20-25°C.

As variações dos gases presentes no biogás dependem dos principais grupos moleculares (carboidratos, proteínas e gorduras) presentes nas matérias-primas utilizadas, bem como da tecnologia e do gerenciamento do processo de digestão (Hijazi et al., 2016). Por outro lado, a produção eficiente de biogás também está relacionada aos parâmetros internos dos biodigestores como o pH, temperatura, características hidráulicas (capacidade de mistura e de bombeamento), entre outros.

Em todo o mundo, existem diferentes matérias-primas para a produção de biogás, usadas individualmente como substrato (mono-digestão) ou em mistura (co-digestão) (POESCHL et al., 2012b). Por meio da co-digestão consegue-se uma maior estabilidade no processo e uma maior geração específica de biogás, aumentando a eficiência da planta.

Segundo Lende et al., (2015), por meio da co-digestão: a) as características cinéticas das etapas da degradação biológica anaeróbia (velocidade da hidrólise, disponibilidade de nutrientes) podem ser determinadas; b) os efeitos tóxicos de alguns substratos que contêm elevadas concentrações de sais ou de fenóis, podem ser eliminados; c) a capacidade de tamponamento (neutralização em caso de produção de ácidos para evitar que o pH varie) pode ser aumentada; d) e as características hidráulicas de substratos com alto teor de sólidos podem ser otimizadas

Em relação as tecnologias de produção, tem-se no mercado mundial tanto opções de reatores de baixo nível tecnológico (ex.: biodigestores de lagoa anaeróbia coberta), utilizados na maioria de empreendimentos brasileiros; como reatores de alto nível tecnológico (ex.: biodigestor CSTR - do inglês *Continuous Stirred Tank Reactor*) (KUNZ et al; 2016).

As lagoas anaeróbias cobertas são utilizadas no Brasil para o tratamento de esgoto sanitário e de efluentes provenientes da agropecuária e da indústria de laticínios, carne e outros. Os biodigestores CSTR normalmente são utilizados para substratos mais densos, que possam ser bombeados e misturados. Esta tecnologia exige substratos livres de impurezas e suficientemente úmidos (LENDE et al., 2015). A tecnologia de reatores UASB - do inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*, utilizados para o tratamento de efluentes industriais

e, em locais de clima quente, também do esgoto sanitário, possuem um sistema de fluxo ascendente.

Atualmente existem artigos na literatura sobre as tecnologias utilizadas no processo de digestão como o trabalho desenvolvido por Moller and Muller (2012) e Lende et al. (2015), mas são poucos os trabalhos de análise de ciclo de vida da produção de biogás que a detalham, como no estudo realizado por Rahman et al. (2017) e Chen et al. (2012).

O dimensionamento e construção da planta, sendo um estágio parte do ciclo de vida da produção de biogás, dependem da quantidade matéria-prima que se deseja tratar e finalidade do biogás produzido. Por sua vez, os custos de investimento e operação variam dependendo do tamanho do digestor, do substrato utilizado e sua preparação, além da técnica de implementação (custos de operação) (LENDE et al., 2015).

A digestão anaeróbia, como dito na seção 2.2.2.2, apresenta-se como uma alternativa de gerenciamento dos dejetos produzidos na criação animal. Esta tecnologia é utilizada em muitas partes do mundo, com diferentes escalas, como na Alemanha (POESCHL et al., 2012a), Reino Unido (MEZZULLO et al., 2013), Itália (BACENETTI et al., 2013), Canadá (ZHANG et al. 2015), Brasil (CHERUBINI et al., 2015), Vietnã (VU et al., 2015), África do Sul (RUSSO E BLOTTNITZ, 2017) e China (HOU et al., 2017), para produzir não só biogás, mas também adubo orgânico.

O biogás pode ser utilizado em atividades de cozinha ou queimado perto do local de produção para gerar calor (em caldeiras para geração de vapor), bem como energia elétrica e calor em conjunto (em usinas de cogeração); ou mesmo purificado para produzir biometano para distribuição residencial ou industrial através de redes de gás natural, ou para uso como combustível de transporte (LANSCHE E MULLER, 2012; LYNG et al., 2015).

Apesar do biogás poder ser utilizado como fonte produtora de bioenergia, e o Brasil possuir empreendimento de produção de biogás, no setor agropecuário não se tem registro de biogás sendo aproveitado com fins energéticos. O setor agropecuário possui um alto potencial para ser desenvolvido em relação ao aproveitamento da energia gerada a partir de resíduos agrícolas, bem como do adubo orgânico gerado na digestão, o qual pode contribuir para valorizar o sistema bioenergético (LENDE et al., 2015).

### **2.3.1 Impactos ambientais das Plantas de Digestão Anaeróbia**

Os impactos ambientais associados ao processo de DA dependem fortemente de fatores como seleção de substrato, pré-tratamento de matéria-prima, tecnologia e práticas operacionais

escolhidas, escala de produção e projeto físico da planta. O grau de automação, agitação, bombeamento e frequência de alimentação influenciam no consumo de energia (POESCHL et al., 2010; UUSITALO et al., 2013), que consequentemente afetam diferentes categorias de impacto como aquecimento global, depleção de combustíveis fósseis, ente outros.

Diferentes estudos relatam que a operação de plantas de DA é o estágio mais poluente em termos de emissões de GEE ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{SO}_2$ ) dentro do ciclo de vida de produção de biogás (MEYER-AURICH et al., 2012; STYLES et al., 2015). Segundo Fantin et al. (2015), as plantas de DA podem contribuir fortemente nas categorias de eutrofização e acidificação do ciclo de vida a produção de biogás com fins energéticos, já que as emissões de fosfato e nitrogênio presentes na matéria-prima e insumos utilizados, representam uma alta porcentagem do total de emissões. Por outro lado, o metano produzido pela decomposição da matéria-prima na planta de DA, contribuir na categoria de aquecimento global do sistema.

O impacto ambiental da planta de DA, por sua vez, depende do tipo de fonte energética utilizada para o fornecimento de energia elétrica ou calorífica. Com a recirculação da energia produzidas por plantas CHP, como estágio contínuo às plantas de DA, os impactos ambientais serão menores, quando comparado com o fornecimento de energias oriundas de fontes fósseis.

A construção da planta de DA é uma etapa pouco estudada dentro da ACV da produção de biogás, uma vez que esta possui menores impactos quando comparada com aos impactos contínuos relacionados ao seu funcionamento. Fuchsz e Kohlheb (2015) e Mezzullo et al. (2013), por exemplo, relatam que esta etapa apresenta emissões insignificantes de GEE para o ciclo de vida da produção de biogás, considerando isso como fundamento para não ser estudada.

## 2.4 O USO DO BIOGÁS E AS PLANTAS CHP

O biogás, como mostra Lende et al. (2015), pode ser utilizado de diferentes maneiras como em: a) caldeiras, fornos e estufas substituindo outros combustíveis; b) a geração de eletricidade para uso local ou para venda para concessionárias; c) a co-geração de eletricidade e calor em usinas CHP; e d) o uso como combustível alternativo na linha de gás ou em veículos. A Figura 9 apresenta o tratamento do biogás conforme ao seu uso e a Figura 10 apresenta os diferentes usos do biogás.

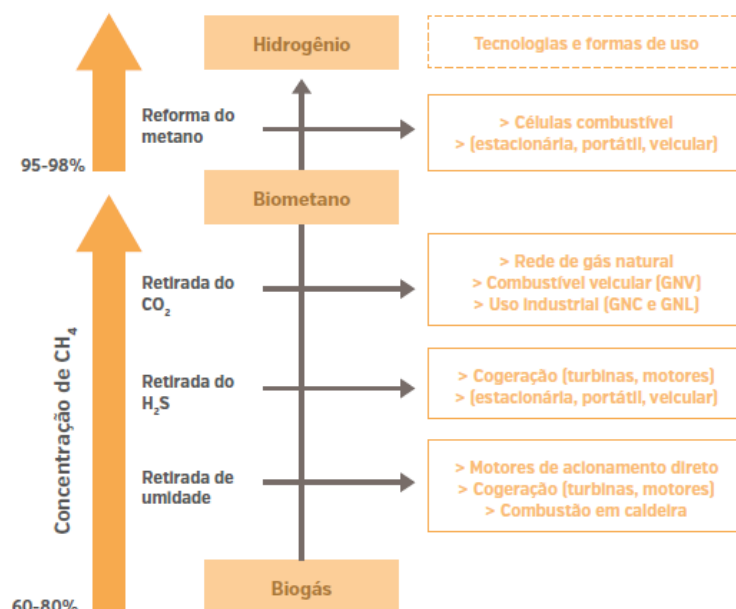


Figura 9 – Tratamento conforme o uso final.  
Fonte: Lende et al., 2015.

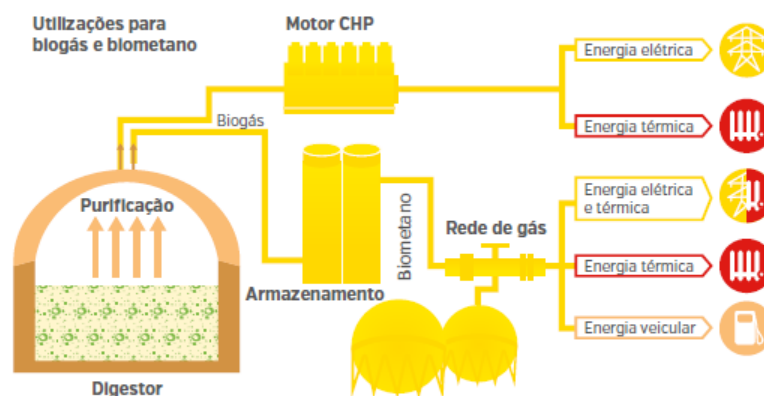


Figura 10 – Aproveitamentos energéticos para biogás e biometano.  
Fonte: Lende et al., 2015.

Geralmente, quando o biogás é utilizado para gerar energia elétrica, se utilizam motores a combustão com gerador de eletricidade, que por sua vez produzem calor, chamados de motores ou plantas de cogeração (CHP). Este tipo de plantas, a gás, apresenta menos emissões de gases NO<sub>x</sub> do que um motor a base de bicomcombustíveis (LENDE et al., 2015). Por sua vez, nesta tecnologia de plantas CHP, é possível explorar 90% da energia contida no gás

Existem três escalas de plantas CHP, em termos de geração de energia: pequena, abaixo de 250 kWh (WHITING E AZAPAGIC, 2014); média, entre 250 e 500 kWh (LIJÓ et al., 2014b); e grande, acima de 500 kWh (FANTIN et al., 2015) (Tabela 1). Por sua vez, plantas



que possuam uma produção de 300 kw podem ser consideradas plantas industriais (TAYLAN et al. (2017)). Os valores das escalas nomeadas anteriormente são as referências mais utilizadas quando visa-se definir o tamanho da planta. O conhecimento do tamanho da planta facilita o enquadramento da mesma na legislação e marcos legais de cada país.

O excesso de eletricidade produzida pelas plantas CHP pode ser injetado e/ou vendido para rede elétrica nacional. Esta eletricidade pode substituir eletricidade de outras fontes energéticas não renováveis, tais como o gás natural, carvão, petróleo, entre outros (POESCHL et al., 2010). No entanto, sua injeção depende dos custos dos equipamentos necessários para interconectar as unidades de geração (plantas CHP) com a rede elétrica nacional, e os preços pagos pelas empresas de energia elétrica (HUTTUNEN et al., 2014) aos fornecedores que vende seu excesso de bioenergia. No Brasil, ainda não existe legislação nem incentivos que promovam a produção de eletricidade a partir do biogás, nem valores estabelecidos para a mesma quando vendidos à rede nacional.

A energia térmica (calor) produzida e liberada pelas plantas CHP pode ser utilizada a uma temperatura de cerca de 80°C. Esta normalmente é usada apenas para fornecer o calor necessário os digestores (LIJÓ et al., 2017). O excesso de calor é normalmente dissipado no meio ambiente como resíduo (MEYER-AURICH et al., 2012). Em alguns casos, o calor extra pode ser vendido ou usado em redes de aquecimento municipais ou em edifícios, quando as temperaturas ambientais são baixas, e quando a usina geradora está localizada perto dos locais a serem aquecidos. Para isso, é necessária uma instalação adequada de coleta e distribuição do calor. Sua distribuição é muito cara, e devido às perdas por distâncias faz difícil sua distribuição em longas distâncias.

#### **2.4.1 Impactos ambientais das Plantas CHP**

Ao contrário da planta de Digestão Anaeróbia, a planta CHP tem um baixo impacto dentro do ciclo de vida do biogás (De Vries et al., 2012). Esta emite emissões de dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) e gases nitrosos (NO<sub>x</sub>) que ocorrem principalmente devido à combustão de biogás nos motores de cogeração (Agostini et al., 2015), onde as emissões de SO<sub>2</sub> contribuem para o potencial de acidificação e as emissões de NO<sub>x</sub> contribuem para o potencial de eutrofização. Assim mesmo, as plantas CHP também contribuem significativamente para a categoria de aquecimento global, causadas principalmente pelas perdas do motor.

A geração de eletricidade a partir do biogás tem um bom potencial para reduzir as emissões de GEE. Quando co-gerada a eletricidade com o calor, esta redução pode aumentar

ainda mais, uma vez que o calor produzido pode substituir o calor produzido em sistemas equivalentes.

A eletricidade produzida pelo biogás, quando comparada com a do seu principal substituto (Gás natural) é ambientalmente melhor nas categorias de impacto aquecimento global, acidificação e eutrofização, e potencial de depleção Abiótica (DE VRIES et al., 2012; LIJÓ et al., 2014a; FUSI et al., 2016).

### 3. ANÁLISE DO CICLO DE VIDA (ACV)

Avaliação do Ciclo de Vida é uma técnica de avaliação e quantificação de possíveis impactos ambientais, associados a um produto ou processo. Segundo a ISO 14.040 ACV é a "compilação e avaliação das entradas, saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida".

Esta ferramenta permite auxiliar na tomada de decisão graças a sua análise científica, que permite identificar oportunidades de melhoria no desempenho ambiental de produtos ou processos em qualquer etapa. Por sua vez, é utilizada para comparar diferentes processo e produtos para determinar a eficiência ambiental que cada um possui, e estabelecer suas diferenças. Segundo a ABNT 14.040, a ACV é uma das várias técnicas de gestão ambiental (alguns exemplos: avaliação de risco, avaliação de desempenho ambiental, auditoria ambiental e avaliação de impacto ambiental) e pode não ser a técnica mais apropriada a ser empregada em todas as situações.

A ACV também apresenta algumas limitações, tais como: a) a subjetividade na natureza das escolhas; b) os modelos usados no inventário ou a avaliação de impactos pode ser limitada pelas suposições; c) a precisão dos resultados estarem limitadas à disponibilidade/qualidade dos dados, e conseqüentemente não refletir a realidade analisada; d) a falta de dimensões espaciais e temporais dos dados dos inventários usados e incerteza nos resultados dos impactos (ABNT, 2001).

A avaliação do ciclo pode ser realizada desde a etapa de aquisição da matéria-prima até a disposição final do produto, chamada de “do berço ao túmulo” ou, realizada em determinadas partes do ciclo de vida, como por exemplo, “do berço ao portão”, "do portão ao portão” e “do portão ao túmulo”. Esta escolha de fronteiras está definida pelo escopo do estudo. Dentre as etapas podem ser consideradas fases intermediárias como sua manufatura, transporte e possível uso (reciclagem ou reuso). Segundo a norma ABNT ISO 14040: 2009, esses diferentes escopos dos estudos de ACV podem ser definidos como:

- “do berço ao portão” (*cradle-to-gate*): escopo envolve a extração de recursos, que pode incluir algumas operações de fabricação ou operações de serviço, mas excluindo todas as fases do processo produtivo propriamente dito e as etapas subsequentes;

- “do berço ao túmulo” (*cradle-to-grave*): escopo envolve todas as etapas do ciclo de vida: da extração de matérias-primas até a disposição final;

- “do portão ao portão” (*gate-to-gate*): escopo envolve um processo em que todas as fases de produção ocorrem dentro de um local (fazenda, indústria, etc.). O local pode ser geograficamente especificado, ou, no caso de dados genéricos, a especificação geográfica pode ser mais geral. Os processos fora dos portões do local definido não estão incluídos;

- “do portão ao túmulo” (*gate-to-grave*): escopo que inclui processos de distribuição, uso e o descarte final do produto.

Governantes de diversos países fazem o uso da ACV; cada vez mais, esta ferramenta torna-se um elemento chave na política ambiental ou de ações voluntárias na União Europeia, Estados Unidos, Japão, Coreia, Canadá, Austrália e em países em desenvolvimento como o Brasil, China e Índia (GUINÉE et al., 2011; MUNIZ, 2012). Apesar disso, no Brasil, ainda é uma ferramenta que está em um estágio inicial de desenvolvimento. Atualmente é mais empregada, mas não ao nível desejado. Em termos de aplicabilidade, a norma é muito utilizada nos setores energéticos, industriais e agrícolas (DE ASSIS, 2009). Estes sectores avaliam principalmente o desempenho ambiental e os custos de outros produtos ou processos quando comparados com o de interesse. Este aspecto econômico, dentro do histórico de novos usos da ACV, surge como novo enfoque, combinando o cálculo de ACV com método de modelagem econômicos (MUNIZ, 2012).

No caso do biogás, a abordagem de ACV encontra-se em crescimento no Brasil e no mundo todo, devido à sua capacidade de substituir diretamente o gás natural e, em outros aspectos, diferentes fontes não renováveis (capacidade produtora e poder calorífico). A Figura 11 apresenta o crescimento e produção anual de biogás por região com sua estimativa até 2022.

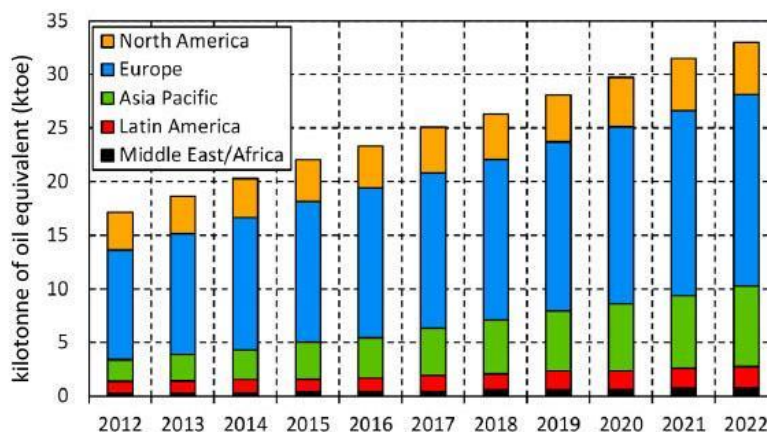


Figura 11 - Crescimento e produção anual de biogás por região desde 2012, com estimativa até 2022.  
Fonte: Pike Research (2012).

### 3.1 REGULAMENTAÇÃO E NORMAS PARA EXECUÇÃO DE ACV

A série de normas ISO 14040 determinam a estrutura, os princípios, os requisitos e as diretrizes que devem constar em um estudo ACV. Segundo o Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), estas normas possuem um alto grau de interação entre suas quatro grandes fases: definição de objetivo e escopo, análise de inventários, avaliação de impactos e interpretação (IBICT, 2018). As etapas estão explicadas na seção 3.2. As normas de ACV são:

- 14040:1999 Avaliação do ciclo de vida – princípios e estruturas.
- 14041:1998 Avaliação do ciclo de vida – objetivos e escopo, definições e análise de inventários.
- 14042:2000 Avaliação do ciclo de vida – avaliação de impacto de ciclo de vida.
- ISO/TR 14043:2000 Avaliação do ciclo de vida – interpretação dos resultados de um estudo de avaliação do ciclo de vida.
- ISO/TS 14048:2002 Avaliação do ciclo de vida – informações sobre a apresentação de dados para um estudo de avaliação do ciclo de vida.
- ISO/TR 14049:2002 Avaliação do ciclo de vida – exemplos para a aplicação da norma ISO 14041:1998.
- ISO 14040:2006 – Princípios gerais
- ISO 14044:2006 – Requisitos e diretrizes

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) editou duas normas para a regulamentação do processo de ACV, substituindo as normas anteriores à data de 2009:

- Norma ABNT ISO 14040: 2009 – Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida - Princípios e Estrutura, equivalente à ISO 14040: 2006. Nesta norma são apresentados os requisitos e estrutura, o método, a função e as aplicações da ACV de um produto.
- Norma ABNT NBR ISO 14044: 2009 - Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida –Requisitos e orientações. Equivalente à ISO 14044: 2006. Esta é uma norma complementar à NBR ISO 14040: 2009, onde são aprofundados os requisitos e orientações para dois tipos de estudo: Estudos de Avaliação do Ciclo de Vida e Estudos de Inventário do Ciclo de Vida.

O propósito dessas normas é oferecer às empresas ferramentas para a tomada de decisão, assim como a avaliação de alternativas sobre métodos de manufatura. Elas também

podem ser utilizadas para dar apoio às declarações de rótulos ambientais ou para seleccionar indicadores ambientais (DE ASSIS, 2009).

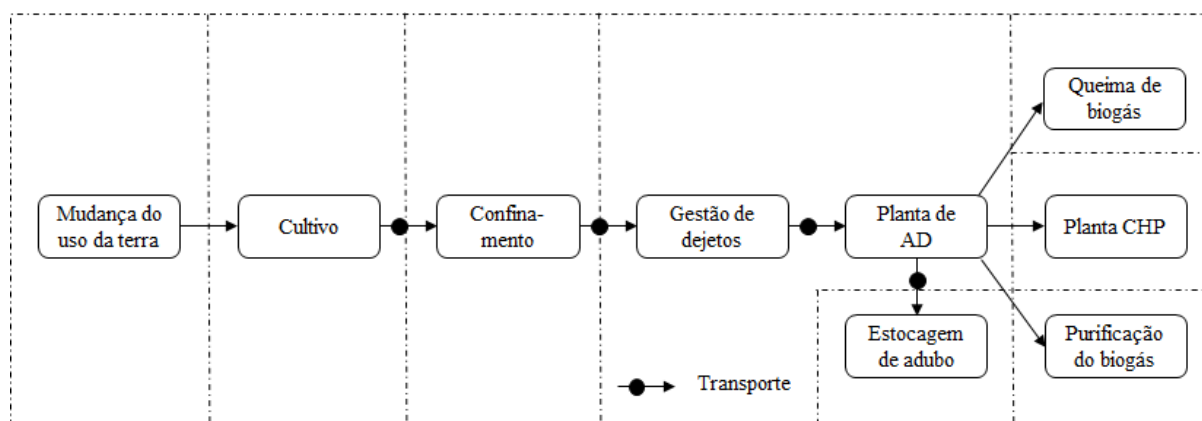
### 3.2 ESTRUTURA DA ANÁLISE DO CICLO DE VIDA

A estrutura de uma ACV deve de possuir as seguintes etapas: Definição de objetivo e escopo; Avaliação de Inventário de Ciclo de Vida (ICV); Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) e Interpretação dos resultados (ABNT ISO 14040).

#### 3.2.1 Definição de objetivo e escopo

A primeira fase de uma avaliação do ciclo de vida consiste em definir a meta e o escopo. Nesta parte, os limites são definidos, assim como a unidade funcional, as abordagens de rateio e o fluxo de referência adotado.

Um limite do sistema inclui processos únicos a serem analisados pelo estudo. O limite básico dos estudos de produção de biogás oriundo de esterco (Figura 12) pode começar com o gerenciamento do esterco, seguido por plantas de DA, onde são produzidos o adubo orgânico e o biogás. O limite pode ser expandido para incluir os estágios onde o gás é usado para gerar eletricidade (usinas de cogeração) ou é purificado em biometano para ser usado como combustível. O limite também pode ser expandido, incluindo estágios anteriores a planta de DA, como o confinamento de animais, o cultivo de ração dos animais e mudança no uso da terra (transformação da área nativa ou atual para cultivar a ração alimentar ou construir a área de pastagem ou confinamento animal).



Planta AD - planta de digestão anaeróbica; planta CHP- Usina combinada de calor e energia

Figura 12 - Limites e expansões do sistema. Fonte: Esteves et al., 2019.

A unidade funcional deve ser específica para o sistema de produção avaliados e pode ser definida de acordo com: (a) matéria-prima, quando o estudo objetiva analisar ou comparar o desempenho dos sistemas de produção (DE VRIES et al. 2012) e (b) produto final, quando se deseja conhecer a quantidade de matéria-prima para atingir determinada produção.

Existem alguns produtos obtidos simultaneamente ao longo da cadeia produtiva em questão, no caso da etapa de digestão anaeróbia, o biogás e adubo orgânico; na planta CHP, a eletricidade e o calor.

O tipo de abordagem, seja divisão de subprocesso, expansão do sistema ou método de alocação, varia e são escolhidos de acordo com o escopo do trabalho, a unidade funcional empregada e os limites do sistema definidos.

#### 3.2.1.1. Unidade funcional

A unidade funcional, segundo ABNT ISO 14040, é o desempenho quantificado de um sistema de produto para uso como uma unidade de referência num estudo de avaliação do ciclo de vida. Por sua vez, refere-se à base de cálculo na qual os balanços de material e energia serão feitos. No caso de ACVs comparativos, deve ser selecionada uma unidade funcional que reflita a função a ser comparada. Por exemplo, a ACV para comparar dois tipos de detergentes pode considerar, como unidade funcional, a "lavagem de 1000 kg de roupas de algodão".

### **3.2.2 Elaboração e avaliação do inventário do ciclo de vida (ICV)**

A análise de inventário do ciclo de vida (ICV) é a segunda fase de uma ACV. É a fase que envolve a seleção, organização e quantificação das entradas e saídas de cada uma das etapas do processo ou produto (ABNT, 2009). Resumidamente, o papel de um ICV é coletar, compilar de forma organizada, analisar e interpretar todas os dados, para que, posteriormente, possam ser avaliados os impactos potenciais do ciclo de vida.

### **3.2.3 Avaliação do impacto do ciclo de vida**

A Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) identifica e avalia a quantidade e a relevância dos potenciais impactos ambientais decorrentes do ICV. Existem muitos métodos de AICV disponíveis para avaliação de diferentes categorias de impacto, tais como CML (Centrum for Milieukunde em Leiden), IPCC, ReCiPe, IMPACT 2002+ v2.10, ILCD,

USEtox, entre outros. Os métodos de avaliação podem apresentar diferentes fatores de emissão para a mesma categoria de impacto, dificultando a comparação dos artigos em análise.

O método CML 2001, criado pela Universidade de Leiden, na Holanda, em 2001, contém mais de 1700 fluxos diferentes (ACERO et al., 2016). As categorias de linha de base incluídas são: acidificação, mudanças climáticas, esgotamento de recursos, ecotoxicidade, eutrofização, toxicidade humana, depleção da camada de ozônio e oxidação fotoquímica (GUINÉE et al., 2002).

O método do IPCC, inclui apenas uma categoria: mudança climática, medida de acordo com o potencial de aquecimento global (GWP - Global Warming Potential). A categoria de mudanças climáticas, do IPCC (2007), também é usada em muitos outros métodos (ACERO et al., 2016), sendo o principal na maioria dos trabalhos desenvolvidos na área.

A categoria de GWP está relacionada com as emissões de gases que provocam o efeito estufa, tais como: CO (monóxido de carbono), CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O (Óxido nitroso), sendo expressas em CO<sub>2</sub> equivalente. Esta categoria permite fazer uma avaliação em uma perspectiva global, cruzando fronteiras regionais e nacionais. Assim, o método de avaliação do IPCC (IPCC 2007) é um dos poucos métodos existentes que possui apenas uma categoria de impacto (ESTEVEZ, 2016).

O método ReCiPe, combina os métodos Eco-Indicator 99 (GOEDKOOPE E SPRIENSMA, 2001) e CML (GUINÉE et al., 2002), em uma versão atualizada. Distingue-se por ter dois níveis de indicadores: indicadores de ponto médio, que analisam o impacto ao longo da cadeia causa-efeito, com diferentes unidades para cada categoria de impacto: acidificação, alterações climáticas, esgotamento de recursos abióticos, ecotoxicidade, potencial de eutrofização, toxicidade humana radiação ionizante, uso da terra, depleção da camada de ozônio, material particulado e oxidação fotoquímica; e indicadores de *endpoint* (Ponto final), que analisam o impacto ambiental no final dessa cadeia de causa e efeito, padronizando as unidades das categorias de impacto para as três categorias de *endpoints*: danos à saúde humana, danos aos ecossistemas e danos à disponibilidade de recursos (GOEDKOOPE et al., 2009).

Para calcular os impactos ambientais dos diferentes insumos ou categorias, associadas ou não a diversos bancos de dados, ex.: Ecoinvent, podem ser utilizados softwares como: o SimaPro, GaBi, OpenLCA e Excel.



### **3.2.4 Interpretação dos Resultados**

Nesta última fase realizam-se constatações da análise de inventário e/ou da avaliação de impacto, sendo comparadas consistentemente com o objetivo e o escopo definidos para obter conclusões e recomendações (ABNT, 2001). Ou seja, busca-se identificar as questões significativas do estudo, checar a integridade, a sensibilidade e a consistência dos resultados e definir as conclusões, as limitações e as recomendações do estudo.

No Brasil, o Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT) tem papel fundamental ao fomentar o desenvolvimento da metodologia de ACV desde 2000, adaptando conteúdos à realidade brasileira e disseminando o Pensamento do Ciclo de Vida, entre outras ações. Também preside o Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (PBACV), criado em 2010 para dar continuidade e sustentabilidade às ações de ACV no Brasil e articular os setores da sociedade em torno do tema (IBICT, 2018).

## **3.3 ABORDAGENS DE REPARTIÇÃO DE IMPACTO ENTRE COPRODUTOS**

Em muitos processos, mais de um produto é produzido (produção conjunta). Em tais casos é necessário dividir os impactos ambientais do processo entre os produtos. Não é fácil dividir os impactos ambientais entre o produto e o coproduto, mas com a ajuda da alocação ou expansão do sistema isso pode ser feito. A escolha entre os dois métodos pode ter um enorme impacto no resultado da ACV. A série ISO 14040 sugere usar a expansão do sistema sempre que possível e, onde não é possível, o método de alocação pode ser usado.

### **3.3.1 Alocação**

Segundo a ISO 14040, a alocação é a repartição dos fluxos de entrada ou de saída de uma unidade de processo no sistema de produção sob estudo. Esta metodologia é necessária quando se lida com sistemas que envolvem produtos múltiplos. Os fluxos de materiais e de energia, assim como as emissões ao ambiente associadas, devem ser alocados aos diferentes produtos de acordo com procedimentos claramente estabelecidos (NBR ISO, 14040).

Existem três métodos de alocação de impactos: alocação mássica, alocação energética e alocação por valor de mercado (Econômica). Os impactos quando alocados de acordo a massa de cada produto produzido em cada etapa do ciclo, chama-se de alocação mássica. Assim, para

obter o fator de alocação para cada produto é necessário dividir a massa do produto obtido pela soma das massas dos produtos obtidos.

A alocação econômica desempenha um papel importante nos sistemas de serviços/produtos, uma vez que estes serviços/produtos estão relacionados com insumos base de diferentes cadeias produtivas, ex. combustíveis fósseis e biocombustíveis (ARDENTE E CELLURA, 2012; TUDeft, 2018; EC, 2018). Esta metodologia requer uma constante atualização, pois a cotação de mercado dos produtos pode sofrer variações com o tempo, de acordo com a demanda e oferta. O preço de mercado é considerado uma expressão da funcionalidade de uma certa qualidade material dentro de um sistema técnico-econômico. Esta metodologia é a multiplicação da massa de cada produto pelo seu valor de mercado (por unidade de massa). Assim, o fator de alocação se compõe do valor de mercado individual de cada produto, dividido pela soma dos os valores de mercado dos produtos obtidos.

Na alocação energética, o fator de alocação de um produto ou subproduto é a multiplicação da quantidade produzida do produto (massa ou volume) pela energia contida na respectiva unidade de massa ou volume, dividido pela soma dos valores de energia contidos em todos os produtos e subprodutos gerados.

Segundo Chen et al., (2010), a escolha do procedimento de alocação, provou ser uma das questões metodológicas mais controversas na ACV, em grande parte, porque pode influenciar significativamente nos resultados de um estudo. Esta metodologia, além de outros fatores, é influenciada pela subjetividade, o que pode dificultar a comparação entre estudos de ACV.

A ISO 14040 recomenda evitar alocação, usando divisão em subprocessos, onde processos elementares podem ser reorganizados em subprocessos para cada produto gerado, ou expandindo os limites do sistema para incluir no inventário todas as entradas e saídas relacionadas aos produtos e/ou coprodutos. Mesmo assim, numa análise de ciclo de vida (ACV), quando um sistema produz vários produtos que não podem ser produzidos em sistemas diferentes ou separados, os fluxos de materiais e energia associados devem ser divididos ou alocados entre eles, a fim de refletir com precisão sua contribuição individual nos impactos ambientais (CHEN et al., 2010; ISO, 2006). Não é fácil dividir estes impactos ambientais entre os produtos, subprodutos e/ou o coprodutos produzidos em um sistema único quando não existe sistema alternativos de produção dos mesmos, que é o que ocorre no sistema de produção de biogás a partir da digestão anaeróbia, mas com a ajuda da alocação, isso pode ser feito.

Poucos estudos de ACVs com o escopo de avaliar o impacto da produção de biogás a partir de esterco animal, utilizam o método de alocação mássico e/ou por valor de mercado, como exemplo, encontra-se o trabalho desenvolvido por Mezzullo et al. (2013). A alocação energética não é utilizada em virtude de que o adubo orgânico gerado não possui um valor energético estabelecido.

### **3.3.2 Expansão do sistema**

De acordo com a ISO (2006), na expansão do sistema todos os subprodutos e coprodutos do processo em análise estão incluídos nos seus limites. Para cada subproduto ou coproduto, os processos de produção alternativos são identificados como parte do procedimento para identificar como o subproduto ou coproduto teria sido produzido em sistema equivalentes (UNFCCC, 2018)

A expansão do sistema faz parte do método consequente de ACV que busca capturar mudanças no impacto ambiental como consequência de uma determinada atividade e há informações sobre as consequências das ações. Neste sentido, dados marginais são usados.

Essa abordagem também considera subprodutos como produtos evitados, pois as emissões da mesma quantidade desses produtos em processos de produção alternativos são subtraídas das emissões totais do sistema/processo em análise.

## **3.4 APLICAÇÕES DE ACV**

Numerosas publicações sobre a análise de ciclo de vida da produção de biogás a partir de biomassa (estrupe de bovinos, palha, silagem de milho, silagem de gramíneas, silagem de plantas de trigo integral, sólidos municipais, resíduos, resíduos de alimentos, separador de gorduras e resíduos de matadouros, entre outras) têm se desenvolvido e aumentado nos últimos anos.

Na Itália, Bacenetti et al., 2013, desenvolveram um estudo para avaliar o desempenho energético e ambiental de três usinas de biogás com diferentes potências elétricas, utilizando silagem de milho e combinações de dejetos de suínos como insumos para alimentar os digestores. Baseando-se nas análises, conclui-se que o esterco como matéria-prima pode substituir parcialmente as culturas energéticas e implica altos créditos para as emissões evitadas de GEE provenientes do estrupe não tratado. Por sua vez, o principal fator para melhorar o

desempenho em termos de emissão é: autoconsumo da energia (Calor e eletricidade) produzida para substituir as fontes fósseis.

Boulamanti et al., 2013, na Holanda, analisou o desempenho ambiental de diferentes biogases para cenários de eletricidade com a finalidade de determinar os fatores que influenciam a sustentabilidade da produção de biogás. A partir dos resultados, definiu-se que a sustentabilidade dos sistemas de biogás depende principalmente do tipo de matéria-prima utilizada para alimentar o biorreator e o gerenciamento do adubo orgânico gerado como coproduto.

No trabalho de Rodriguez Verde et al. (2014), na Espanha, foi realizada uma ACV da co-digestão anaeróbica de dejetos de suínos com resíduos agroindustriais, tentando correlacionar o perfil ambiental do processo com as condições operacionais. Neste trabalho corrobora-se que a co-digestão com esterco animal melhora o desempenho técnico-econômico do processo, mas também o perfil ambiental, observando que o uso de resíduos deve ser perseguido, diferente dos cultivos energéticos quando usados como co-substratos.

O objetivo do trabalho de Whiting and Azapagic (2014), desenvolvido no Reino Unido, foi apresentar os impactos ambientais do ciclo de vida de um sistema de produção de biogás a partir de resíduos agrícolas e cogeração de calor e eletricidade em plantas CHP. Os resultados indicaram que a cogeração de eletricidade e calor, a partir do biogás produzido pela digestão anaeróbica de resíduos agrícolas, pode levar a reduções significativas na maioria dos impactos, quando comparados com as alternativas de combustíveis fósseis. Isso inclui o potencial de aquecimento global, que pode ser reduzido em até 50%.

Na Alemanha, Fuchsz and Kohlheb (2015), realizam uma comparação dos efeitos ambientais de plantas de digestão anaeróbia para a produção de biogás à base de estrume e de culturas energéticas, usando análise do ciclo de vida. Os resultados mostram que, do ponto de vista da emissão de GEE, a produção de biogás a partir de uma mono-digestão de cada matéria-prima não pode ser considerada melhor que uma co-digestão das duas, no que diz respeito à eficiência energética, embora as suas consequências ambientais sejam moderadas.

Van Stappen et al. (2016), na Bélgica, realizaram uma avaliação consequencial do ciclo de vida (CLCA) para examinar as consequências da instalação de uma usina de biogás de escala agrícola, levando em conta os processos deslocados pelos coprodutos da usina de biogás (energia, calor e digerido) e os usos prévios que possuem a matéria-prima que alimenta a planta de DA. Os resultados mostraram que o impacto ambiental da usina de biogás dependia principalmente dos processos deslocados. A eletricidade deslocada e os fertilizantes minerais

e, em menor escala, o calor deslocado permitiram que essa tecnologia mostrasse benefícios ambientais. Por último, a tecnologia marginal escolhida para a produção de eletricidade tem uma grande influência nos resultados, podendo ser tanto negativa quanto positiva.

No trabalho de Zhang et al. (2015), em British Columbia - Canadá, o objetivo foi explorar e quantificar o desempenho ambiental do sistema ecoindustrial proposto, onde a fazenda é considerada incorporada como fornecedora de matérias-primas. Neste caso, os resíduos gerados alimentam o sistema industrial. Este estudo concluiu que a fazenda integrada ao sistema industrial reduz o consumo de energia não renovável e os impactos ambientais em mais de 40% em comparação às operações convencionais.

O objetivo do trabalho de Ramirez-Arpide et al. (2018), no México, foi avaliar o ciclo de vida da produção de biogás por meio de uma co-digestão de cladódios nopal e esterco de vaca leiteira. Foi demonstrado que a co-digestão de cladódios Nopal (cactus *Opuntia*) e esterco de vaca para produzir biogás é energeticamente sustentável.

Hou et al. (2017) analisaram por meio de uma avaliação de ciclo de vida, a mitigação do GEE de um sistema rural de produção de biogás a partir de esterco animal na China. As conclusões do trabalho destacaram que o sistema rural pode ser uma medida eficaz para reduzir o consumo de combustível fóssil, as emissões de GEE do armazenamento de estrume e os insumos de fertilizantes químicos. No entanto, os sistemas, quando mal operados, podem aumentar as emissões de GEE, agravar os excedentes de nutrientes nas terras agrícolas, aumentar a mão de obra e causar perdas econômicas.

No Brasil, Cherubini et al. (2015) avaliaram o impacto ambiental da produção de suínos com base na avaliação do ciclo de vida, comparando quatro sistemas de gerenciamento de dejetos: armazenamento de dejetos líquidos em tanques de chorume; biodigestor pelo flare; biodigestor para fins energéticos; e compostagem. Baseando-se nas análises, conclui-se que o biodigestor para fins energéticos é a alternativa mais adequada em termos de menores atribuições para as categorias de impacto avaliadas.

O estudo de Russo e Blottnitz, (2017), investigou o potencial que possuem as usinas de produção de biogás para reduzir as emissões provenientes da gestão inadequada de resíduos, bem como no confinamento e na etapa de abatimento da cadeia de valor da carne bovina e suína da África do Sul. Os resultados deste trabalho demonstraram a importância da utilização e bom gerenciamento dos resíduos das etapas em análise, por exemplo, a adequação dos resíduos do matadouro como um co-substrato rico em produtos orgânicos melhora o rendimento do biogás e aumenta o valor de fertilização do subproduto (adubo orgânico). O

estudo demonstrou que as usinas de biogás são capazes de reduzir as emissões de gerenciamento inadequado de resíduos tanto no estágio de confinamento quanto no descarte inadequado de estrume e na etapa do matadouro, evitando principalmente o aterro de resíduos não comestíveis da cadeia de valor da carne.

Os trabalhos publicados de revisões sobre a produção de biogás descreveram: (a) estudos pontuais para um país específico ou parte do mundo, como Huttunen et al. (2014) para a Finlândia; Olugasa et al. (2014) para a Nigéria e Hijazi et al. (2016) para a Europa; (b) estudos de modelo de ACV integrados com um modelo econômico (Marvuglia et al., 2013); (c) estudos tecnológicos da produção de biogás (Divya et al., 2015; Garfi et al., 2016); e (d) estudos do uso de resíduos orgânicos como matéria-prima (Tiwary et al., 2015).

#### 4. METODOLOGIA

O estado de Mato Grosso do Sul é o terceiro maior estado produtor de carne bovina no Brasil, com 21.800.990 milhões de cabeças em 2016. A Microrregião em estudo, Dourados (MRD), com 1.584.210 milhões de cabeças no ano 2016, que corresponde o 7% da região de Mato Grosso do Sul, é uma região pecuária representativa neste estado (IBGE, 2016).

Considerando o anteriormente dito, a presente dissertação visa calcular os impactos ambientais do ciclo de vida da produção de bioenergia oriunda de biogás a partir de esterco bovino que encontrasse em confinamento. Para iniciar o estudo realizou-se uma pesquisa previa sobre os diferentes tipos de confinamento animal no Brasil. Desta maneira, identificou-se a melhor infraestrutura existente para o confinamento do gado de corte, de forma a facilitar a coleta dos dejetos e, assim, permitir o seu devido gerenciamento.

Por sua vez, investigou-se como é o ciclo de confinamento de gado para corte, a infraestrutura do local de engorda (currais de engorda) e o tratamento de esterco que é realizado dentro das instalações. Esse levantamento foi realizado com o objetivo de determinar se o atual sistema de gerenciamento do esterco é adequado para permitir a coleta eficiente dos dejetos e seu transporte para serem utilizados como matéria-prima na produção de biogás.

Seguido à identificação do melhor sistema de confinamento e do melhor sistema de gerenciamento de dejetos, foi definido o sistema de gerenciamento para ser analisado, no presente estudo, como etapa primaria do ciclo de vida da produção de biogás com fins energéticos.

Posteriormente, foi definido o rebanho de bovinos que queria ser analisado. Neste sentido, foi escolhido o rebanho de 2014 da microrregião de Dourados; dados reportados por Esteves et al. (2017), em virtude a que seus dados são primários e apresentam um bom detalhamento, como: o número dos animais abatidos (295.202 cabeças no ano de 2014), faixas etárias, dos animais abatidos, peso e gênero (detalhado melhor na seção 5.1.2). Vale ressaltar que o estudo de Esteves et al. (2017) não apresenta dados detalhados sobre a infraestrutura do local de criação animal, tipo (intensivo ou extensivo) e tempo de criação animal.

Em virtude à falta de detalhamento do sistema de criação animal, foi necessário definir o número total de animais, do rebanho de 2014, criados es sistemas de confinamento. Para isso, multiplicou-se o total de cabeças do rebanho por 10,44%. Essa porcentagem (10,44%) corresponde à média de bovinos, oriundos de sistema de confinamento, abatidos no Brasil segundo à Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carnes (ABIEC, 2018). Neste sentido, no presente estudo, unicamente foi analisado 10,44% do total do rebanho de 2014.

Para calcular o total de emissões regionais do processo (seção 4.1.1), foi necessário, inicialmente, determinar a quantidade de esterco produzido pelo rebanho em análise. Para isso, foi criada a equação 1, que calcula a produção de esterco por dia por animal no período de confinamento, de acordo com o seu peso vivo no momento.

$$\text{Esterco} = [Pf + (1,3 \times (n - 90))] \times 0,08 \quad (1)$$

Onde:

O Esterco é o esterco diário produzido por cada animal, expresso em kg dia<sup>-1</sup>.

Pf é o peso final do animal, expresso em kg.

1,3 é o ganho de peso diário do animal, expresso em kg dia<sup>-1</sup>.

n é o número de dias que apresenta o animal em confinamento.

90 é o total de dias em confinamento de um ciclo na fazenda.

0,08 é a proporção de esterco produzida a partir do peso do animal, 8% do peso animal.

Os dados utilizados na Equação 1 foram definidos levando em consideração os dados (médias nacionais) e características do sistema de confinamento animal. Assim, foi escolhido o tempo de 90 dias como período de confinamento, uma vez que é a média nacional reportada por Edmons et al. (2003) e Favero et al. (2018). Também, considerou-se que cada animal produz uma quantidade de esterco correspondente a aproximadamente 8% do seu próprio peso vivo, média definida pelo *MidWest Plan Service* (MWPS, 2004).

Esteves et al. (2017) reportaram que um gado possui um ganho de peso de 1,2 kg por dia. Devido à falta de informação sobre o tipo e infraestrutura de criação animal, foi necessário determinar se o ganho de peso (1,2 kg) reportado por Esteves et al. (2017) é um valor válido para sistemas de confinamento. Segundo o estudo desenvolvido por Ezequiel et al. (2006), em um período de tempo de 90 dias, o gado que entra na terminação (etapa de confinamento animal) com 340 kg, consegue atingir o peso mínimo de 450 kg no final da mesma, obtendo um ganho de 1,3 kg por dia de peso. Este dado sobre o ganho de peso por dia se assemelha ao valor reportado pelo estudo de Esteves et al. (2017) (1,2 kg por dia de ganho de peso). Porém, devido à falta de detalhamento no estudo de Esteves et al. (2017), escolheu-se o valor de 1,3 kg por dia de ganho de peso do estudo de Ezequiel et al. (2006), como base para o presente trabalho.



Seguido ao cálculo da produção total de esterco pelo rebanho de bovino, definiu-se a metodologia de análise do ciclo de vida (ACV) da produção de bioenergia a partir de biogás oriundo de dejetos bovino (Seção 4.1.).

Após a elaboração e avaliação do ciclo de vida em análise, a energia gerada a partir deste foi comparada com a energia oriunda de Gás Natural (sistema de referência). Por último, calculou-se a abrangência que teria o sistema de produção de bioenergia na microrregião de Dourado e no estado de Mato Grosso do Sul, para suprir a suas demandas.

## 4.1 METODOLOGIA DA ACV

### 4.1.1 Definição do objetivo e escopo da ACV

A emissão de gases de efeito estufa (GEE) é a categoria mais importante para quantificar o impacto ambiental global das atividades humanas em um estudo da Análise de Ciclo de Vida (ACV) (CHOUINARD-DUSSAULT et al., 2011).

O presente trabalho visa calcular os impactos ambientais, no que se refere às emissões de GEE, utilizando a ferramenta de ACV, da produção de energia elétrica a partir de biogás, oriundo de digestão anaeróbica de esterco bovino criado em confinamento e, então, compará-las com as do sistema produtor de eletricidade a partir de gás natural, seu principal substituto.

A **unidade funcional** adotada no presente estudo foi quilogramas de CO<sub>2</sub> equivalente por hectare (kg de CO<sub>2</sub> eq./ha). Inicialmente as emissões de cada etapa do sistema foram calculadas para um metro cúbico de biogás (fatores de emissão). Os fatores de emissão da etapa de gerenciamento de dejetos, planta de DA e planta CHP foram multiplicados pela quantidade total de biogás produzido, a partir do total de esterco bovino (calculado pela equação 1); enquanto o fator de emissão da etapa de transporte foi multiplicado pela quantidade total de esterco gerado. Finalmente foram divididos pela área total da Microrregião de Dourados, em hectares, para assim obter as emissões de GEE em quilogramas de CO<sub>2</sub> equivalentes por hectare.

Os **limites do estudo**, incluíram as seguintes etapas da agropecuária: etapa de gerenciamento do esterco, transporte, e as etapas industriais para a produção de biogás: planta de digestão anaeróbia, e planta CHP.

Este estudo adotou quatro diferentes cenários, aplicando abordagens de alocação e expansão do sistema, para avaliar e comparar os impactos do ciclo processo de geração de

eletricidade a partir do biogás de esterco. O primeiro e segundo cenário, chamados de C1 e C2, respectivamente, utilizaram a metodologia de alocação do impacto. O terceiro e quarto cenário, chamados de C3 e C4, respectivamente, utilizaram a metodologia de expansão do sistema. No cenário C1 e C3, não possuem recirculação da eletricidade e calor gerados na planta CHP como insumos na planta de digestão anaeróbia (DA), obtendo estes insumos energéticos oriundos de gás natural. O C2 e C4, possuem a recirculação da energia (calor e eletricidade) produzida na planta CHP como insumos na planta de DA. A metodologia de alocação e expansão do sistema encontram-se melhor detalhadas da seção 4.1.4 e 4.1.5, respectivamente. A Figura 13 apresenta os limites do sistema em análise.

Além do biogás, as plantas de DA produzem adubo orgânico, coproduto do processo, um fertilizante orgânico que pode ser utilizado na agricultura e no melhoramento de solos (DAHLIN et al., 2015). As emissões referentes ao adubo orgânico, no C1 e C2, foram alocadas de maneira a não serem contabilizadas nas emissões do ciclo de produção de biogás, sendo discutido em detalhe na subseção 4.1.3.1.

Considerando que a energia elétrica é o produto principal deste estudo, as emissões referentes ao calor não aproveitado, tanto no cenário C1 quanto no C2, serão atribuídas a eletricidade, uma vez que o excesso de calor, no Brasil, não é utilizado por falta de infraestrutura de distribuição. Para os cenários C3 e C4, foram incluídos o adubo orgânico gerado na etapa da planta de DA e o calor da etapa da planta de CHP dentro dos limites do sistema, uma vez que se utiliza a metodologia de expansão do sistema.

No C2 e C4, as emissões relacionadas à produção de eletricidade e calor na planta de CHP, que recirculam como insumos no processo de DA, entram na contabilidade como impactos ambientais positivo (valor negativo - créditos), pois evitam o consumo de energia da rede elétrica nacional. A energia elétrica restante gerada (Produto principal), nos quatro cenários, encontra-se disponível para ser usada em outro sistema ou atividade da microrregião.

Embora a Microrregião de Dourados seja uma das principais regiões do estado de Mato Grosso do Sul, em termos de rebanho bovino, não há informações sobre usinas produtoras de biogás que utilizem o esterco bovino de corte como matéria-prima. Por isso, para este trabalho, utilizou-se os dados da Empresa de Pesquisa Energética do Ministério de Minas e Energia no ano 2017 (EPE, 2017b), relacionados a produção média diária de biogás das plantas de digestão anaeróbia reportadas no Brasil, para determinar o número de usinas necessárias para tratar 100% do esterco gerado durante o confinamento, considerando a capacidade do esterco para produzir biogás.

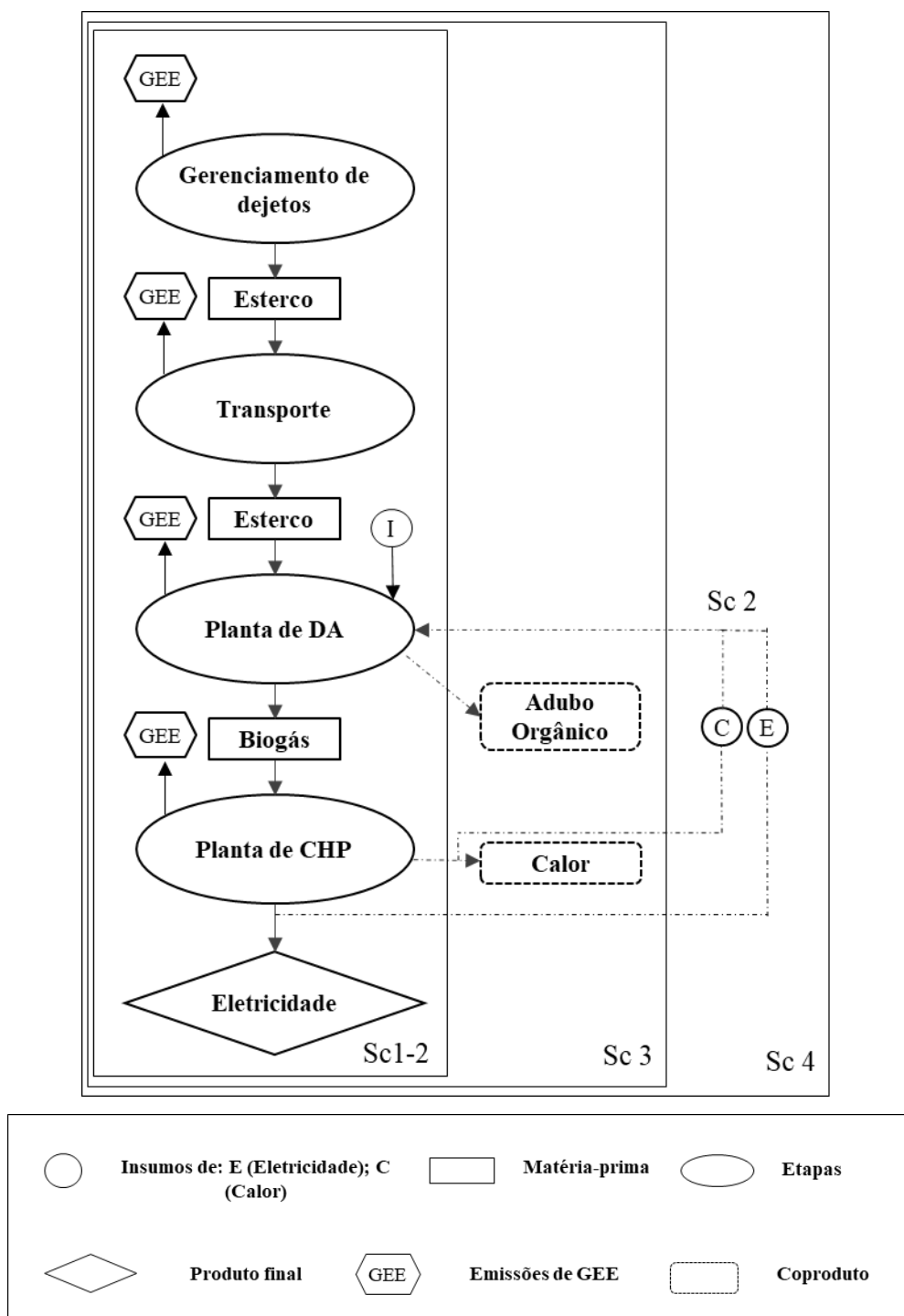


Figura 13 - Ciclo de vida da produção de biogás a partir do estrume.

#### 4.1.2 Elaboração e avaliação do inventário do ciclo de vida

Para a estruturação do inventário e avaliação das etapas do gerenciamento de dejetos, foram utilizados dados de literatura e dados do Painel Intergovernamental de Mudança do Clima (IPCC, 2006).

Para as etapas de produção e utilização do biogás, as plantas de digestão anaeróbia (Planta de DA) e as plantas de calor e energia combinados (planta de CHP), foi criada uma média dos dados de literatura dos trabalhos desenvolvidos por Boulamanti et al., (2013), Whithing et al., (2014) e Van Stappen et al., (2016).

Para a elaboração do inventário da etapa de transporte do esterco foi considerada a distância entre o local de produção de esterco e as plantas de digestão anaeróbia, calculada em toneladas-quilômetro (tkm). A distância considerada foi a distância média entre o centroide da microrregião e o centroide de cada um de seus municípios, onde estariam localizadas as plantas de digestão anaeróbia, propostas pelo presente trabalho. O cálculo das distâncias foi realizado utilizando-se o programa QGIS versão 2.0.1, considerando as melhores rotas entre cidades.

#### **4.1.3 Avaliação do impacto do ciclo de vida**

Para o cálculo das emissões da etapa de gerenciamento de dejetos utilizou-se a metodologia do Painel Intergovernamental de Mudança do Clima (IPCC) (IPCC, 2006). Esta metodologia é explicada em detalhe na seção 4.1.3.1.

Para a etapa de transporte, planta de DA e planta CHP, foi utilizado o programa SimaPro® versão 8, empregando o método “IPCC 2007 GWP 100a” (horizonte temporal de 100 anos), com acesso ao banco de dados Ecoinvent® 3.

Por sua vez, utilizou-se SimaPro® versão 8 para comparar as emissões associadas à produção de eletricidade a partir do biogás com a produzida pelo sistema oriunda de gás natural, seu principal substituto.

##### **4.1.3.1 Cálculo das emissões de Gases de Efeito Estufa na etapa de gerenciamento de dejetos**

As diretrizes do IPCC para Inventários Nacionais de Gases de Efeito Estufa: *Tier 1* e *Tier 2* foram utilizadas para cálculo das emissões de GEE do gerenciamento de dejetos (esterco) (*Tier 1* e *2*: Metodologias de cálculo de emissões propostas pelo IPCC de acordo a diferentes parâmetros).

Dentro desta diretriz, o gerenciamento do esterco caracteriza-se, principalmente, pelas emissões de metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), variando significativamente seus valores dependendo do tipo de sistema de gerenciamento.

O *Tier 1* foi utilizado para o cálculo das emissões de nitrogênio direto associado ao gerenciamento de esterco, em virtude da falta de dados sobre a caracterização do esterco. Trata-se de um método simplificado que requer apenas dados sobre a população de gado por espécie animal/categoria, a região climática e/ou temperatura, em combinação com os fatores de emissão padrão do IPCC, para estimar as emissões (IPCC, 2006).

O *Tier 2*, implementado para o cálculo das emissões do metano e nitrogênio indireto, caracteriza-se por ser um método mais complexo para estimar as emissões do gerenciamento de esterco. Deve ser usado quando uma determinada espécie/categoria pecuária representa uma parcela significativa das emissões de um país, como apresenta-se no cenário brasileiro (IBGE, 2016). Este método requer informações detalhadas sobre as características dos animais e as práticas de gerenciamento do esterco, que são usadas para desenvolver fatores de emissão específicos para as condições do país (IPCC, 2006). A temperatura média de 28 °C e fatores característicos de países latino americanos foram utilizados para o desenvolvimento do estudo.

A emissão de metano associada ao gerenciamento do esterco do gado confinado ( $E_{CH_4}$ ), expressa em quilogramas de CO<sub>2</sub> por animal por ano, é obtida pela aplicação da Equação 2 (*Tier 2*).

$$E_{CH_4} = (SV \times D) \times [B_o \times 0.67 \times \frac{MCF}{100}] \times 28 \quad (2)$$

Onde:

$E_{CH_4}$  é a emissão de metano do gerenciamento do esterco, expressa em kg CO<sub>2</sub> eq. [animal]<sup>-1</sup> por ano<sup>-1</sup>.

SV é o sólido volátil diário excretado, medido em kg de matéria seca [animal]<sup>-1</sup> por dia.

D é a base para calcular a produção VS de animais confinados, expresso em dias por ano (varia de acordo com o sistema de gerenciamento de esterco e a temperatura local).

Bo é a capacidade máxima de produção de metano do esterco, expresso em m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> de kg<sup>-1</sup> de Sólidos Voláteis excretados.

0,67 é o fator de conversão de m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub> para quilogramas de CH<sub>4</sub>.

O MCF é o fator de conversão de metano para o sistema de gerenciamento de esterco (varia de acordo com o sistema de gerenciamento de esterco e a temperatura local).

O fator 28 é o potencial de aquecimento global (GWP) para 100 anos de CH<sub>4</sub>, de acordo com o IPCC (2014), usado para converter o resultado das emissões em quilogramas de dióxido de carbono equivalente.

Os sólidos voláteis (SV) são o material orgânico no esterco do gado que possuem frações biodegradáveis e não biodegradáveis. Os SV diários excretados, utilizados na equação 2, foram calculados usando a porcentagem de SV presentes na fração sólida total (ST) produzida por animal por dia, reportada por Russo e Blottnitz, 2017.

As emissões de N<sub>2</sub>O diretas (E<sub>d</sub> N<sub>2</sub>O) foram calculadas com base na Equação 3, proveniente do *Tier* 1.

$$E_{d\ N_2O} = [(Nex) \times EF_3] \times \frac{44}{28} \times 265 \quad (3)$$

Onde:

E<sub>d</sub> N<sub>2</sub>O é a emissão direta de N<sub>2</sub>O do gerenciamento do esterco, expressa em kg CO<sub>2</sub> eq. [animal]<sup>-1</sup> por ano<sup>-1</sup>.

N<sub>ex</sub> é a excreção média anual de N (nitrogênio) por cabeça, expressa em kg N [animal]<sup>-1</sup> por ano<sup>-1</sup>.

EF<sub>3</sub> é o fator de emissão para emissões diretas de N<sub>2</sub>O do sistema de gerenciamento de esterco, expresso em kg N<sub>2</sub>O -N/kg N (varia de acordo com o sistema de gerenciamento de esterco e a temperatura local).

44/28 é a conversão de emissões (N<sub>2</sub>O -N) em emissões de N<sub>2</sub>O.

O fator 265 é o potencial de aquecimento global (GWP) para 100 anos do N<sub>2</sub>O, de acordo com o IPCC (2014), é normalmente usado para converter os resultados de emissão de N<sub>2</sub>O em quilogramas de dióxido de carbono equivalente (CO<sub>2</sub>).

Para calcular a excreção média anual de Nitrogênio (N) (N<sub>ex</sub>), é utilizada a Equação 4, descrita pelo *Tier* 1.

$$Nex = N_{rate} \times \frac{TAM}{1000} \times 90 \quad (4)$$

Onde:

N<sub>rate</sub> é a taxa de excreção de N padrão, expresso em kg N [1000 kg de massa animal]<sup>-1</sup> por dia<sup>-1</sup>.

TAM é a massa animal típica, expresso em kg [animal]<sup>-1</sup>.

As emissões indiretas de N<sub>2</sub>O (E<sub>i</sub> N<sub>2</sub>O (volatilization)), com base no *Tier* 2, são devidas em lixiviação e volatilização de gases do esterco no seu gerenciamento. Considerando a fronteira

do sistema em estudo, unicamente foi contemplada a volatilização dos gases presentes no gerenciamento do esterco; Estes foram calculado de acordo com a Equação 5.

$$E_{i N_2O (volatilization)} = [(Nex) \times \frac{Frac_{GasMS}}{100}] \times EF_4 \times \frac{44}{28} \times 265 \quad (5)$$

Onde:

$E_{i N_2O}$  são as emissões indiretas de  $N_2O$  do gerenciamento do esterco, expresso em  $kg CO_2eq [animal]^{-1}$  por ano<sup>-1</sup>.

$Nex$  é a excreção média anual de N por cabeça, expressa em  $kg N [animal]^{-1}$  por ano<sup>-1</sup>.

$Frac_{GasMS}$  É a porcentagem de nitrogênio de esterco manejado que volatiliza como  $NH_3$  (Amoníaco) e  $NO_x$ .

$EF_4$  é o fator de emissão para emissões de  $N_2O$  da deposição de nitrogênio atmosférico nas superfícies do solo e da água, em  $kg N_2O -N (kg NH_3-N + NO_x-N volatilizado)^{-1}$ .

44/28 é o fator de conversão para emissões de  $(N_2O -N)$  para emissões de  $N_2O$ .

O fator 265 é o potencial de aquecimento global (GWP) para 100 anos de  $N_2O$ , de acordo com o IPCC (2014), usado para converter os resultados de emissão em quilogramas de dióxido de carbono equivalente.

#### 4.1.4 Alocação no processo de produção de biogás: planta de digestão anaeróbia.

No sistema de confinamento, além da obtenção de diferentes produtos provenientes do boi, como: ossos, pele, gordura, sangue, carne, leite, pelo, cascos, entre outros, se obtém também o esterco, cuja produção é contínua durante o seu crescimento e, trata-se um dos principais poluidores da atmosfera, corpos de águas e solos na pecuária.

O esterco, na pecuária brasileira, é considerado um resíduo. Considerando que o esterco pode ser utilizado como matéria-prima em outro ciclo produtivo, o termo resíduo para o esterco, não deve ser utilizado. Segundo a Diretiva 2008/98/CE, substâncias ou objetos resultantes de um processo produtivo, cujo principal objetivo não seja a sua própria produção, são considerados subprodutos e não resíduos, se estiverem enquadradas dentro dos parâmetros estabelecidos pela Diretiva.

Um objeto ou uma substância só deverá ser considerado um subproduto se suas características estiverem reunidas nas seguintes condições: a) Existir a certeza de posterior utilização da substância ou objeto; b) A substância ou objeto poder ser utilizado diretamente,

sem qualquer outro processamento que não seja o da prática industrial normal; c) A substância ou objeto ser produzido como parte integrante de um processo de produção; d) A posterior utilização ser legítima, isto é, a substância ou objeto satisfazer todos os requisitos relevantes do produto em matéria ambiental e de proteção da saúde para a utilização específica e não acarretar impactos globalmente adversos do ponto de vista ambiental ou da saúde humana. Considerando os parâmetros anteriormente estabelecidos pela Diretiva, e ao entrar como matéria-prima na cadeia produtiva de produção de biogás para a obtenção de outros produtos (adubo orgânico, eletricidade e calor), o esterco, deve ser considerado como subproduto do sistema produtivo anterior (Pecuária).

Na presente dissertação foi considerado desde o momento da geração do esterco e seguidamente o seu tratamento, devido a que sua produção não encontra-se relacionada com a produção dos diferente produtos gerados pelo gado quando abatido. Por este motivo, não realizou-se uma alocação do impacto entre a quantidade de esterco gerada e o peso do boi antes de ser vendido ao frigorífico. Assim, unicamente foi feita a alocação no processo de digestão anaeróbia (planta de DA) entre seus produtos gerados (biogás e adubo orgânico).

A alocação como método de repartição dos impactos na DA foi escolhida em virtude de que não é possível dividir a produção conjunta do adubo e do biogás em dois subprocessos independentes. Não há como avaliar quais entradas e saídas pertencem a cada subprocesso. Como a única maneira de produzir este tipo de adubo orgânico é a digestão anaeróbica.

Curran (2007) afirma que uma alocação econômica pode ser usada e justificada quando o volume do processo coproduzido varia proporcionalmente às mudanças do rendimento econômico do processo dos diferentes coprodutos. Isto quer dizer que se o biogás fosse utilizado como fonte geradora de energia elétrica para suprir as necessidades da bovinocultura, o preço de venda de uma cabeça poderia ver-se afetado, uma vez que os custos da criação animal poderiam diminuir por produzir sua própria energia evitando o consumo da energia da rede nacional. Desta forma, a alocação econômica situa-se como o método a mais adequado em virtude do valor econômico que o subproduto da etapa (adubo orgânico) tem no mercado brasileiro, bem como a influência da produção de bioenergia ou biogás no valor na produção animal.

Para o cálculo do fator de alocação desta etapa, considerou-se o peso do biogás e adubo orgânico produzido, em quilogramas por metro cúbico. O valor de mercado do adubo orgânico foi obtido de empresas regionais, enquanto que o valor de mercado do biogás foi obtido a partir dos dados de literatura fornecidos por Esparta, 2016 (dados mais recentes sobre o valor do



biogás no Brasil). Cada um dos valores de mercado foi convertido em euro, considerando uma média do seu valor em reais para o ano 2017, devido a que foi o ano em estudo. Por último, esta metodologia foi desenvolvida para as duas faixas etárias, em virtude de que apresentarem características diferentes com relação ao total de volume de esterco produzido.

#### **4.1.5 Metodologia de expansão do sistema**

O ciclo produtor de bioenergia a partir de biogás, oriundo de esterco bovino, produz diferentes coprodutos: biogás e adubo orgânico (Planta de DA), e calor e eletricidade (Planta de CHP). As emissões da produção destes coprodutos não são desconsideradas na análise do sistema.

Nesta abordagem de expansão do sistema, visa-se incluir o adubo orgânicos gerado pela planta de digestão anaeróbia e o calor gerado pela planta de CHP, para serem incluídos nos limites do ciclo. Desta maneira evita-se o uso da mesma quantidade do produtor produzido em sistemas equivalentes.

Para esta metodologia foram utilizados como sistema de referência (sistema equivalente de produção), para o adubo orgânico e o calor gerados, processos já definidos pelo Simapro v.8, um fertilizante mineral - compostos NPK, e a produção de calor de plantas de gás natural de pequena escala, respectivamente. Por sua vez, as quantidades dos produtos gerados no sistema de produção de bioenergia quando calculadas suas emissões nos sistemas equivalentes, estas então como emissões negativas (benéfica) para o sistema, uma vez que se consideram produtos evitados de serem produzidos em sistemas equivalentes.

A substituição de fertilizantes inorgânicos pelo adubo orgânico da planta de DA aumenta a entrada de matéria orgânica estável a longo prazo no solo, levando a um aumento no teor de carbono no solo (LANTZ AND PÅL BÖRJESSON, 2014) o que poderia ser benéfico para os diferentes tipos de culturas, melhorando a fertilidade do solo. O calor produzido pelas usinas de cogeração pode ser aproveitado para aquecer a planta de DA. No entanto, o calor necessário para a DA representa uma pequena porcentagem do calor total gerado pela usina CHP, e não há logística para o uso do excesso de calor no Brasil (PINAS et al., 2018). No entanto, o calor foi considerado nos cenários de expansão do sistema, como um produto evitado, para permitir a avaliação comparativa das emissões do processo de geração de eletricidade a partir do biogás, bem como identificar o real potencial de produção de energia do sistema AD-CHP.

## 5. AVALIAÇÃO DO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA

A microrregião de Dourados é uma das microrregiões do estado de Mato Grosso do Sul, com uma área total de 37.359,114 km<sup>2</sup> (IBGE, 2011). Essa encontra-se dividida em 15 municípios e apresenta uma população de aproximadamente 218.069 habitantes (IBGE 2017). A Figura 14 apresenta a sua localização no território nacional.



Figura 14 - Localização da microrregião de Dourados no território Brasileiro.  
Fonte: Autor

A partir da década de 70 e 80, os gaúchos imigrantes da época introduziram na região uma cultura agrícola de alto nível e elevaram a área plantada de 3.500 para 134.000 hectares. Desde então, a economia de Dourados apresenta grande importância tanto a nível regional como nacional (IBGE, 2011).

Trata-se de uma microrregião muito próspera em arrecadação tributária, tendo como principais atividades econômicas a agricultura e a criação animal. Na agricultura destaca-se na produção de milho, soja e feijão; sendo a maior produtora de milho e feijão, segunda maior de arroz, e terceira maior de soja do estado do Mato Grosso do Sul (IBGE, 2011).

A microrregião de Dourados, é composta de 15 municípios: Dourados, Ponta Porã, Maracaju, Amanbaí, Rio Brillhante, Caarapó, Itaporã, Fátima do Sul, Nova Alvarada do Sul, Aral Moreira, Antônio João, Laguna Carapã, Vicentina, Juti e Douradinha. Dentro dos quinze municípios, Dourados é o principal, obtendo a maior atividade econômica agropecuária da microrregião. Este município é o atual responsável pelo posicionamento da microrregião a nível nacional.

O município de Dourados possui o 3º maior PIB do Estado de Mato Grosso do Sul, R\$ 7.284.223.460,00, e um PIB per capita de R\$ 34.219,12 (IBGE, 2015). O PIB deste município encontra-se entre os 140 maiores do Brasil, enquanto que o PIB per capita é o 20º maior entre todos os municípios do Estado de Mato Grosso do Sul, e está em 663º lugar no país (Ptdocz, 2014; IBGE, 2008). Este município é um importante centro agropecuário, comercial, industrial e de serviços da região, e possui a segunda maior arrecadação de ICMS (Imposto Sobre Circulação de Mercadorias e Serviços) do estado (IBGE, 2015).

Além de se destacar no cenário agropecuário brasileiro, Dourados encontra-se em franco crescimento em relação ao setor industrial, com destaque para as indústrias de alimentos e frigoríficas.

## 5.1 INVENTÁRIO DO GERENCIAMENTO DE ESTERCO

### 5.1.1 Escolha do sistema de manejo de dejetos

Para definir e avaliar a etapa primária (gerenciamento de dejetos) do sistema de produção de biogás foi realizada uma pesquisa (dados primários) prévia para identificar os atuais sistemas de gerenciamento utilizados na região e as características dos sistemas de confinamento de gado de corte.

A infraestrutura convencional do confinamento caracteriza-se por currais em áreas descobertas com chão de terra batida, onde os animais são criados, como descrito na subseção 2.2.2.1. Os dejetos gerados por estes animais, juntamente com o solo que encontra-se embaixo deles (terra), e são recolhidos de um período de 3 a 5 anos. Este esterco pode então ser utilizado como adubo nas lavouras ou então ser estocado ou acumulado em montanhas descobertas, por longos períodos de tempo, antes de ser aplicado na lavoura. Na Figura 15 o sistema de confinamento é apresentado.

O confinamento do gado de corte no país ainda é um sistema rudimentar, o que dificulta a coleta do esterco e, conseqüentemente, sua utilização como matéria-prima processo de produção de biogás. Além disso, vale ressaltar que o sistema de confinamento atual interfere na eficiência da planta de DA, uma vez o processo biológico realizado pelas bactérias no digestor é sensível a qualquer agente externo, assim como as impurezas e material inerte (terra) presente na matéria-prima coletada. Podem ser chamadas de impurezas a todo material inerte ou substancia química que interfere na eficiência da produção de biogás.



Figura 15 - Sistema de confinamento bovino para corte no Brasil.  
Fonte: Autor.

Identificou-se que a MRD não possui fazendas com sistemas integrados de confinamento de gado de corte e plantas de produção de biogás. Por este motivo, houve a necessidade de se determinar uma infraestrutura para a área de confinamento animal, que permitisse a realização de uma coleta eficiente dos dejetos e, conseqüentemente, o gerenciamento adequado dos mesmos. Um sistema de confinamento mais controlado e estruturado, composto por currais cobertos e chão de concreto, desenhado para a fácil coleta e transporte dos dejetos gerados, e livres de materiais inertes (impurezas), como a terra, é o ideal para se obter um sistema integrado de confinamento-produção de biogás. Este tipo de confinamento é característico do gado leiteiro e da criação de suínos e outros animais de menor porte para a produção de carne.

O sistema de gerenciamento de dejetos destes sistemas de confinamento é composto por duas etapas: Armazenamento em Fossas Embaixo do local de Confinamento (AFEC) e Armazenamento em Tanques Abertos (ATA). Inicialmente os dejetos são armazenados em

fossas, localizadas embaixo dos currais de confinamento, por um tempo definido e curto que está diretamente relacionado ao tipo de confinamento e ao animal que se deseja criar. A Figura 16 apresenta um confinamento com um sistema grades de concreto que direcionam os dejetos para as fossas localizadas embaixo do curral.



Figura 16 - Proposta do sistema de confinamento para a fácil coleta dos dejetos animais.  
Fonte: <https://bit.ly/2Mlyae5>



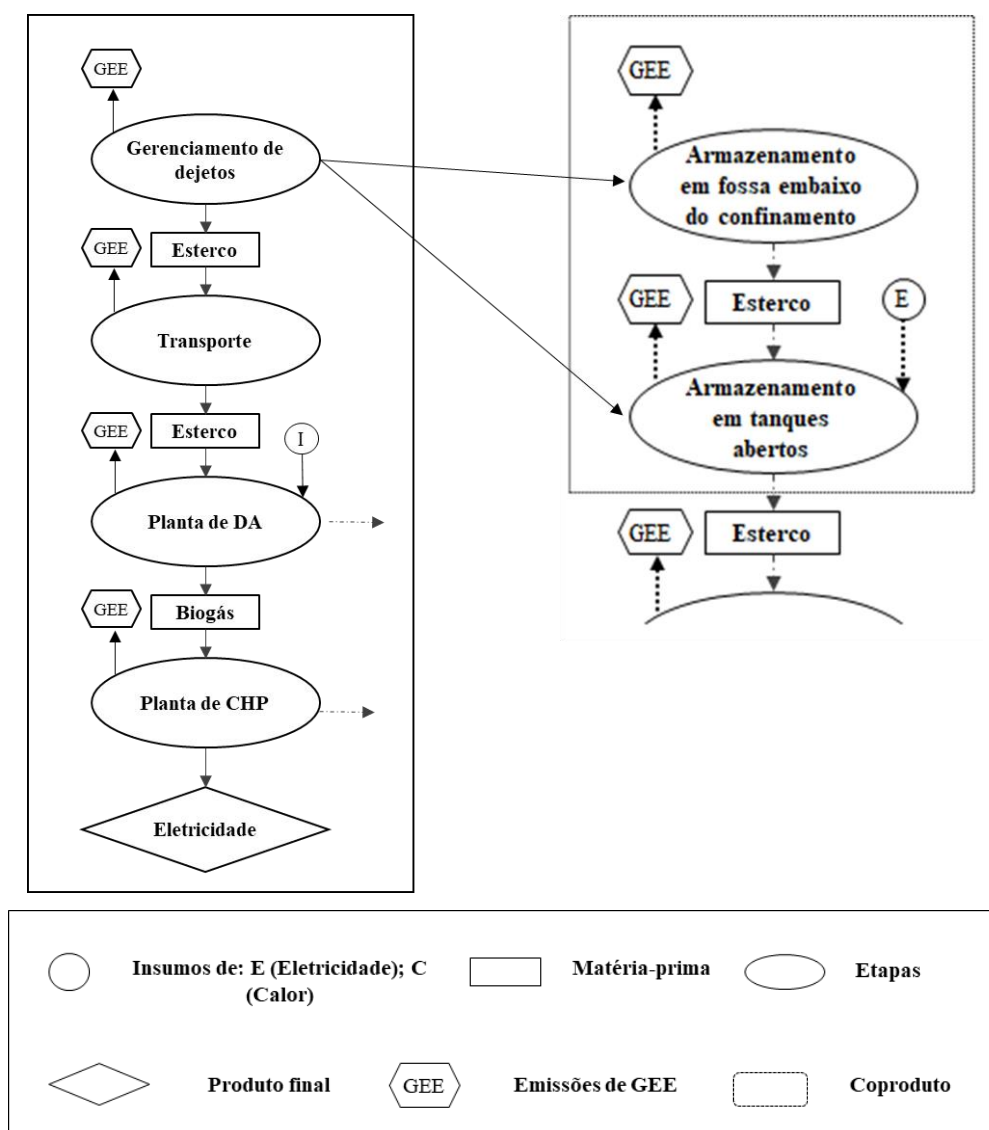
Figura 17 - Tanques abertos para o armazenamento do esterco.  
Fonte: Autor.

Em seguida, esse material (dejeito) é encaminhado para tanques abertos, localizados longe ou perto do local, como observa-se na Figura 17. Nestes tanques, os dejetos são



armazenados por períodos indefinidos, que podem ser curtos ou longos, dependendo da capacidade de armazenamento dos tanques, bem como da demanda de dejetos para utilização como adubo em lavouras ou como matéria-prima em plantas de DA.

No presente trabalho, propõe-se a avaliação deste sistema de gerenciamento de dejetos, que é composto pela etapa de armazenamento em fossas embaixo do confinamento e pela etapa de armazenamento em tanques abertos. A Figura 18 apresenta detalhadamente o esquema do sistema de gerenciamento selecionado para a análise.



\* Armazenamento em Fossas Embaixo do local de Confinamento (AFEC); Armazenamento em Tanques Abertos (ATA).

Figura 18 - Etapas no manejo dos dejetos animais.

A proposta de mudança na infraestrutura do sistema de confinamento do gado de corte, sugerida por este trabalho, é uma das mais viáveis de ser instaurada e tem como objetivo o

aumento da eficiência tanto ambiental como social, e possivelmente econômica, do sistema pecuário da região.

Definido o sistema de gerenciamento dos dejetos, identificaram-se os diferentes insumos necessários para cada etapa. O consumo de água relacionado à lavagem periódica do local de confinamento não foi considerado na análise, devido ao fato de que a água utilizada na atividade é oriunda de poços subterrâneos e o seu impacto no software SimaPro é zero.

Vale ressaltar que o consumo de combustível necessário para bombear os dejetos dos tanques abertos para os caminhões transportadores, que levam o material para as plantas de digestão anaeróbia, já está intrínseco no cálculo do software SimaPro quando escolhido o tipo de caminhão transportador.

### **5.1.2 Características do rebanho em análise**

Em 2014, um total de 346.792 cabeças de gado foram abatidas na microrregião de Dourados. Os dados sobre o rebanho, fornecidos por Esteves et al. (2017), não apresentam um detalhamento sobre o tipo de sistema de criação, ou seja, não se especificava a quantidade de cabeças oriunda de sistemas extensivos (pastoreio) e a quantidade oriunda de sistemas intensivos (confinamento). Por isso, considerou-se a porcentagem de 10,44%, definida pela ABIEC, (2018), que se refere à proporção de gado em confinamento. Esse valor foi multiplicado pelo total do rebanho para estimar a quantidade de gados abatidos provenientes de sistemas de confinamento, obtendo um total aproximado de 36.205 cabeças.

O rebanho encontra-se dividido em 3 faixas etárias: fêmeas e machos de 12 a 24 meses, de 24 a 36 meses e mais de 36 meses, sendo abatidos com diferentes pesos. Segundo Esteves, et al, (2017), um gado de 12 a 24 meses, é abatido com um peso vivo de 250 kg; um boi ou vaca jovem, de 24 a 36 meses, é abatido com 375 kg de peso vivo; e um boi ou vaca adulto, com mais de 36 meses, é abatido com aproximadamente 500 kg de peso vivo.

Considerando os valores definidos previamente, na seção 4.1: o ganho de peso de um gado em confinamento (1,3 kg de peso por dia), os dias em confinamento (90 dias), e o peso final de abatimento, foi calculado o peso de entrada do gado no confinamento para cada uma das três faixas etárias. A partir das considerações acima é possível determinar que um gado, de 12 a 24 meses, entraria no confinamento com um peso inicial de 133 kg de peso vivo; um gado jovem, de 24 a 36 meses, entraria no confinamento com um peso inicial de 258 kg de peso vivo; e um gado adulto, com mais de 36 meses, entraria no confinamento com um peso inicial de 383 kg de peso vivo.

De acordo com o centro de produções técnicas (CPT) (CPT, 2018) o peso mínimo ideal para entrar no confinamento quando bezerro é de 240 kg. Por sua vez, deve-se dar preferência ao confinamento de garrotes de raças e cruzas precoces, com peso inicial de 280 kg, e com conformação física para atingir o grau de terminação e o peso de carcaça exigido pelos frigoríficos (CPT, 2018). De acordo com isso, o gado na faixa etária de 12 a 24 meses, não foi incluído na análise do estudo, devido ao fato de que com o peso de 250 kg já são abatidos. Assim, pode-se inferir que esta faixa etária pode não ter entrado na fase de terminação antes de ser abatido. Por sua vez, os dados ao não possuírem detalhamento sobre o tipo de raça abatida, dificulta a identificação de se a faixa etária se caracteriza por bezerros precoces de raça, o que faria válido sua inclusão na análise do estudo.

Desta maneira, definiu-se a análise unicamente para a faixa etária de gado jovem (24 a 36 meses de vida) e gado adulto (mas de 36 meses de vida), considerando assim um rebanho total de 30.819 cabeças (15.626 e 15.193 cabeças de gado jovem e adulto, respectivamente).

### **5.1.3 Insumos para a etapa do manejo de dejetos**

Durante o cálculo das diferentes emissões geradas pelo sistema de gerenciamento de dejetos, apresentou-se como dificuldade a falta de dados referentes a caracterização do esterco e aos gases emitidos a partir do esterco, ao tipo de animal e a ração utilizada para a sua alimentação. Por isso, utilizou-se os dados fornecidos pela Diretriz do IPCC (2006). Os resultados dos dados de inventário, para o gerenciamento de dejetos, inicialmente, foram apresentados na unidade de quilograma de CO<sub>2</sub> equivalente por cabeça e por dia, sendo os dias o tempo de confinamento (90 dias) (kg CO<sub>2</sub> eq.[cabeça]<sup>-1</sup> [dia]<sup>-1</sup>).

Para o cálculo da emissão do metano, fator de emissão do metano (FE<sub>CH<sub>4</sub></sub>), utilizou-se a equação 2. Foi considerado o peso final do animal antes de sair para o abatedouro, para as duas faixas etárias em análise: 375 kg para fêmeas e machos jovens de 24 a 36 meses e 500 kg para fêmeas e machos adultos de mais de 36 meses. Desta maneira, ao se utilizar os pesos finais dos animais obtém-se o pior cenário em termos de emissões, uma vez que considera a maior produção de esterco possível (8% do seu peso vivo), sendo 30 e 40 kg de esterco produzido por dia para o gado jovem e adulto, respectivamente.

Como período de tempo (D) total foi considerado 90 dias (tempo de confinamento) para o sistema de gerenciamento de dejetos para ambas as faixas etária. Dentro da diretriz do IPCC, foram adotados os valores referentes a região da América Latina, com temperatura média anual de 28 °C. O valor da capacidade máxima de produção de metano (Bo), para o gado, em ambas



as faixas etárias estudadas, é  $0,1 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1}$  de acordo o capítulo 10 do relatório do IPCC (IPCC, 2006). Os diferentes valores de MCFs também foram obtidos a partir do IPCC (2006): 80% para o armazenamento em fossa embaixo do confinamento de animais e 5% armazenamento de esterco em tanques abertos (valores usados para ambas as faixas etárias).

Já para o cálculo dos sólidos voláteis diários excretados, utilizou-se a porcentagem de sólidos voláteis presente no esterco, reportada por Russo e Blottnitz, (2017), 8% do total de matéria seca gerada por animal e a quantidade de esterco gerado pelo gado (jovem e adulto). A partir da multiplicação desses dois fatores obteve-se que um gado jovem produz 2,4 kg de sólidos voláteis por dia, enquanto um gado adulto produz 3,2 kg de sólidos voláteis por dia (valor considerado para as duas etapas do sistema de gerenciamento de dejetos). Desta maneira, a partir dos valores de Bo, MCF e SV, foi possível calcular as emissões de metano, aplicando a equação 2. Os resultados apresentam-se na Tabela 2.

As emissões diretas de  $\text{N}_2\text{O}$  estão associadas à nitrificação e desnitrificação do nitrogênio contido no esterco, que ocorrem nas etapas do gerenciamento de dejetos. A emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  do esterco, durante o armazenamento e/ou tratamento depende do teor de nitrogênio e carbono presente no esterco, do tempo de armazenamento e do tipo de tratamento. É provável que a nitrificação ocorra desde que haja suficiente oxigênio fornecido (IPCC, 2006). Por outro lado, no processo natural de desnitrificação, os nitritos e nitratos são transformados em  $\text{N}_2\text{O}$  e dinitrogênio ( $\text{N}_2$ ), um processo que se dá em condições anaeróbias (IPCC, 2006).

O cálculo da emissão direta de  $\text{N}_2\text{O}$ , fator de emissão do nitrogênio direto ( $\text{FE}_{\text{d N}_2\text{O}}$ ), baseia-se na Equação 3. O cálculo da excreção média anual de N por cabeça ( $\text{NEx}$ ), foi baseada no *Tier 1* a partir da Equação 4, onde  $\text{Nrate}$  é 0,36 para a categoria de: outros bovinos. Estas taxas ( $\text{NEx}$  e  $\text{Nrate}$ ) são apresentadas em unidades de azoto (Nitrogênio) excretado por 1000 kg de animal por dia. Estas taxas podem ser aplicadas às categorias de gado de diferentes idades e estágios de crescimento usando uma média de TAM para essa subcategoria. O TAM foi obtido de Esteves et al., 2017, sendo 301,76 kg por animal, o que é um valor muito próximo dos 305 kg por animal, indicado pelo IPCC, 2006a. Foi escolhido o valor nacional do TAM uma vez que o IPCC recomenda coletar valores de TAM específicos do país em virtude da sensibilidade das taxas de excreção de nitrogênio das diferentes categorias. Os valores de  $\text{EF}_3$  utilizados foram: 0,002 para o armazenamento em fossa embaixo do confinamento de animais e 0,005 para o armazenamento de esterco em tanques abertos. Os resultados obtidos do nitrogênio direto apresentam-se na Tabela 2.

As emissões indiretas de  $N_2O$  resultam da perda dos sólidos voláteis presentes no esterco, que ocorrem principalmente nas formas de amônia e  $NO_x$ . A fração de nitrogênio orgânico excretada é mineralizada em nitrogênio amoniacal durante a coleta e armazenamento, dependendo, principalmente, do tempo e, em menor grau, da temperatura (IPCC, 2006). A ureia de mamíferos é uma forma simples de nitrogênio orgânico, rápida de ser mineralizada em nitrogênio amoniacal, altamente volátil (ASMAN et al., 1998; MONTENY E ERISMAN, 1998). As perdas de azoto (nitrogênio) começam no momento da excreção e continuam nos sistemas de armazenamento e tratamento utilizado.

A partir da Equação 5, a emissão indireta de  $N_2O$ , fator de emissão do nitrogênio indireto ( $FE_{i N_2O}$ ), foi calculada utilizando o valor default de 0,01 para o  $EF_4$  (valor para as duas etapas do gerenciamento de dejetos e para ambas as faixas etárias). Este fator foi obtido a partir do capítulo 11 da diretriz do IPCC, que trata da análise e dos valores relacionados às emissões de nitrogênio associadas ao gerenciamento de dejetos. Já o fator  $Frac_{GasMS}$  é diferente para cada etapa do gerenciamento: 42% para a etapa de armazenamento em fossas embaixo do confinamento e 45% para o armazenamento em tanques abertos (valores adotados para ambas as faixas etárias). Desde o início da análise trabalhou-se com a categoria de “outro tipo de gado”, porém esta espécie/categoria animal não possui o fator  $Frac_{GasMS}$  para a etapa de gerenciamento de dejetos com fossas embaixo do confinamento. Desta maneira, calculou-se o seu fator, em %, a partir de uma regra de três, multiplicando os valores de armazenamento sólido da categoria do “gado leiteiro” e “outro tipo de gado”, dividido pelo valor do armazenamento em fossas embaixo do confinamento da categoria de “gado leiteiro”. Assim, determinou-se o valor do  $Frac_{GasMS}$  para a categoria de “outro tipo de gado”.

As emissões de metano, nitrogênio direto e indireto do gerenciamento de dejetos, em quilograma de  $CO_2$  equivalente por cabeça por tempo de confinamento ( $kg CO_2 eq./cabeça*dia$ ) são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Emissões do gerenciamento do esterco bovino ( $kg CO_2 eq.$  por cabeça por dia tempo de confinamento).

|        | Armazenamento em fossa embaixo do confinamento |             |             | Armazenamento de esterco em tanques abertos |             |             | Total  |
|--------|--|-------------|-------------|---|-------------|-------------|--------|
|        | EF $CH_4$                                      | EF d $N_2O$ | EF i $N_2O$ | EF $CH_4$                                   | EF d $N_2O$ | EF i $N_2O$ |        |
| Jovem  | 324,17   | 8,14        | 17,10       | 20,26                                       | 20,36       | 18,32       | 408,36 |
| Adulto | 432,23   | 8,14        | 17,10       | 27,01                                       | 20,36       | 18,32       | 523,17 |

Na Tabela 2 pode-se observar que o gado adulto produz mais emissões do que o gado jovem, aproximadamente 22% maior. Essa diferença é considerável em termos de cabeça de gado, e é justificada principalmente, devido ao maior peso do gado adulto e, conseqüentemente, maior quantidade de esterco gerado. Em média, o esterco de gado (jovem e adulto) produz 0,005133 kg de CH<sub>4</sub> por cada kg de esterco.

Vale ressaltar que as emissões do sistema de gerenciamento de dejetos considerando a unidade de 1m<sup>3</sup> de biogás produzido, serão calculadas na seção 5.4.1, uma vez que para realizar seu cálculo é necessário utilizar dados provenientes do inventário da planta de digestão anaeróbia: a relação da quantidade necessária de esterco para a produção de 1 m<sup>3</sup> de biogás.

Como o sistema de gerenciamento é composto por um armazenamento em fossas, embaixo do curral de confinamento (etapa 1), seguido por um armazenamento em tanques abertos (etapa 2), é necessário descrever a logística utilizada para o deslocamento dos dejetos da primeira etapa para a segunda.

As fossas embaixo do confinamento possuem uma inclinação de 5 a 8% que facilitam o escoamento por gravidade dos dejetos produzidos constantemente pelo animal. Por sua vez, um funcionário, uma vez finalizado o confinamento do lote animal, com ajuda de pás e com o uso de um pouco de água, raspa e lava as fossas, direcionando os dejetos para canais de concreto localizados atrás dos currais, como apresentado na Figura 19. Após o direcionamento dos dejetos pelos canais de concreto, estes entram em tubos largos de PVC (Figura 20), por gravidade, e se depositam em tanques abertos, que encontram-se em um nível abaixo do solo (Figura 16). Entre etapas não são utilizados equipamento mecânicos.

Depois do período de armazenamento em tanques abertos, os dejetos são conduzidos para os caminhões de transporte a partir de bombas presentes no próprio caminhão. As emissões e o consumo de combustível foram contemplados dentro da etapa de transporte, seção 5.3.



Figura 19 - Transporte do esterco por canais de concreto atrás do confinamento.  
Fonte: Autor.



Figura 20 - Dutos de PVC transportadores do esterco entre os canais e os tanques de armazenamento aberto.  
Fonte: Autor.

## 5.2 INVENTÁRIO PARA AS PLANTAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA (DA) E AS USINAS COMBINADAS DE CALOR E ENERGIA (CHP)

Para o cálculo dos valores de entrada e saída dos processos foram utilizados dados de literatura obtidos dos trabalhos de Boulamanti et al., (2013), Whithing et al., (2014) e Van Stappen et al., (2016). Tais trabalhos foram escolhidos por apresentarem um grande detalhamento de dados e por utilizarem o esterco como matéria-prima para a produção de biogás. Os trabalhos desenvolvidos por Whithing et al. (2014) e Van Stappen et al. (2016) apresentaram uma co-digestão anaeróbia com o esterco, enquanto o trabalho de Boulamanti et al., (2013) realizou uma mono-digestão.

Nem todos os trabalhos apresentam seus resultados na mesma unidade, devido às diferentes unidades funcionais adotadas pelo escopo de cada um. Por esse motivo, foi necessário a padronização da unidade dos resultados para uma mesma unidade. No caso, foi escolhida a unidade de 1 m<sup>3</sup> de biogás produzido. Além disso, foi necessário, para os estudos que consideraram a co-digestão, determinar os valores de entrada e saída referente à porcentagem de esterco presente dentro do total de matéria-prima utilizada nestes estudos. Assim sendo, identificou-se que o esterco representa 50% e 9,9% do total de matéria-prima no estudo de Whithing et al. (2014) e Van Stappen et al. (2016), respectivamente. Estas porcentagens foram multiplicadas pelo total das entradas e saídas para se obter os valores correspondentes para o esterco e, assim, simular uma mono-digestão. Finalmente, com uma média dos valores padronizados, de cada trabalho, obteve-se os dados base para o desenvolvimento do presente estudo. Na Tabela 3 apresentam-se os dados dos insumos (entradas e saídas) padronizados, dos trabalhos de Boulamanti et al. (2013), Whithing et al. (2014) e Van Stappen et al. (2016): dados base para a média utilizada no presente trabalho. A média dos três trabalhos foi feita uma vez que não foi possível obter dados primários para as etapas da planta de DA e CHP. A Tabela 5 apresenta a média utilizada no presente trabalho.

As emissões associadas à etapa da planta de AD estão exclusivamente relacionadas às perdas que ocorrem nos digestores (Dressler et al., 2012). Segundo Agostini et al. (2015) e Poeschl et al. (2012b) as perdas representam 1% do total do biogás produzido. Desta forma, as emissões do processo de DA, consideradas neste trabalho, correspondem unicamente a 1% de cada gás presentes no biogás.

A participação de cada gás na composição do biogás, em %, foi obtida a partir de dados da literatura dos trabalhos de Boulamanti et al. (2013), Hajjaji et al. (2016), Poeschl et al. (2010), Poeschl et al. (2012a) e Salomon et al. (2009), para então ser calculado o kg de cada

gás por metro cubico de biogás. Tais trabalhos apresentam a caracterização do biogás gerado, em porcentagem, a partir do esterco de bovino.

Tabela 3 - Dados de insumos padronizados para 1 m<sup>3</sup> cúbico.

|                 | Unidade        | Boulamanti et al.,<br>(2013) | Whiting et al.,<br>(2014) | Van Stappen et al.,<br>(2016) |
|-----------------|----------------|------------------------------|---------------------------|-------------------------------|
| <b>Entradas</b> |                |                              |                           |                               |
| Esterco         | kg             | 25,68                        | 6,90                      | 7,91                          |
| Eletricidade    | kJ             | 370,00                       | 274,05                    | 212,95                        |
| Calor           | kJ             | 1.860,00                     | 1.052,60                  | 1.779,87                      |
| <b>Saídas</b>   |                |                              |                           |                               |
| Biogás          | m <sup>3</sup> | 1,00                         | 1,00                      | 1,00                          |
| Adubo orgânico  | kg             | 25,66                        | 5,88                      | 6,66                          |

Para o cálculo dos gases que compõem o biogás, em kg de gás por m<sup>3</sup> de biogás, foi necessário multiplicar a porcentagem de contribuição de cada gás na composição do biogás pela sua respectiva densidade. As densidades de cada gás utilizadas foram: 0,656 para o CH<sub>4</sub>, 1,98 para o CO<sub>2</sub>, 0,9584 para H<sub>2</sub>O, 1,33 para o O, 1,165 para o N<sub>2</sub>, 1,25 para o CO, 0,6942 para a NH<sub>3</sub>, 0,08988 para o H<sub>2</sub> e 1,36 para o H<sub>2</sub>S, em kg por m<sup>3</sup>.

Para obter porcentagem de cada gás foi desenvolvida uma média com dado de literatura de diferentes trabalhos que reportaram a composição do biogás oriundo de esterco animal. A composição do biogás, em porcentagem (%) e em kg do gás por m<sup>3</sup> de biogás é apresentada na Tabela 4.

Tabela 4 - Composição do biogás e emissões por m<sup>3</sup> de biogás.

| Gases  | Composição do biogás |                    |
|--|----------------------|--------------------|
|  | %                    | kg m <sup>-3</sup> |
| Metano (CH <sub>4</sub> ) d,a                  | 56,5                 | 0,371              |
| Dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> ) b,c      | 31,5                 | 0,624              |
| Água (H <sub>2</sub> O) b,c                    | 4                    | 0,038              |
| Oxigênio (O) c                                 | 1                    | 0,013              |
| Nitrogênio (N <sub>2</sub> ) b,c               | 2,5                  | 0,029              |
| Monóxido de Carbono (CO) e                     | 0,5                  | 0,006              |
| Amônia (NH <sub>3</sub> ) d,e                  | 1                    | 0,007              |
| Hidrogênio (H <sub>2</sub> ) d,e               | 1,5                  | 0,001              |
| Sulfureto de hidrogênio (H <sub>2</sub> S) b,c | 1,5                  | 0,020              |
| Total  | 100                  | 1110               |

a) Boulamanti et al. (2013); b) Hajjaji et al. (2016); c) Poeschl et al. (2010), d) Poeschl et al. (2012a); e) Salomon et al. (2009).

Em seguida, foram calculadas as emissões da planta de DA (1% de cada gás). O inventário da planta de digestão anaeróbia, composto pela matéria prima, eletricidade, calor, produtos e emissões, que são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 - Inventário do processo de digestão anaeróbia, entradas e saídas.

|  | Unidade        | Este estudo |
|--|----------------|-------------|
| <b>Planta de digestão anaeróbia</b>        |                |             |
| <b>Entradas</b>                            |                |             |
| Esterco                                    | kg             | 13,49       |
| Eletricidade                               | kJ             | 285,67      |
| Calor                                      | kJ             | 1564,16     |
| <b>Saídas</b>                              |                |             |
| Biogás                                     | m <sup>3</sup> | 1           |
| Adubo orgânico                             | kg             | 12,74       |
| <b>Emissões*</b>                           |                |             |
| Metano (CH <sub>4</sub> )                  | kg             | 0,00371     |
| Dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> )      | kg             | 0,00624     |
| Água (H <sub>2</sub> O)                    | kg             | 0,00038     |
| Oxigênio (O)                               | kg             | 0,00013     |
| Nitrogênio (N <sub>2</sub> )               | kg             | 0,00029     |
| Monóxido de Carbono (CO)                   | kg             | 0,00006     |
| Amônia (NH <sub>3</sub> )                  | kg             | 0,00007     |
| Hidrogênio (H <sub>2</sub> )               | kg             | 0,00001     |
| Sulfureto de hidrogênio (H <sub>2</sub> S) | kg             | 0,00020     |

\* 1% de cada gás que conforma o total do biogás.

De acordo com os valores obtidos na Tabela 5, é possível determinar que a partir de 1 kg de esterco pode-se produzir 0,074 m<sup>3</sup> de biogás (m<sup>3</sup>/ kg de esterco).

As entradas e saídas da planta CHP foram obtidas da mesma maneira que a da planta de digestão anaeróbia, a partir da padronização dos dados de literatura dos trabalhos de Boulamanti et al., (2013), Whithing et al., (2014) e Van Stappen et al., (2016), considerando 1 m<sup>3</sup> de biogás como entrada da planta.

As emissões correspondentes a esta etapa foram calculadas como a média das emissões dos trabalhos de Boulamanti et al., (2013) e Van Stappen et al., (2016). Para atender a unidade de 1m<sup>3</sup> cúbico, foi necessário que a quantidade total de energia produzida, obtida a partir de Van Stappen et al., (2016), fosse dividida por 365 dias e então, multiplicada por 3600 para passar de kwh a kJ. Já para o trabalho de Whithing et al., (2014), multiplicou-se os valores das entradas e saídas fornecidos pela porcentagem de esterco na matéria-prima (50%), e então por 3600 para a conversão de unidades (de kwh para kJ).

O estudo de Boulamante et al. (2013) apresenta a entrada de biogás na planta CHP na unidade funcional de 1 MJ, sendo necessário convertê-la para m<sup>3</sup>. Para isto, converteu-se MJ em kJ, e utilizou-se os dados fornecidos por Poeschl et al. (2010), como: a quantidade de m<sup>3</sup> de biogás produzido por tonelada de esterco (m<sup>3</sup>/tdm) e a quantidade de energia gerada por tonelada de esterco (GJ/tdm). Em seguida, foi determinada a relação entre a eletricidade produzida por m<sup>3</sup> de biogás (kJ/m<sup>3</sup>) para então multiplica-la pelo valor fornecido por Boulamante et al. (2013) de biogás entrando na planta em kJ, e achar quanto este representa em m<sup>3</sup> de biogás. Obteve-se que uma entrada de 0,05 m<sup>3</sup> de biogás na planta CHP produz 360 kJ de eletricidade e 600 kJ de calor. A Tabela 6 apresenta os dados fornecidos por Poeschl et al. (2010).

Tabela 6 - Dados para conversão de unidade, fornecido por Poeschl et al., (2010).

| <b>Unidade</b>                              | <b>Valor</b> |
|---|--------------|
| m <sup>3</sup> de biogás/t de esterco       | 297          |
| GJ de eletricidade/t de esterco             | 5,9          |
| kJ de eletricidade/t de esterco             | 5900000      |
| kJ de eletricidade/m <sup>3</sup> de biogás | 19865,31     |

Para determinar as saídas na planta CHP por metro cúbico de biogás, foi necessário determinar as relações entre as quantidades das saídas (Eletricidade, calor e emissões) e a quantidade de metro cúbicos de biogás que entram para produzi-las, ou seja: “eletricidade produzida por metro cúbico de biogás (kJ/m<sup>3</sup>)”, “calor produzido por metro cúbico de biogás (kJ/m<sup>3</sup>)”, e “cada emissão produzida por metro cúbico de biogás (g/m<sup>3</sup> ou mg/m<sup>3</sup>)”. A Tabela 7 apresenta os dados padronizados dos três trabalhos e a média dos mesmos, que é o valor utilizado como base para o desenvolvimento do presente estudo, para a etapa da planta de produção combinada de calor e energia (CHP).

Para converter as emissões de cada gás, das duas etapas (Planta de DA e CHP), em quilograma de CO<sub>2</sub> equivalente por metro cúbico de biogás produzido (kg CO<sub>2</sub> eq./m<sup>3</sup>), utilizou-se o software Simapro versão 8.0. Foram criados os processos individualmente, da planta de DA e planta CHP, inserindo no software todos os dados de entradas e saídas para cada um deles. Desta maneira, obteve-se que a planta de DA, para o C1 e C3, quando utiliza energia oriunda de gás natural, gera 0,382 kg CO<sub>2</sub> eq./m<sup>3</sup>. Para este cálculo foi utilizada a energia elétrica oriunda de gás natural do Brasil (Electricity, high voltage {BR}| electricity production, natural gas, at conventional power plant | Alloc Def, U), e o colar fornecido de uma central de pequena escala oriunda de gás natural (Heat, central or small-scale, natural gas



{RoW}| heat production, natural gas, at boiler condensing modulating <100kW | Alloc Def, U).

Tabela 7 - Inventário da etapa da planta produtora de calor e energia (CHP).

|  | <b>Unidade</b> | <b>Boulamanti et al., (2013)</b> | <b>Whiting et al., (2014)</b> | <b>Van Stappen et al., (2016)</b> | <b>Este estudo</b> |
|--|----------------|----------------------------------|-------------------------------|-----------------------------------|--------------------|
| <b>Entradas</b>                                    |                |                                  |                               |                                   |                    |
| Biogás   | m <sup>3</sup> | 1                                | 1                             | 1                                 | <b>1</b>           |
| <b>Saídas</b>                                      |                |                                  |                               |                                   |                    |
| Eletricidade gerada                                | kJ             | 7.151,52                         | 2628,37                       | 3.878,08                          | <b>4.552,65</b>    |
| Calor gerado                                       | kJ             | 11919,19                         | 3600                          | 7.255,30                          | <b>7.591,5</b>     |
| <b>Emissões</b>                                    |                |                                  |                               |                                   |                    |
| Dióxido de carbono (CO)                            | g              | 6,35                             |                               | 4,89                              | <b>5,59</b>        |
| Metano (CH <sub>4</sub> )                          | g              | 6,75                             |                               | 1,84                              | <b>4,30</b>        |
| Óxidos de nitrogênio (Nox)                         | g              | 10,73                            |                               | 2,57                              | <b>6,65</b>        |
| Óxido nitroso (N <sub>2</sub> O)                   | mg             | 10,33                            |                               | 26,62                             | <b>18,48</b>       |
| Compostos orgânicos voláteis não metânicos (NMVOC) | mg             | 278,11                           |                               | 20,92                             | <b>149,52</b>      |
| Dióxido de enxofre (SO <sub>2</sub> )              | mg             | 381,414                          |                               | 228,19                            | <b>304,80</b>      |

NMVOC: Non-methane volatile organic compounds.

Nos cenários C2 e C4, quando considera-se a recirculação da eletricidade e calor produzidos pela planta CHP, na planta de DA, esta etapa (planta de DA) gera 0,296 kg CO<sub>2</sub> eq./m<sup>3</sup>. Desta maneira, observa-se uma redução de aproximadamente 23% das emissões do sistema no C2 e C4, quando comparando com o C1 e o C3, devido a que a energia gerada pela planta CHP é menos poluidora.

Por outro lado, na planta CHP gera-se 0,268 kg CO<sub>2</sub> eq. por cada m<sup>3</sup> que entra de biogás. Estes valores de emissão (da planta de DA e planta CHP) são independentes da faixa etária e cenário em análise, uma vez que considerou-se que ambas as duas faixas etárias apresentam a mesma eficiência na produção de metano, e nenhum fator afeta o valor das suas emissões ao produzir o calor e a eletricidade.

### 5.3 INVENTÁRIO PARA A ETAPA DE TRANSPORTE

Segundo a CIBIOGÁS, (2015), para o projeto de Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL) no ano 2000, o Brasil reportou 1858 propriedades rurais de produção de biogás, das quais duas são baseadas em resíduos da bovinocultura de leite e 1856 em resíduos da suinocultura. O estado de Mato Grosso do Sul possui 8% do total das plantas produtoras de biogás no país, baseadas na suinocultura, devido ao fato de que sua agropecuário baseia-se principalmente na suinocultura; seguido do gado para corte (CIBIOGÁS, 2015). Nenhuma das unidades de produção de biogás encontram-se na microrregião de Dourados-MS.

Ao não possuir plantas de tratamento de dejetos bovino de corte dentro da microrregião, foi necessário estimar a distância que deve ser percorrida pelos caminhões transportadores da matéria-prima (esterco). Para isso, a distância do transporte dos dejetos desde o local de produção ou armazenamento, até a planta de DA foi calculada em toneladas-quilômetro (tkm), considerando a distância média entre o centroide da microrregião e o centroide de cada município onde as plantas de DA estariam localizadas, por meio do programa QGIS versão 2.0.1. Na Figura 21 apresenta-se a localização da microrregião e o seu centroide, bem como os centroides de cada município que a compõe. Na Tabela 8 apresentam-se as distâncias em km, entre os centroides de cada município e o centroide da microrregião, bem como a distâncias média utilizada para o cálculo das emissões do transporte.

Tabela 8 - Distâncias em km entre o centroide da microrregião e o centroide de cada município.

| <b>UF</b>    | <b>Município</b>     | <b>Distância (km)</b> |
|--------------|----------------------|-----------------------|
| MS           | Amambaí              | 168                   |
| MS           | Antônio João         | 151                   |
| MS           | Aral Moreira         | 142                   |
| MS           | Caarapó              | 70,3                  |
| MS           | Douradinha           | 62,7                  |
| MS           | Dourados             | 24,2                  |
| MS           | Fátima do Sul        | 81,4                  |
| MS           | Itaporã              | 30,9                  |
| MS           | Juti                 | 123                   |
| MS           | Laguna Carapã        | 85,2                  |
| MS           | Maracaju             | 103                   |
| MS           | Nova Alvorada do Sul | 151                   |
| MS           | Ponta Porã           | 97                    |
| MS           | Rio Brilhante        | 04                    |
| MS           | Vicentina            | 80,1                  |
| <b>Média</b> |                      | <b>98,25</b>          |

UF: Unidade Federal.



considerando uma hipótese conservadora de que os caminhões saem de um ponto diferente da produção da matéria-prima e da localização da planta de DA, vão até o ponto de produção de matéria-prima, depois descarregam a matéria-prima no local da planta de DA e voltam ao seu estacionamento.

Para produzir 1 m<sup>3</sup> de biogás é necessário bombear e transportar 0,001349 toneladas de esterco bruto para as plantas de DA. Com relação às emissões associadas ao processo, obteve-se como resultado um fator de emissão de 0,4 kg CO<sub>2</sub> equivalente por metro cúbico de biogás produzido (para todos os cenários).

#### 5.4 INVENTÁRIO REGIONAL

Aplicando a equação 1, calculou-se a quantidade de esterco gerado pelo gado confinado (8% do peso vivo). Assim, 15.626 cabeças de gado jovens, abatidas num ano, durante o tempo de confinamento produzem aproximadamente 36.005.062 kg de esterco, e 15.193 cabeças de gado adulto produzem aproximadamente 48.831.179 kg de esterco, nas mesmas condições. Desta maneira, obtém-se um total de 84.836.241 kg de esterco no ano, a partir do sistema de confinamento. Dividindo-se este total por um ano, obtém-se 232.428 kg de esterco por dia.

Com a quantidade de esterco produzida, calculada anteriormente, e a relação de metro cúbico de biogás produzido pela planta de digestão anaeróbia por quilogramas de esterco (0,074 m<sup>3</sup>/kg de esterco) (Tabela 5), estimou-se a quantidade de biogás capaz de ser produzida pela quantidade de esterco gerado. Desta maneira, obteve-se aproximadamente 2.669.336 e 3.620.236 m<sup>3</sup> de biogás por ano a partir do esterco gerado pelo gado jovem e adulto, respectivamente. Assim, a microrregião é capaz de produzir aproximadamente 6.289.573 m<sup>3</sup> de biogás por ano, sendo em média 17.232 m<sup>3</sup> de biogás por dia ao longo do ano. A Tabela 9 apresenta a capacidade de produção de esterco e biogás da microrregião de Dourados.

Tabela 9 - Capacidade de produção de esterco e biogás da microrregião de Dourados.

|                     | <b>Unidade</b>      | <b>Jovem</b> | <b>Adulto</b> | <b>Total</b> |
|---------------------|---------------------|--------------|---------------|--------------|
| Cabeças             | Cabeças             | 15.626       | 15.193        | 30.819       |
| Produção de esterco | kg/ano*             | 36.005.062   | 48.831.179    | 84.836.241   |
|                     | kg/dia              | 98.644       | 133.784,05    | 232.428,06   |
| Produção de biogás  | m <sup>3</sup> /ano | 2.669.336    | 3.620.236     | 6.289.573    |
|                     | m <sup>3</sup> /dia | 7.313        | 9.919         | 17.232       |

\*Considerando o tempo de confinamento

Com o objetivo de definir o número de plantas necessárias para a MRD para tratar todos os dejetos animais, pesquisou-se a produção média de biogás das plantas de digestão anaeróbia no Brasil. Segundo o reportado pela EPE (2017), a capacidade média instalada das plantas de DA é de 1.373 m<sup>3</sup> de biogás produzidos por dia. Desta maneira, definiu-se que as plantas para a microrregião teriam esta mesma capacidade, em virtude a grande produção de esterco e consequentemente de biogás.

De acordo com o potencial de produção diária de biogás da microrregião e da planta de digestão anaeróbia escolhida, a microrregião de Dourados precisaria de aproximadamente de 13 plantas de digestão anaeróbia para tratar os dejetos animais produzidos em confinamento, do rebanho em estudo. Com base na quantidade total de biogás que pode ser produzida pelas plantas, foram calculadas as emissões totais da sua contribuição na microrregião de Dourados.

Para o cálculo das emissões totais da microrregião, definiu-se as entradas e saídas totais correspondentes as 13 plantas de DA e CHP. As entradas e saídas foram calculadas com uma regra de três, considerando a relação entre um metro cubico de biogás produzido e o total de biogás produzido (6.289.572,69 m<sup>3</sup>) pelo total de esterco da MRD e por hectare (dividido pela área da microrregião). A Tabela 10 apresenta os valores das entradas e saídas para as 13 plantas propostas para a MRD e por hectare.

Tabela 10. Quantidade de entradas e saídas para as 13 plantas de DA e CHP da MRD.

|  | Unidade        | Total insumos para 13 plantas da MRD | Unidade            | Total insumos para 13 plantas da MRD por hectare |
|--|----------------|--------------------------------------|--------------------|--|
| <b>13 plantas de DA</b>                    |                |                                      |                    |  |
| Entradas                                   |                |                                      |                    |  |
| Esterco                                    | t              | 84.836,24                            | kg/ha              | 22,71  |
| Eletricidade                               | MJ             | 1.796.713,38                         | MJ/ha              | 0,480  |
| Calor                                      | MJ             | 9837867,64                           | MJ/ha              | 2,633  |
| Saídas                                     |                |                                      |                    |  |
| Biogás                                     | m <sup>3</sup> | 6.289.572,69                         | m <sup>3</sup> /ha | 1,68   |
| Adubo orgânico                             | t              | 80.109,95                            | kg/ha              | 21,44  |
| Emissões                                   |                |                                      |                    |  |
| Metano (CH <sub>4</sub> )                  | kg             | 23.311,67                            | g/ha               | 6,24   |
| Dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> )      | kg             | 39228,06                             | g/ha               | 10,5   |
| Água (H <sub>2</sub> O)                    | kg             | 2.411,17                             | g/ha               | 0,64   |
| Oxigênio (O)                               | kg             | 7.36,51                              | g/ha               | 0,22   |
| Nitrogênio (N <sub>2</sub> )               | kg             | 1.831,84                             | g/ha               | 0,5  |
| Monóxido de Carbono (CO)                   | kg             | 393,10                               | g/ha               | 0,10   |
| Amônia (NH <sub>3</sub> )                  | kg             | 436,62                               | g/ha               | 0,11   |
| Hidrogênio (H <sub>2</sub> )               | kg             | 84,80                                | g/ha               | 0,022  |
| Sulfureto de hidrogênio (H <sub>2</sub> S) | kg             | 1.283,07                             | g/ha               | 0,34   |
| <b>13 plantas CHP</b>                      |                |                                      |                    |  |
| Entradas                                   |                |                                      |                    |  |
| Biogás                                     | m <sup>3</sup> | 6.289.572,69                         | m <sup>3</sup> /ha | 1,68   |
| Saídas                                     |                |                                      |                    |  |
| Eletricidade                               | MJ             | 28.634,22                            | MJ/ha              | 7,66   |
| Calor                                      | MJ             | 47.747,28                            | MJ/ha              | 12,78  |
| Emissões                                   |                |                                      |                    |  |
| CO   | kg             | 35.144,51                            | g/ha               | 9,14   |
| CH <sub>4</sub>                            | kg             | 27.041,18                            | g/ha               | 7,24   |
| NO <sub>x</sub>                            | kg             | 41.819,99                            | g/ha               | 11,19  |
| N <sub>2</sub> O                           | g              | 116.206,02                           | mg/ha              | 31,11  |
| NM <sub>VOC</sub>                          | g              | 940.390,99                           | mg/ha              | 251,72   |
| SO <sub>2</sub>                            | g              | 1.917.070,08                         | mg/ha              | 513,15   |

#### 5.4.1. Cálculo do inventário da etapa de gerenciamento de esterco para um metro cúbico de biogás.

Para atender a unidade funcional foi preciso converter as emissões da etapa do gerenciamento de dejetos, de kg de CO<sub>2</sub> equivalente por cabeça por tempo de confinamento para kg de CO<sub>2</sub> equivalente por metro cúbico. Para isso foi necessário dividir a quantidade de esterco necessária para a produção de metro cúbico de biogás (13,49 kg) pela quantidade de quilogramas de esterco produzido por cabeça no tempo de confinamento (90 dias) (2.700 kg de esterco para um gado jovem (375 kg) e 3.600 kg para um gado adulto (500 kg). Desta maneira, obteve-se 0,004995 e 0,0037467 de m<sup>3</sup>/cabeça/tempo de confinamento para o gado jovem e o gado adulto, respectivamente. Em seguida, foi multiplicado pelas emissões totais de cada etapa do sistema de gerenciamento de dejetos, para cada faixa etária, que encontrassem em kg de CO<sub>2</sub> equivalente por cabeça por número de dia (tempo de confinamento) (Seção 5.1.3, Tabela 2), obtendo-se o resultado em kg de CO<sub>2</sub> equivalente por metro cúbico. Na Tabela 11 apresentam-se os valores determinados para as emissões do sistema de gerenciamento dos dejetos em quilogramas de CO<sub>2</sub> eq. por metro cúbico (kg de CO<sub>2</sub> eq./m<sup>3</sup>).

Tabela 11 - Emissões do manejo do esterco em kg de CO<sub>2</sub> eq./m<sup>3</sup>.

|        | <b>AFEC</b> | <b>AETA</b> | <b>Total</b> |
|--------|-------------|-------------|--------------|
| Jovem  | 1.745       | 0.294       | 2,04         |
| Adulto | 1.714       | 0,246       | 1,96         |

AFEC: Armazenamento em fossa do confinamento; AETA: Armazenamento de esterco em tanques abertos

De acordo com os dados apresentados na Tabela 11, observa-se que o gado jovem apresenta uma maior emissão por m<sup>3</sup> do que o gado adulto. Isto deve-se ao fato de que os valores de produção de esterco afetam os valores do inverso do metro cúbico de biogás produzidos por cabeça por tempo de confinamento.

## 6. AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV)

Antes de interpretar os resultados regionais, foi desenvolvida e aplicada a metodologia de alocação de impactos na planta de digestão anaeróbia, devido ao fato de que as emissões do coproduto gerado junto ao biogás, o adubo orgânico, não foi considerado dentro dos limites do sistema.

### 6.1 ALOCAÇÃO

Segundo Poesch et al., (2012b) e Zhang et al., (2015), o adubo orgânico gerado pela planta de DA pode ser separado em parte líquida e sólida. A parte sólida corresponde a 10%, enquanto a líquida corresponde a 90% da massa total produzida. Neste trabalho, considerou-se apenas a parte sólida (10%), em virtude de que no Brasil o adubo orgânico entra no comércio agrícola apenas na forma sólida. Por sua vez, a distribuição e venda da fração líquida é dificultada uma vez que seu transporte não é comum no Brasil. A parte líquida é normalmente aplicada na mesma fazenda onde é produzida, sendo bombeada de uma lagoa facultativa, localizada depois da planta de digestão anaeróbia, para a lavoura. Dessa forma a fração líquida não possui valor mercado, e por esse motivo não será analisada pelo presente trabalho deixando-a por fora da análise do trabalho.

Para o cálculo da alocação foi utilizada a massa de cada produto relativa a um metro cúbico. Para o biogás utilizou-se a densidade de  $0,9 \text{ kg/m}^3$  (SGTC, 2012). A massa por metro cúbico considerada para o adubo orgânico foi de  $12,74 \text{ kg}$  (Tabela 5), sendo utilizado o valor de  $1,274 \text{ kg}$  de adubo orgânico, que representa a fração sólida do adubo gerado.

O valor de mercado do biogás por metro cúbico foi obtido a partir dos dados fornecidos por Esparta, (2016), multiplicando o valor da energia gerada a partir de biogás no Brasil (€ 53,82/MWh), pela da quantidade de energia gerada ( $6.850.070 \text{ MWh}$ ) por metro cúbico ( $1.494.318.000 \text{ m}^3$  de biometano), obtendo-se € 0,247 por  $\text{m}^3$ . Para determinar o valor econômico por quilograma de biogás produzido, foi então dividido € 0,247 por  $\text{m}^3$  pela densidade do biogás ( $0,9 \text{ kg/m}^3$ ), obtendo-se um total de €0,2741 por kg de biogás produzido.

O valor de mercado do adubo orgânico é de R\$ 0,14 por kg. Esse valor foi obtido a partir de empresas regionais que possuíam plantas de digestão anaeróbia e que utilizavam o esterco como matéria prima. Foi então aplicada a taxa de câmbio de R\$ 3,74/€ 1,00, obtendo-



se um valor de € 0,0374 por quilo de adubo orgânico. Assim, a alocação do valor de mercado para o biogás é de 83,80%, como apresentado na Tabela 12.

Tabela 12 - Alocação de mercado.

|                       | <b>Massa<br/>(kg)</b> | <b>Valor de mercado<br/>(€/kg)</b> | <b>Alocação<br/>(%)</b> |
|-----------------------|-----------------------|------------------------------------|-------------------------|
| Biogás                | 0,90                  | 0,27                               | <b>83,80</b>            |
| Adubo orgânico sólido | 1,27                  | 0,037                              | 16,20                   |

Considerando o valor da alocação para o biogás, os valores das entradas da planta de DA foram multiplicados pelo valor de alocação, com a finalidade determinar os inputs necessários para produzir 1,68 m<sup>3</sup> de biogás por hectare (Tabela 10). Desta maneira obteve-se que para produzir 1,68 m<sup>3</sup> de biogás é necessário 19,03 kg de esterco, 0,43 MJ de eletricidade por hectare e 2,20 MJ de calor por hectare (Valores alocados, Tabela 10).

A alocação realizada em ambas as etapas do gerenciamento de dejetos foi feita nas suas emissões finais, como apresentasse na Tabela 14. Desta mesma forma foram calculadas as emissões da etapa de transporte e da planta de DA.

## 6.2 IMPACTO POR METRO CUBICO (FATORES DE EMISSÃO)

Para calcular e analisar as emissões referentes ao sistema de produção de biogás com fins energéticos, proposto para a microrregião de Dourados, utilizou-se as emissões por metro cúbico de biogás de cada etapa, como fatores de emissão do sistema. As emissões por metro cúbico das duas etapas do sistema de gerenciamento de dejetos foram calculadas, separadamente, para ambas as faixas etárias estudadas (jovens e adultas). Nas etapas seguintes: transporte, planta de DA e planta CHP, foi utilizado um fator de emissão único para as duas faixas etárias. A planta de DA, possui dois fatores de emissão por metro cúbico, o primeiro referente ao cenário C1, quando o sistema não realiza uma recirculação da energia gerada pela planta CHP na planta de DA (utilizando a energia de outra fonte não renovável como explicado na seção 5.2), e o segundo fator referente ao cenário C2, quando o sistema possui dita recirculação de energia. Apresenta-se na Tabela 13 os fatores de emissão utilizados no presente trabalho.

Tabela 13- Fatores de emissão por m<sup>3</sup> de biogás.

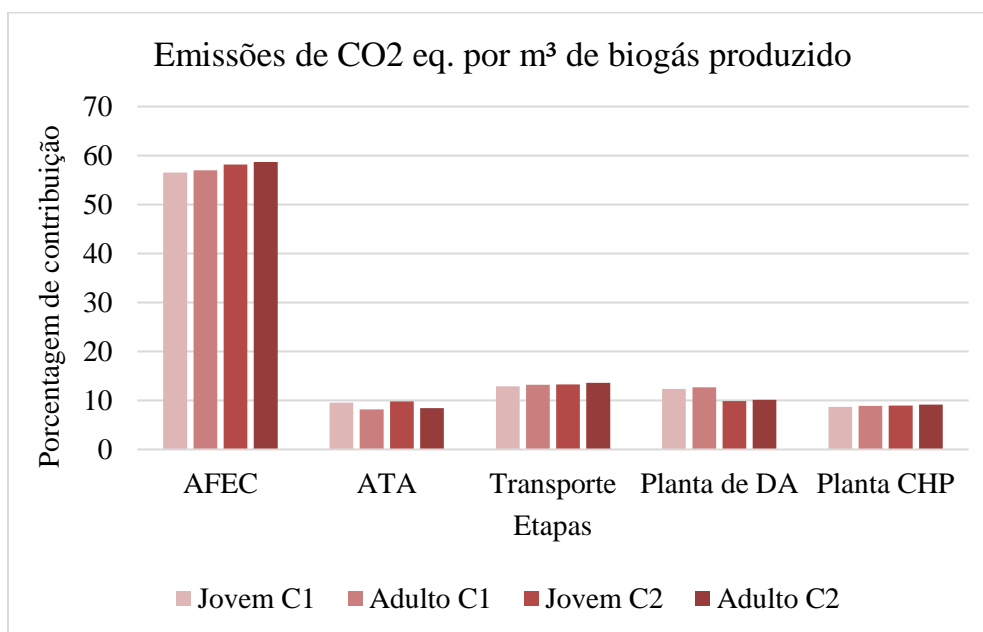
|  |        | Fatores de emissão<br>kg CO <sub>2</sub> eq./ m <sup>3</sup> | Total % m <sup>3</sup> |                 |
|--|--------|--|------------------------|-----------------|
|  |        |  | Jovem                  | Adulto          |
| AFEC<br>(Armazenamento<br>em fossa embaixo<br>do confinamento) | Jovem  | 1,745  | 56,53<br>58,15*        |                 |
|  | Adulto | 1,714  |                        | 56,98<br>58,66* |
| AETA<br>(Armazenamento<br>de esterco em<br>tanques abertos)    | Jovem  | 0,294  | 9,54<br>9,81*          |                 |
|  | Adulto | 0,246  |                        | 8,18<br>8,42*   |
| Transporte   | Jovem  |  | 12,89<br>13,26*        |                 |
|  | Adulto | 0,4  |                        | 13,23<br>13,62* |
| Planta de DA   | Jovem  | 0,382  | 12,37                  |                 |
|  | Adulto |  |                        | 12,70           |
| Planta CHP   | Jovem  | 0,296*   | 9,86*                  |                 |
|  | Adulto |  |                        | 10,13*          |
| <b>Total<br/>Cenário C1e C3</b>                                | Jovem  | 3,0880   | 100                    | 100             |
|  | Adulto | 3,2064   |                        |                 |
| <b>Total*<br/>Cenário C2 e C4</b>                              | Jovem  | 3,0020   | 100                    | 100             |
|  | Adulto | 2,9222   |                        |                 |

\* C2e C4: com recirculação da energia proveniente da planta CHP. AFEC: Armazenamento em fossa embaixo do confinamento; ATA: Armazenamento em tanques abertos; MRD: Microrregião de Dourados.

Observa-se que, para as duas faixas etárias, nos cenários C1 e C3, a etapa com maior contribuição de emissões é o AFEC, com aprox. 56% do total das emissões do sistema de produção, seguido pela etapa de transporte (aprox. 13%) e da planta de DA (aprox. 12%), para ambas as faixas etárias. Para o gado jovem, a etapa de ATA é a quarta a etapa mais impactante, com aprox. 9%, seguida pela planta CHP com aprox. 8%. Para o gado adulto, a planta CHP é a quarta mais impactante, com aproximadamente 9%, seguida pela etapa de ATA com aprox. 8% das emissões totais do sistema.

Nos cenários C2 e C4, a etapa com maior contribuição de emissões continua sendo o AFEC, com aprox. 58% (para ambas as faixas etárias), seguida pela etapa de transporte com aprox. 13% e pela planta de DA com aprox. 10%. Para o gado jovem, a próxima etapa mais impactante é o ATA com aprox. 10%, seguida da planta CHP com aprox. 9%. Já para o gado

adulto essas duas últimas etapas se invertem, a quarta etapa mais impactante é a planta CHP com aprox. 9%, seguida pela etapa de ATA com aprox. 8%. A Figura 22 apresenta a contribuição das emissões por metro cúbico em porcentagem de cada etapa no ciclo de vida da produção de bioenergia, considerando ambos os cenários para cada faixa etária.



AFEC: Armazenamento em fossa embaixo do confinamento; ATA: Armazenamento em tanques abertos; MRD: Microrregião de Dourados.

Figura 22 – Contribuição das emissões de cada etapa no ciclo de vida de produção de bioenergia por metro cúbico, no C1 e C2, considerando ambas as faixas etárias.

As emissões por metro cúbico, não apresentaram uma diferença significativa entre os valores obtidos pelo gado jovem e adulto, já que a quantidade de esterco necessária para produzir 1 m<sup>3</sup> de biogás é a mesma. Isso, reflete-se em ambos os cenários. A pequena diferença identificada deve-se ao fato de que os valores de produção de esterco afetam os valores do inverso do metro cúbico de biogás produzido por cabeça por tempo de confinamento (seção 5.4.1). Isso, também explica o porquê do posicionamento invertido das duas últimas etapas (de ATA e planta CHP) para o gado adulto, quando comparadas com a posição das etapas do gado jovem.

Nos cenários C2 e C4, devido à utilização da eletricidade e calor gerados pela planta CHP, na planta de DA, esta, e conseqüentemente o sistema de produção de bioenergia, reduzem suas emissões em aproximadamente 23% quando comparado com os cenários C1 e C3.

## 6.3 IMPACTO GERIONAL

### 6.3.1. Impacto regional – Metodologia de alocação

Apresenta-se na Tabela 14 as emissões totais da MRD, para os cenários C1 e C2 (Metodologia de alocação), obtidas a partir da multiplicação dos fatores de emissão pela quantidade total de biogás produzida na MRD para todas as etapas, exceto a de transporte, que é obtida a partir da multiplicação do fator de emissão pelo total de toneladas de dejetos a serem transportados para as plantas de AD (em tkm). Vale ressaltar que o fator de emissão, respectivo a cada faixa etária, de cada etapa, é multiplicado pela produção total de esterco ou biogás respectiva de cada faixa etária. Também, é apresentado as emissões totais por hectare (kg CO<sub>2</sub> eq./ha) (unidade funcional no presente trabalho), que foram obtidas a partir da divisão das emissões totais pela área total (3.731.875 ha) da MRD, e as emissões por hectare considerando a alocação do valor de mercado do biogás (83,80%).

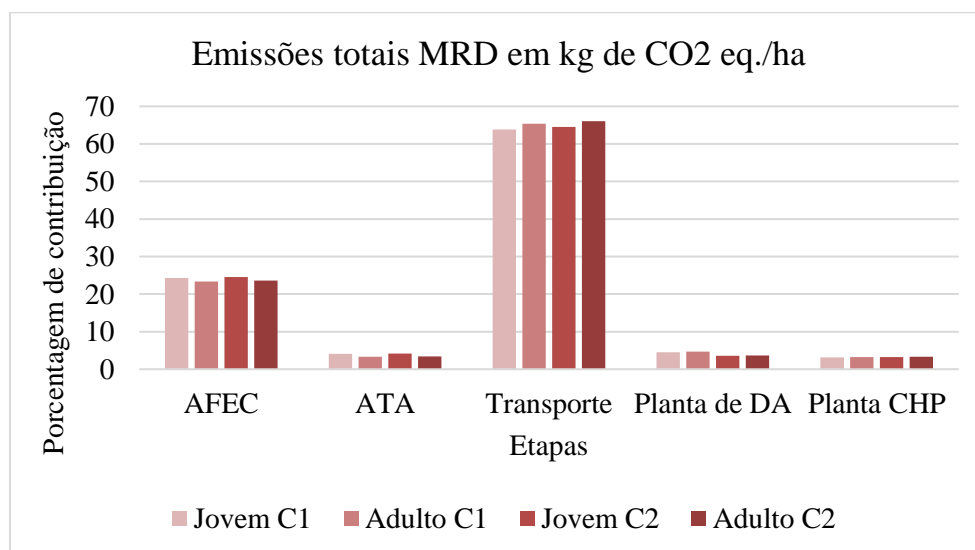
Quando analisadas as emissões totais da MRD e por hectare (unidade funcional), a etapa com maior contribuição, no cenário C1, é a de transporte com aprox. 64 e 65% das emissões totais do sistema, para o gado jovem e o gado adulto, respectivamente, seguido pelo AFEC, com aprox. 24 e 23% para o gado jovem e o gado adulto, respectivamente. A planta de DA encontra-se como a terceira etapa mais poluente dentro do ciclo com aprox. 4%, para ambas as faixas etárias, seguida do ATA com aprox. 4 e 3%, para o gado jovem e o gado adulto, respectivamente, e a planta CHP com aprox. 3%, para ambas as faixas.

Quando comparado o C1 com o C2, as duas primeiras etapas do C1 encontram-se na mesma posição no C2, porém, as três últimas etapas no C2 variam sua posição de contribuição, em relação ao C1. Neste sentido, a etapa de transporte é a etapa maior impactante, com aprox. 65% e 66% para o gado jovem e adulto, respectivamente, seguida do AFEC com aprox. 25% e 26% para o gado jovem e adulto, respectivamente. Já para o gado jovem, a terceira etapa mais impactante é o ATA (4,15%), seguido pela planta de DA (3,56%) e a planta CHP (3,22%). Para o gado adulto, a terceira etapa mais impactante é a planta de DA (3,64%), seguida do ATA (3,39%), e a planta CHP com 3,30%. A Figura 23 apresenta a contribuição das emissões totais da MRD por hectare em porcentagem de cada etapa no ciclo de vida da produção de bioenergia, considerando ambos os cenários para cada faixa etária.

Tabela 14 - Emissões totais MRD – Metodologia de alocação.

|  |         | Fatores de emissão<br>(kg CO <sub>2</sub> eq./ m <sup>3</sup> ) | Emissões totais<br>(kg CO <sub>2</sub> eq.) | Emissões por área<br>(kg CO <sub>2</sub> eq./ha) | Emissões por área alocadas<br>(kg CO <sub>2</sub> eq./ha)<br>(83,80%) |
|--|---------|---|---|--|---|
| AFEC<br>(Armazenamento em fossa embaixo do confinamento) | Jovem   | 1,745   | 5460.103,3                                  | 1,462  | 1,2248  |
|  | Adulto  | 1,714   | 6.950.256,9                                 | 1,860  | 1,559   |
| ATA<br>(Armazenamento em tanques abertos)                | Jovem   | 0,294   | 921.009,7                                   | 0,247  | 0,207   |
|  | Adulto  | 0,246   | 998.054,5                                   | 0,267  | 0,224   |
| Transporte   | Jovem   |   | 14.330.014,7                                | 3,836  | 3,214   |
|  | Adulto  | 0,4   | 19.434.809,2                                | 5,202  | 4,359   |
| Planta de DA   | Jovem   |   | 1.019.686,5                                 | 0,273  | 0,228   |
|  | Adulto  | 0,382   | 1.382.930,3                                 | 0,370  | 0,310   |
|  | Jovem*  |   | 790.123,54*                                 | 0,211*   | 0,177*  |
|  | Adulto* | 0,296*  | 1.071.590,0*                                | 0,287*   | 0,240*  |
| Planta CHP   | Jovem   |   | 715.382,1                                   | 0,191  | 0,191   |
|  | Adulto  | 0,268   | 970.223,4                                   | 0,260  | 0,260   |
| <b>Total</b>   | Jovem   |   | 22.446.196,3                                | 6,008  | 5,110   |
| <b>Cenário C1</b>  | Adulto  | 3,0880  | 29.736.274,2                                | 7,960  | 6,772   |
| <b>Total*</b>  | Jovem   |   | 22.216.633,4                                | 5,947  | 5,048   |
| <b>Cenário C2</b>  | Adulto  | 2,9222  | 29.424.933,9                                | 7,876  | 6,688   |

\* C2: Emissões com recirculação da energia proveniente da planta CHP; AFEC: Armazenamento em fossa embaixo do confinamento; ATA: Armazenamento em tanques abertos; MRD: Microrregião de Dourados.

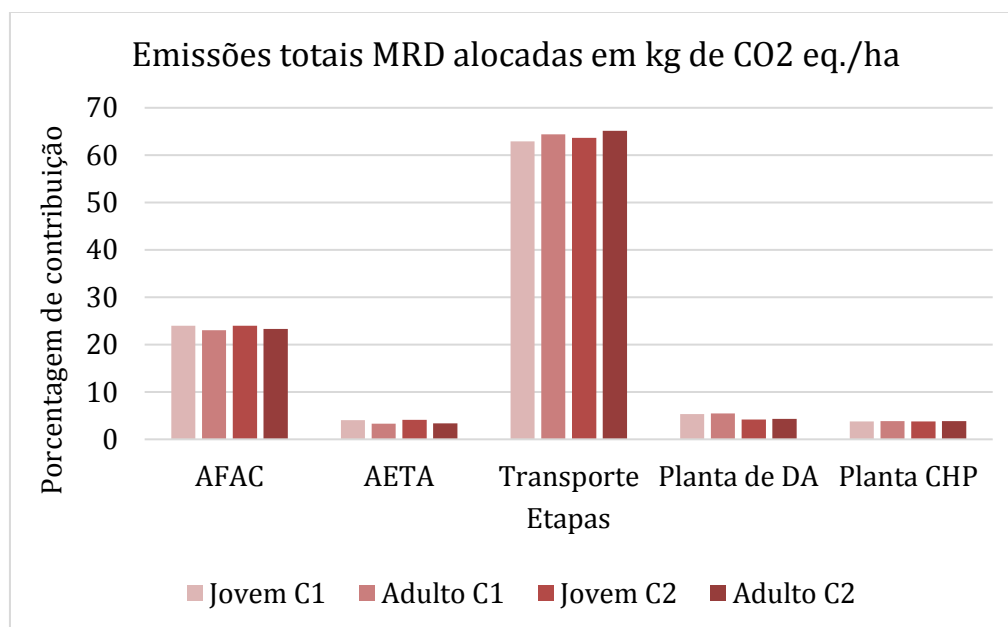


AFEC: Armazenamento em fossa embaixo do confinamento; ATA: Armazenamento em tanques abertos; MRD: Microrregião de Dourados.

Figura 23 – Contribuição de cada etapa no ciclo de vida de produção de bioenergia para as emissões totais da MRD por hectare, no C1 e C2, considerando ambas as faixas etárias.

Quando alocadas as emissões, em kg CO<sub>2</sub> eq. por ha, do sistema produtor de bioenergia, a etapa com maior contribuição, no cenário C1 e C2, é a de transporte com aprox. 63% e 64% das emissões totais do sistema, para o gado jovem e o gado adulto, respectivamente, seguido pelo AFEC, com aprox. 24 e 23% para o gado jovem e o gado adulto, respectivamente. A planta de DA encontra-se como a terceira etapa mais poluente dentro do ciclo com aprox. 5%. Para o gado jovem, a quarta etapa mais impactante é o ATA (4,04%), seguido pela planta CHP (3,75%). Já para o gado adulto, a quarta etapa mais impactante é a planta CHP com 3,83%, seguida do ATA com 3,05%.

No C2, quando alocadas as emissões, a etapa de transporte e AFEC possuem a mesma posição e porcentagem de contribuição para as emissões do sistema, quando comparadas com o C1. Em seguida encontra-se a planta de DA como a terceira etapa mais poluente dentro do ciclo com aprox. 4%. Para o gado jovem, a quarta etapa mais impactante é o ATA (4,09%), seguido pela planta CHP (3,8%). Já para o gado adulto, a quarta etapa mais impactante é a planta CHP com 3,9%, seguida do ATA com 3,35%. A Figura 24 apresenta a contribuição das emissões totais da MRD por hectare alocadas em porcentagem para cada etapa no ciclo de vida da produção de bioenergia, considerando ambos os cenários para cada faixa etária.



AFEC: Armazenamento em fossa embaixo do confinamento; ATA: Armazenamento em tanques abertos; MRD: Microrregião de Dourados.

Figura 24 – Contribuição de cada etapa no ciclo de vida de produção de bioenergia para as emissões totais da MRD por hectare alocadas, no C1 e C2, considerando ambas as faixas etárias.

As etapas do sistema de gerenciamento dos dejetos apresentam percentuais de emissões muito diferentes entre si, independentes de ambos os cenários, devido ao MCF de 80% para armazenamento em fossas e 5% para armazenamento de esterco em tanques abertos. Por sua vez, as emissões do gerenciamento dos dejetos, segundo o IPCC, 2006, variam significativamente entre os tipos de sistema de gerenciamento utilizados. As variações dependem das condições anaeróbicas presentes em cada etapa, a temperatura do sistema e o tempo de retenção do material orgânico no sistema.

Observa-se que no total de emissões geradas na microrregião por hectare (kg de CO<sub>2</sub> eq. por ha e alocadas), pelo sistema de produção de bioenergia, o gado adulto contribui 25% a mais do que o gado jovem. Esta diferença, deve-se principalmente à quantidade de esterco e, consequentemente, de biogás gerados por cada faixa etária.

Com a porcentagem obtida da contribuição da etapa de transporte para o sistema em kg de CO<sub>2</sub> eq. por ha e alocadas, é evidente que as distâncias percorridas e a quantidade de esterco transportada são um forte fator influente para o ciclo de vida da produção de bioenergia. Por sua vez, sua elevada contribuição deve-se principalmente a que seu fator de emissão é multiplicado pela quantidade total de toneladas de dejetos a serem transportados (valor maior do que o total de biogás produzido pelo total de dejetos) e não pelo total de biogás produzido como realizado com as outras etapas do ciclo.

Tanto nas emissões por metro cúbico (fatores de emissão) como nas emissões regionais, em kg de CO<sub>2</sub> eq. por hectare e alocadas, a etapa de DA apresenta uma redução de 23%, devido a recirculação da energia gerada pela planta CHP.

Em ambos os cenários, C1 e C2, evidenciou-se que a planta CHP é a etapa com menor participação no total das emissões geradas pelo sistema produtor de bioenergia, kg de CO<sub>2</sub> eq. por ha. Quando alocadas as emissões totais da microrregião, para o gado adulto no C1 e C2, a etapa da planta CHP posicionou-se antes da etapa de ATA, como quarta contribuinte. Mesmo assim, considerando que a etapa de ATA faz parte do gerenciamento de dejetos, pode-se inferir que a planta CHP continuaria com a menor participação no total das emissões geradas pelo sistema de produção de bioenergia. Segundo De Vries et al. (2012), a planta CHP possui o menor impacto no ciclo de vida de produção de bioenergia.

Devido à baixa porcentagem de recirculação da eletricidade e calor nas plantas de DA, em relação ao total de energia produzida pelas plantas CHP, o sistema possui um grande potencial para suprir a demanda energética de outras atividades na microrregião. Quando utilizado o 100% da energia produzida pela CHP, a porcentagem de emissões evitadas aumenta.

Em diferentes partes do mundo, o calor gerado pelas plantas CHP é aproveitado em diversas atividades e processos, ou como aquecimento de edificações quando as temperaturas são baixas. Considerando o aproveitamento do calor, e com base nos resultados obtidos na Tabela 14, em termos de emissões totais da MRD por hectare alocadas, calculou-se que o ciclo de vida da produção de bioenergia, no cenário C1, que emite aproximadamente 4,5 kg de CO<sub>2</sub> eq./ha por 7,66 MJ de eletricidade e 7,42 kg de CO<sub>2</sub> eq./ha por 12,78 MJ de calor, sendo 0,58 kg de CO<sub>2</sub> eq. por MJ de energia gerada. Para o cenário C2, o ciclo todo emite aproximadamente 4,40 kg de CO<sub>2</sub> eq./ha por 7,66 MJ de eletricidade e 7,33 kg de CO<sub>2</sub> eq./ha por 12,78 MJ de calor gerado, sendo 0,574 kg de CO<sub>2</sub> eq. por MJ de energia gerada. No cenário C2, as plantas de DA e, conseqüentemente, o ciclo de vida de produção de bioenergia, diminuiram suas emissões em 0,145 kg de CO<sub>2</sub> eq./ha (23% do total da emissão da microrregião).

No C2, a recirculação gera créditos ao sistema produtor de bioenergia, uma vez que evita o uso de energia oriunda de gás natural. Considerando que as plantas de DA para produzir 1,68 m<sup>3</sup> de biogás por hectare, utilizam como insumos (alocados) 0,40 MJ/ha de eletricidade (5,2% do total de eletricidade produzida pela CHP) e 2,20 MJ/ha de calor (17,3% do calor produzido pela CHP), estas energias evitam 0,07 kg de CO<sub>2</sub> eq./ha por 0,4 MJ/ha de eletricidade quando gerada pelo processo de Electricity, high voltage {BR}| electricity production, natural gas, at conventional power plant | Alloc Def, U, e 0,37 kg de CO<sub>2</sub> eq./ha por 2,2 MJ/ha de calor consumidos, quando gerado a partir do processo de Heat, central or small-scale, natural gas {RoW}| heat production, natural gás, at boiler condensing modulating <100kW | Alloc Def, U.

A soma das emissões da eletricidade e calor evitadas (0,44 kg de CO<sub>2</sub> eq./ha), descritas anteriormente, representam aproximadamente 4% das emissões totais, por hectare, do sistema todo de produção de bioenergia no C2. Quando somado esse 4% com o a porcentagem referente à diminuição das emissões por causa da recirculação (23%), o sistema de produção de bioenergia apresenta um benefício de aproximadamente 27% (C2 quando comparado com o C1). Quando considerado o total da energia (calor e eletricidade) recirculado na planta de DA, para produzir 1,68 m<sup>3</sup>/ha de biogás e 21,44 kg de esterco por hectare (sem alocação), o sistema do C2 pode apresentar um benefício maior de aproximadamente 30%.

No C2, quando considerado o total de eletricidade gerada pela planta de CHP sem ser recirculada, o sistema de produção de biogás, quando alocadas suas emissões, pode evitar 1,27 kg de CO<sub>2</sub> eq./ha, que representa aproximadamente 10,81% do total das emissões do sistema, no C2. Desta maneira, considerando o benefício prévio de 27% mais o do total de eletricidade



produzida, o sistema de produção de biogás obtém um benefício de aprox. 37,81%. Isso quer dizer que o C2, com a utilização da energia produzida pelas plantas CHP nas plantas de DA, apresenta-se como a melhor alternativa para reduzir as emissões do ciclo de vida da produção de bioenergia, quando comparado com o C1.

Diferentes estudos reportaram que ao reutilizar a eletricidade e calor gerados pela planta CHP na planta de DA, as emissões contribuintes nas categorias de impacto ambiental, especialmente o aquecimento global reduzem-se bastante. Por exemplo, Giwa (2017) mostrou que há uma redução de 50% das emissões quando a energia gerada pela planta CHP é reutilizada na planta de DA. Por sua vez, Whiting and Azapagic (2014), reportaram que a produção de energia a partir de resíduos agrícolas pode levar a reduções significativas na maioria dos impactos quando comparados com os impactos dos combustíveis fósseis.

### **6.3.2. Impacto regional – Metodologia de expansão do sistema**

Para a metodologia de expansão do sistema, foram incluídos o adubo orgânico e o calor produzido. Para calcular as emissões do C3 e C4, foram utilizadas as emissões do ciclo de vida da produção de bioenergia em kg CO<sub>2</sub> eq./ha (Emissões por área) da Tabela 14, como base para o cálculo.

Como produto evitado na planta de DA encontrasse o adubo orgânico. Já para a planta de CHP estão a eletricidade e calor gerados. Neste sentido, foi utilizado o processo definido pelo Simapro v.8, para o adubo orgânico, chamados: Fertilizante NPK. Para a eletricidade e calor, foram utilizados os processos de produção chamados: Electricity, high voltage {BR}| electricity production, natural gas, at conventional power plant | Alloc Def, U e Heat, central or small-scale, natural gas {RoW}| heat production, natural gas, at boiler condensing modulating <100kW | Alloc Def, U, respectivamente.

Quando se gera 2,63 kg de adubo orgânico a partir do fertilizante NPK, são gerados 4,13 kg de CO<sub>2</sub> eq./ por hectare. Quando gerado 7,66 MJ/ha de eletricidade pela planta de CHP, se produzem 1,33 kg de CO<sub>2</sub> eq./ por hectare, enquanto para os 12,78 MJ/ha de calor produzido, se gera 2,15 kg de CO<sub>2</sub> eq./ por hectare, respectivamente, considerando os processos selecionados no Software Simapro. Os valores das emissões de cada produto que pode ser evitada em cada etapa produtiva, forma restados do total de emissões da respectiva etapa onde é produzido. Na Tabela 15 apresentam-se as emissões regionais a partir da metodologia de expansão do sistema.

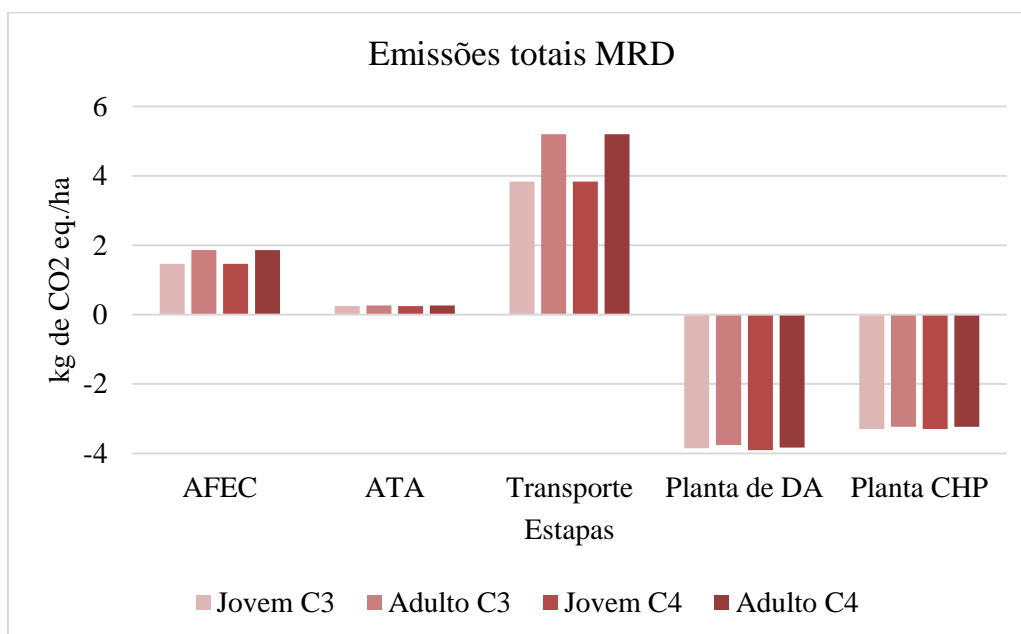
Tabela 15 - Emissões totais MRD – Metodologia de expansão do sistema.

|   |         | <b>Emissões por<br/>área</b><br>(kg CO <sub>2</sub> eq./ha) | <b>Emissões com<br/>produtos evitados</b><br>(kg CO <sub>2</sub> eq./ha) |
|---|---------|---|--|
| AFEC<br>(Armazenamento<br>em fossa<br>embaixo do<br>confinamento) | Jovem   | 1,462   | 1,462  |
|   | Adulto  | 1,860   | 1,860  |
| ATA<br>(Armazenamento<br>em tanques<br>abertos)                   | Jovem   | 0,247   | 0,247  |
|   | Adulto  | 0,267   | 0,267  |
| Transporte  | Jovem   | 3,836   | 3,836  |
|   | Adulto  | 5,202   | 5,202  |
| Planta de DA  | Jovem   | 0,273   | -3,8532  |
|   | Adulto  | 0,370   | -3,7559  |
|   | Jovem*  | 0,211*  | -3,9146  |
|   | Adulto* | 0,287*  | -3,8393  |
| Planta CHP  | Jovem   | 0,191   | -3,2993  |
|   | Adulto  | 0,260   | -3,2311  |
| <b>Total</b>  | Jovem   | 6,008   | -1,6087  |
| <b>Cenário C3</b>   | Adulto  | 7,960   | 0,3427   |
| <b>Total*</b>   | Jovem   | 5,947   | -1,6701  |
| <b>Cenário C4</b>   | Adulto  | 7,876   | 0,2594   |

\* C4: Emissões com recirculação da energia proveniente da planta CHP; AFEC: Armazenamento em fossa embaixo do confinamento; ATA: Armazenamento em tanques abertos; MRD: Microrregião de Dourados.

De acordo com os dados obtidos na Tabela 15, a etapa com maior contribuição, no cenário C1, é a de transporte, seguido pelo AFEC, o ATA, a planta CHP e, por último, a planta de DA, para ambas as duas faixas etárias e para ambos dos cenários (C3 e C4).

As emissões do C3 e C4 diferem na fase AD. As emissões da planta de AD são diferenciadas devido a que no C4 o uso de energia na planta de DA e a gerada na planta CHP (similar ao que ocorre no Sc2), e no C3 o uso de energia na planta de DA é oriunda de gás natural. O produto evitado considerado, o fertilizante NPK, é o mesmo para ambos os processos. A Figura 25 apresenta a contribuição das emissões totais da MRD por hectare, com a metodologia de expansão do sistema, do ciclo de vida da produção de bioenergia, considerando ambos os cenários para cada faixa etária.



AFEC: Armazenamento em fossa embaixo do confinamento; ATA: Armazenamento em tanques abertos; MRD: Microrregião de Dourados.

Figura 25 – Contribuição de cada etapa no ciclo de vida de produção de bioenergia para as emissões totais da MRD por hectare expandindo o sistema, no C3 e C4, considerando ambas as faixas etárias.

As etapas do sistema de gerenciamento dos dejetos apresentam contribuição de emissões muito diferentes entre si, independentes de ambos os cenários, devido ao MCF de 80% para armazenamento em fossas e 5% para armazenamento de esterco em tanques abertos.

Observa-se que no total de emissões geradas na microrregião por hectare (kg de CO<sub>2</sub> eq. por ha- Tabela 15), pelo sistema de produção de bioenergia, o gado adulto contribui 4,69 vezes mais do que o gado jovem. Esta diferença, deve-se principalmente à quantidade de esterco e, conseqüentemente, de biogás gerados por cada faixa etária.

Com siderando o valor obtido, em kg de CO<sub>2</sub> eq. por ha, da etapa de transporte, é evidente que as distâncias percorridas e a quantidade de esterco transportada são um forte fator influente para o ciclo de vida da produção de bioenergia.

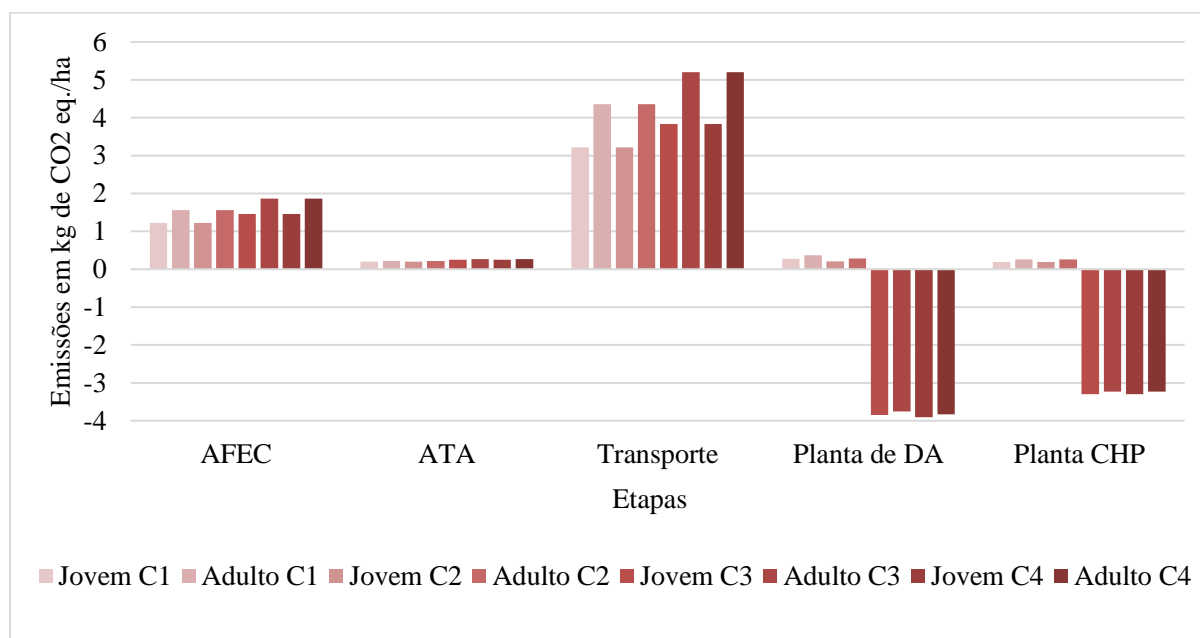
Em ambos os cenários, C3 e C4, evidenciou-se que a planta de DA é a etapa com menor participação de emissões geradas no total do sistema produtor de bioenergia, kg de CO<sub>2</sub> eq. por ha, uma vez que as emissões do produto evitado são maiores quando comparadas com as emissões da eletricidade e calor evitados na planta de DHP.

Quando utilizado o 100% da energia produzida pela CHP (eletricidade e calor), a porcentagem de benefícios para o sistema aumenta. De acordo com as emissões totais da MRD por hectare expandindo o sistema, determinou-se que o ciclo de vida da produção de bioenergia, para ambos os cenários, possui emissões negativas (créditos para o sistema), em virtude as

emissões que estariam sendo evitadas com a produção dos diferentes produtos obtidos no sistema, sendo -1,26 e 1,41 kg de CO<sub>2</sub> eq. por há para o C3 e C4, respectivamente. O ciclo de vida para o gado adulto apresentou maiores emissões, com valor positivo, quando com parado com o ciclo do gado jovem; o gado jovem apresentou valores negativos no ciclo de vida da produção de bioenergia. Isso em virtude a que gera menos quantidade de dejetos.

### 6.3.3. Comparação do impacto regional entre os cenários

As emissões de GEE dos cenários em análise, em ordem crescente, são C4, C3, C2 e C1. A comparação dos quatro cenários (C1, C2, C3 e C4) revela que as etapas mais contribuintes para o ciclo de vida, em termos de emissões de GEE são: a) a etapa de transporte, devido às longas distâncias percorridas pelo caminhão e à combustão de combustíveis fósseis utilizado no transporte; b) o gerenciamento de dejetos (fossas embaixo do confinamento e o armazenamento a em tanques abertos), devido às grandes emissões de metano e nitrogênio do esterco. As figuras 26 e 27 apresentam a comparação entre os 4 cenários.



AFEC: Armazenamento em fossa embaixo do confinamento; ATA: Armazenamento em tanques abertos; MRD: Microrregião de Dourados.

Figura 26 – Contribuição de cada etapa no ciclo de vida de produção de bioenergia para as emissões totais da MRD, considerando os quatro cenários e ambas as faixas etárias.

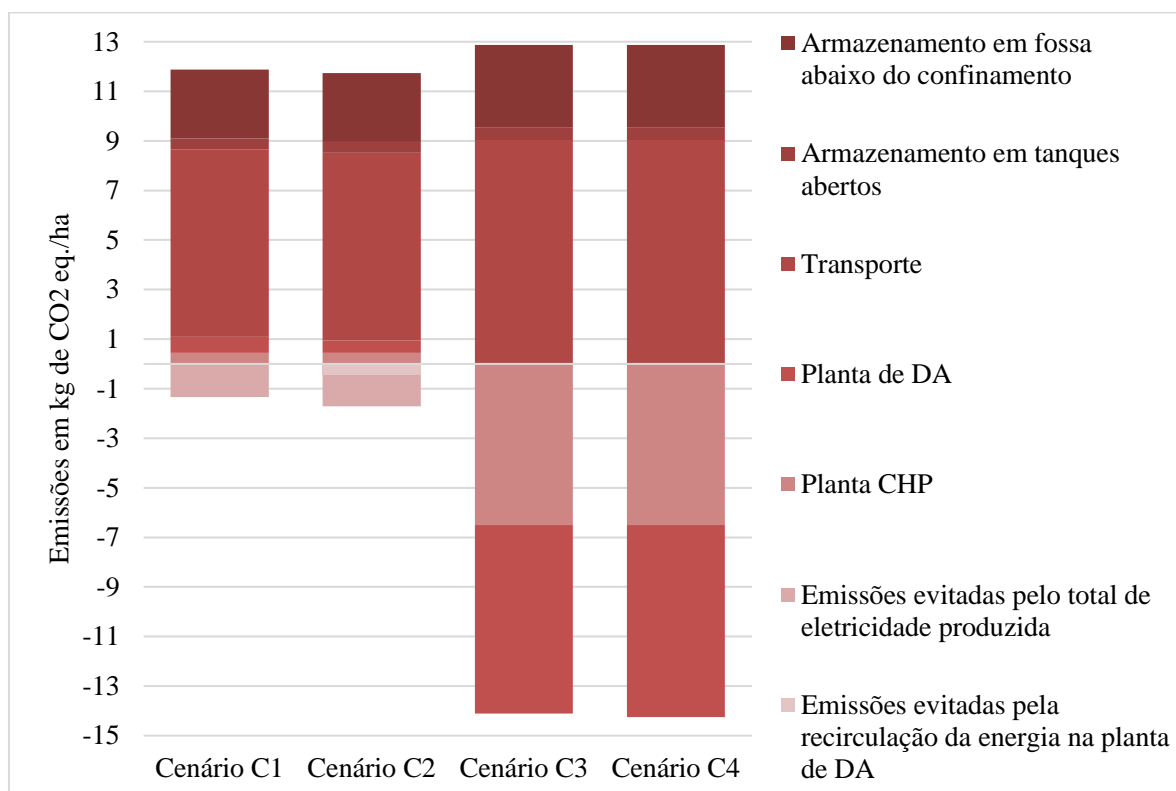


Figura 27 – Comparação dos quatro cenários.

Quando comparados os 4 cenários, a diferença entre os cenários com alocação e os cenários com expansão de sistema é de aproximadamente 10,4 kg CO<sub>2</sub> eq./ha. Esta diferença se deve principalmente aos produtos que são evitados em sistemas equivalente nos cenários C3 e C4. Enquanto a diferença entre os cenários C1-C2 e o C3-C4, é de aproximadamente 0,1446 kg CO<sub>2</sub> eq./há. Esta baixa diferença deve-se a que a energia oriunda de gás natural não possui elevado impactos.

As diferentes abordagens (alocação e expansão do sistema), bem como a reutilização da energia gerada a partir da CHP na própria planta de AD, influenciam os resultados de emissões da ACV realizada. Para o adubo orgânico, todos os cenários são adequados, uma vez que o adubo orgânico possui mercado comercial e potencial real para uso como fertilizante. O adubo é necessariamente produzido na cadeia do biogás, e no Brasil tem um mercado bem estabelecido, portanto sua inclusão no ciclo de vida está relacionada apenas ao escopo da análise. Em relação ao calor, na região de estudo e no Brasil, existem poucas unidades industriais onde o calor poderia ser utilizado, uma vez que se precisa de uma infraestrutura bem instalada para sua distribuição que o Brasil não possui.

No entanto, a sua utilização é extremamente importante para fins domésticos e industriais, uma vez que a recuperação de calor pode melhorar a eficiência energética (ZHANG

et al., 2015). O Sc2 e o Sc4 são os mais adequados para a realidade brasileira, pois o uso de parte da eletricidade e calor gerados, para suprir a demanda da planta de digestão, é considerado.

## 6.4 COMPARAÇÃO COM O SISTEMA DE REFERÊNCIA (GÁS NATURAL)

### 6.4.1 Comparação - Metodologia de alocação

No território brasileiro, o calor que não é aproveitado, é normalmente dissipado no meio ambiente como resíduo por falta de uma infraestrutura de coleta e distribuição. Por este motivo, definiu-se como principal produto, do presente trabalho, a energia elétrica gerada a partir do biogás.

Para realizar a comparação de ambos os sistemas de produção de energia elétrica (oriundo de biogás e gás natural), foi necessário estabelecer um padrão de análise dentro da estrutura do ciclo de vida dos dois sistemas, caso contrário, não seria adequada e viável sua comparação. Neste sentido, considerou-se o mesmo limite para ambos os sistemas, desde a obtenção da matéria-prima até a produção da energia elétrica. Foram comparados os cenários C1 e C2 com o processo de Electricity, high voltage {BR}| electricity production, natural gas, at conventional power plant | Alloc Def, U, para o sistema de referência (gás natural), fornecido pelo software SimaPro v.8.0. Este processo foi escolhido devido a que considera os processos anteriores necessários à produção de energia elétrica.

Para a comparação com o C1, o total das emissões geradas pelo ciclo de vida do sistema de bioenergia foram atribuídas unicamente a energia elétrica gerada. Para a comparação com o C2, a porcentagem referente às emissões da produção de calor não aproveitado (91%), foram atribuídas à produção de eletricidade, devido a que 0,9% correspondem ao calor aproveitado como insumo na planta de DA.

O sistema de produção energia oriundo de gás natura, para produzir 7,66 MJ/ha de eletricidade gera 1,33 kg de CO<sub>2</sub> eq./ha, enquanto o C1 gera 11,9 kg de CO<sub>2</sub> eq./ha, e o C2 rega 11,63 kg de CO<sub>2</sub> eq./ha para o total de energia produzida e 0,105 kg de CO<sub>2</sub> eq./ha pelo calor recirculado na planta de DA (11,73 kg de CO<sub>2</sub> eq./ha em total para o C2). Isso significa que o sistema de bioenergia, no C1 e C2, é 9 e 8,7 vezes maior, respectivamente, quando comparado com o sistema de referência, sem considerar os benefícios (créditos) do sistema pelos produtos evitados. Quando consideradas as emissões dos produtos evitados, o sistema de bioenergia, no

C1 e C2, é 7,9 e 7,5 vezes maior, respectivamente, quando comparado com o sistema de referência. A Figura 28 apresenta a comparação do C1 e C2 com o sistema de referência, em kg de CO<sub>2</sub> eq./ha, considerando os benefícios ao sistema e detalhando a emissão de cada etapa.

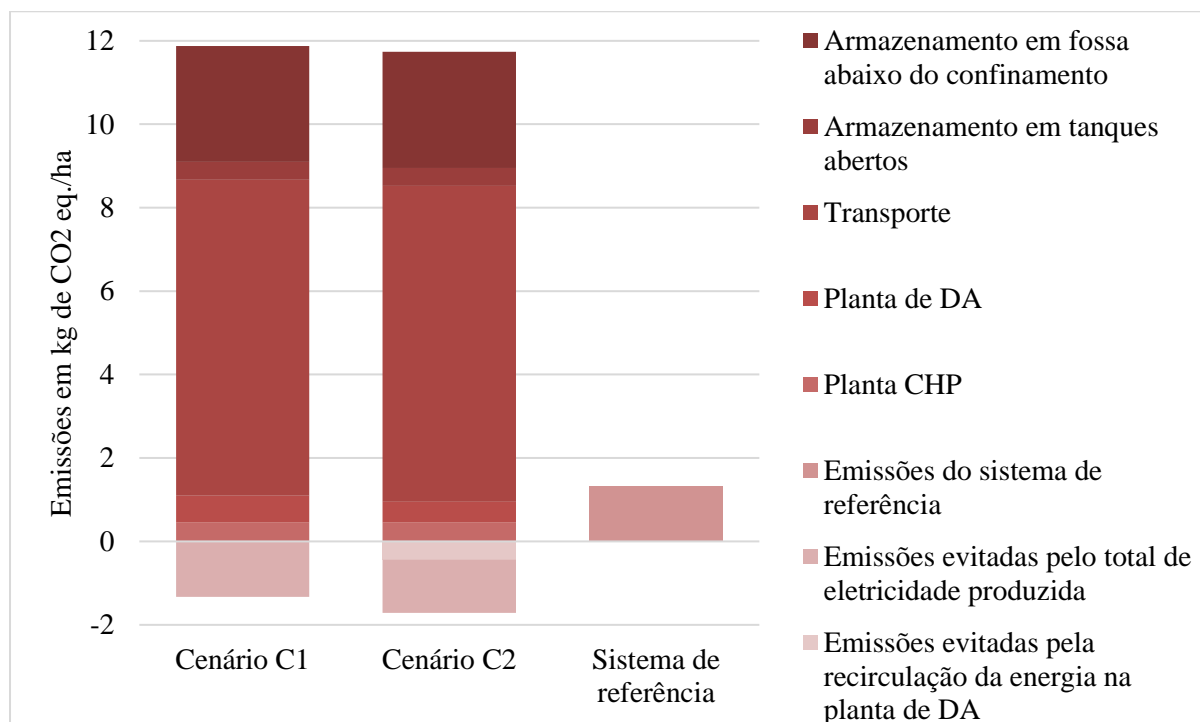


Figura 28 – Comparação do C1 e C2 com o sistema de referência (gás natural), utilizando a metodologia de alocação.

O ciclo de produção de bioenergia apresenta-se como pior quando comparado com o sistema de referência. Sua elevada contribuição, deve-se a dois fatores importantes. O primeiro, encontra-se relacionado com a etapa de gerenciamento de dejetos. O gerenciamento de dejetos, independentemente de possuir, seguido a ela, uma planta de digestão anaeróbia para tratar os dejetos gerados pelo animal, contribui significativamente para as emissões totais do setor pecuário brasileiro, bem como a criação animal.

A criação de gado de corte é uma atividade estabelecida dentro da econômica do país, sendo difícil sua troca por outro sistema produtivo. Desta maneira, esta etapa, tanto para o setor pecuário como para o ciclo de vida de produção de biogás com fins energéticos, sempre se apresentará como fortemente contribuinte em termos de emissão para o meio ambiente.

Considerando o anteriormente dito, devido às altas emissões provenientes do sistema pecuário, o uso do esterco na produção de biogás é uma maneira ambientalmente benéfica, não apenas para reduzir seus impactos, mas também para produzir energia e biofertilizantes. Por sua vez, quando realizado o processo de digestão anaeróbia, as emissões oriundas do processo

convencional de tratamento dos dejetos, pode ser atribuída ao processo de produção de biogás como créditos de emissão, bem como da energia gerada a partir do biogás em plantas CHP, e utilizada em diferentes atividade e equipamentos, devido a que sua produção evita o uso de energia gerada em processos equivalentes.

O segundo fator está relacionado com a etapa de transporte, contribuindo com mais do 62% do total das emissões do ciclo de vida em análise. Quando não se considera a etapa de transporte no ciclo de vida de produção de bioenergia a partir de biogás, oriundo de esterco bovino, suas emissões abaixam e o ciclo, no C1 e C2, seria 4 e 3,8 vezes maior do que o sistema de referência, respectivamente. Quando consideradas as emissões dos produtos evitados, o sistema de bioenergia, no C1 e C2, é 2,2 e 1,8 vezes maior, respectivamente, quando comparado com o sistema de referência. A Figura 29 apresenta a comparação do C1 e C2 com o sistema de referência, em kg de CO<sub>2</sub> eq./ha, considerando os benefícios ao sistema, e detalhando cada etapa sem considerar a etapa de transporte.

De acordo com isso, recomenda-se o uso de distancias curta a serem percorridas pelos caminhões para o transporte da matéria-prima ou a construção da planta de digestão anaeróbia perto do local de geração de esterco bovino (matéria-prima).

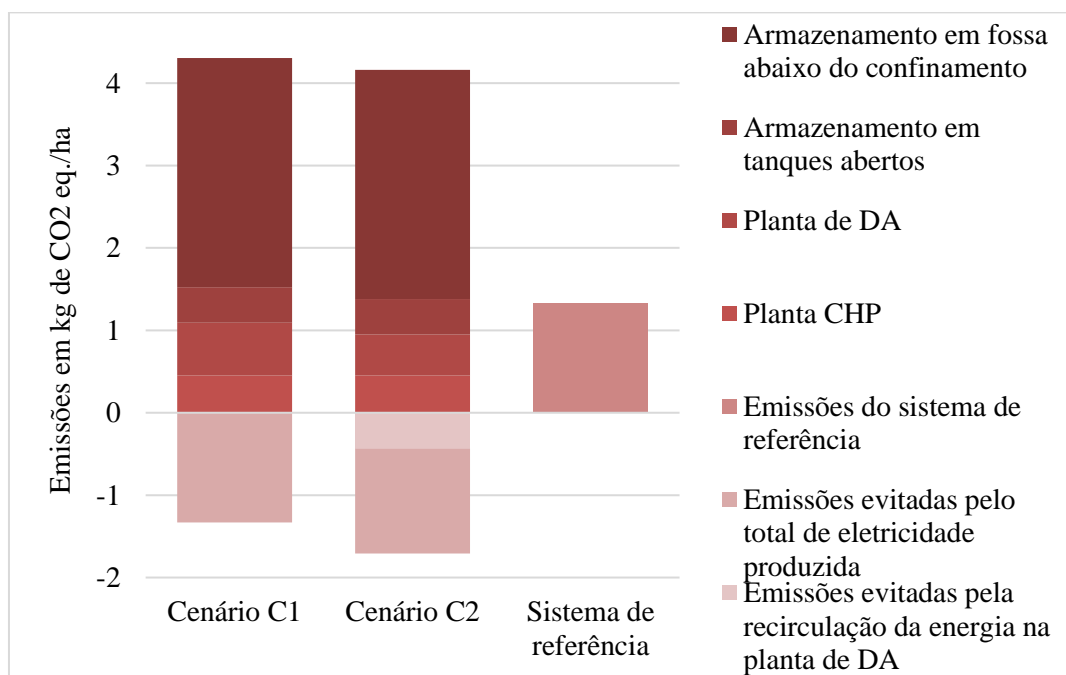


Figura 29 – Comparação do C1 e C2 com o sistema de referência (gás natural), sem a etapa de transporte, utilizando a metodologia de alocação.



### 6.4.2 Comparação - Metodologia de expansão do sistema

Para compara o sistema de referência com o ciclo de vida da produção de biogás analisado a partir da metodologia de expansão do sistema, foi estabelecido o mesmo padrão de análise dentro da estrutura do ciclo de vida dos dois sistemas, caso contrário, não seria adequada e viável sua comparação. Neste sentido, considerou-se o mesmo limite para ambos os sistemas, desde a obtenção da matéria-prima até a produção da energia. Mesmo no território brasileiro, o calor que não é, normalmente, 100 % aproveitado, foi considerado como coproduto da planta CHP, com a possibilidade de ser 100% aproveitado. A Figura 30 apresenta a comparação de ambos os cenários do ciclo de vida da produção de bioenergia com o sistema de referência, em kg de CO<sub>2</sub> eq./ha, considerando os benefícios ao sistema e detalhando a emissão de cada etapa.

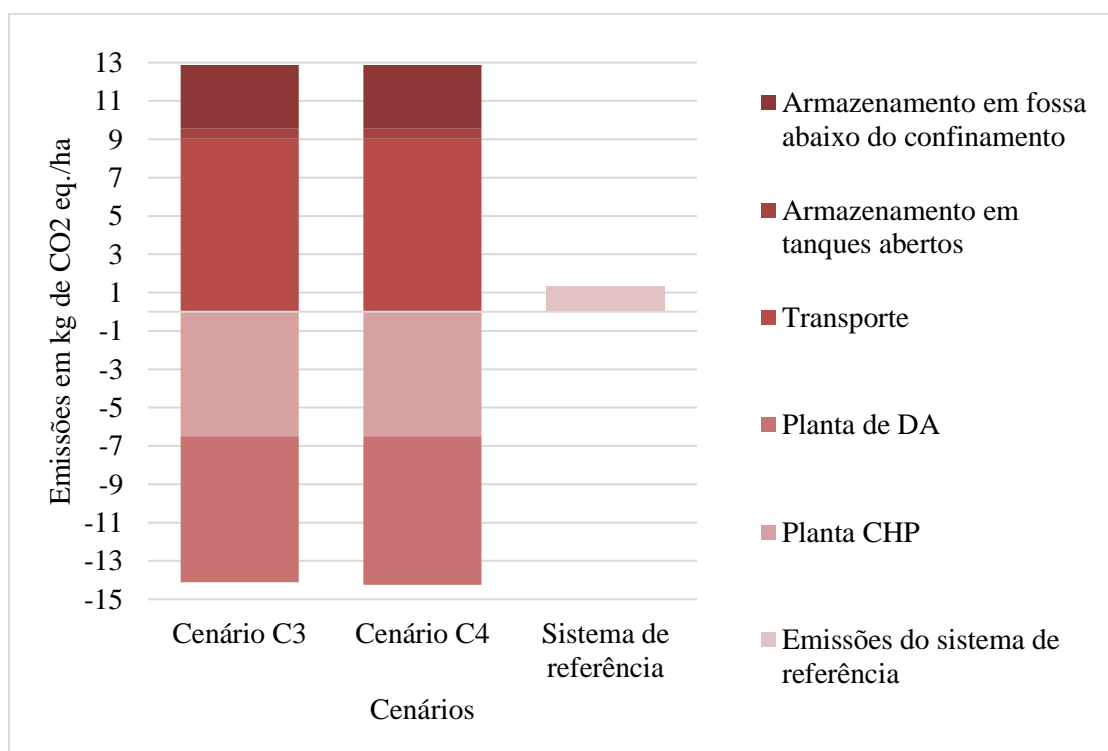


Figura 30 – Comparação do sistema de bioenergia com o sistema de referência (gás natural), utilizando a metodologia de expansão do sistema.

Para a comparação com o C3 e C4 com o sistema de referência, foram separadas as emissões da eletricidade e calor gerados, não sendo atribuídas unicamente à eletricidade. O sistema de produção de energia oriundo de gás natural, para produzir 7,66 MJ/ha de eletricidade gera 1,33 kg de CO<sub>2</sub> eq./ha, enquanto o C3 gera -1,27 kg de CO<sub>2</sub> eq./ha, e o C4 gera -1,41 kg de CO<sub>2</sub> eq./ha para o total de energia produzida. Isso significa que o sistema de bioenergia, no

C3 e C4, é 0,95 e 1,1 vezes menor, respectivamente, quando comparado com o sistema de referência, considerando os benefícios (créditos) do sistema pelos produtos evitados.

O ciclo de produção de bioenergia apresenta-se como melhor quando comparado com o sistema de referência. Sua baixa contribuição, deve-se a unicamente às emissões negativas produzidas pelos produtos evitados no processo.

As principais etapas que contribuem para as emissões do ciclo de vida são o gerenciamento de dejetos e o transporte do esterco.

Como dito na seção 6.4.1, tanto para o setor pecuário como para o ciclo de vida de produção de bioenergia, a etapa de gerenciamento de dejetos sempre se apresentará como fortemente contribuinte em termos de emissão para o meio ambiente, devido às altas emissões de decomposição do esterco animal e do seu tratamento.

Mesmo possuindo uma etapa de transporte tão impactante, com altas distancias a serem percorridas, o sistema possui um valor menor do que o sistema de referência. Não obstante, devido as altas distancias da etapa do transporte, o benefício do ciclo de vida de bioenergia é baixo. Este benefício pode ser acrescentado com a eliminação ou diminuição das distancias de transporte.

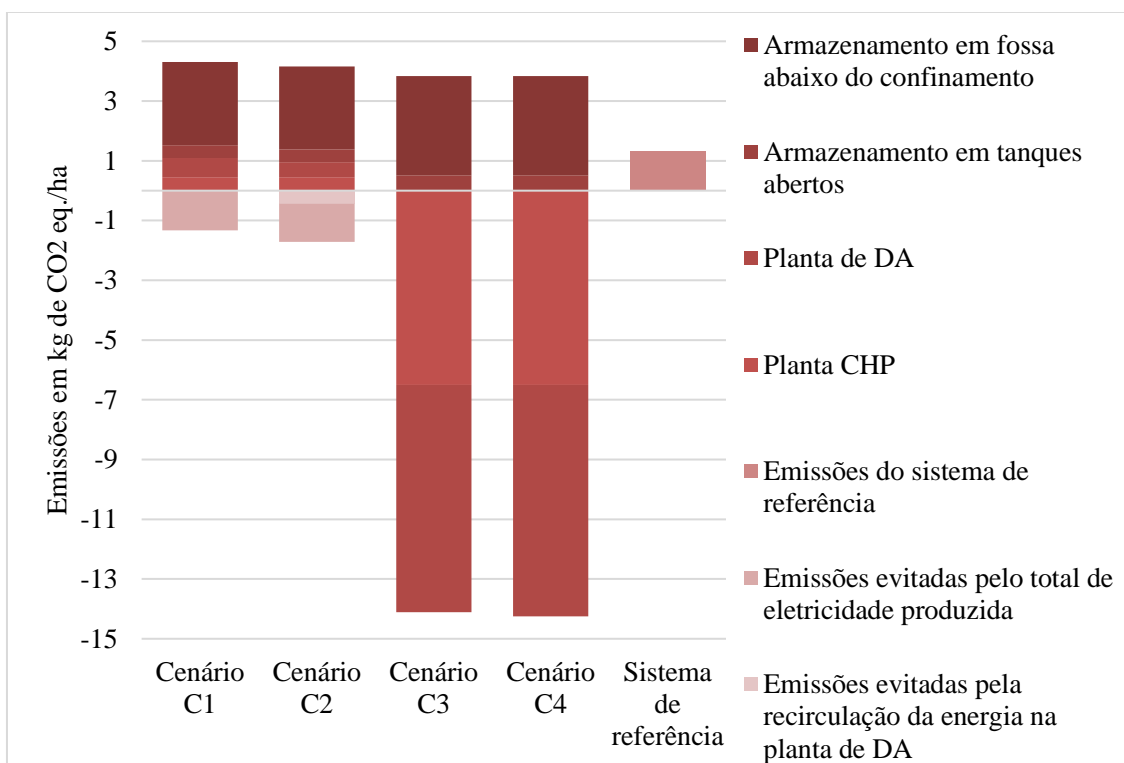


Figura 31 – Comparação do C3 e C4 com o sistema de referência (gás natural), sem a etapa de transporte, utilizando a metodologia de expansão do sistema.

Quando não considerada a etapa de transporte no ciclo de vida de produção de bioenergia, oriundo de esterco bovino, suas emissões abaixam ainda mais e, o ciclo, no C3 e C4, seria 7,7 e 7,8 vezes menor do que o sistema de referência, respectivamente, quando consideradas as emissões dos produtos evitados. A Figura 31 apresenta a comparação o C3 e C4 com o sistema de referência, em kg de CO<sub>2</sub> eq./ha, considerando os benefícios ao sistema, e detalhando cada etapa sem considerar a etapa de transporte.

De acordo com isso, recomenda-se o uso de distancias curta a serem percorridas pelos caminhões para o transporte da matéria-prima ou a construção da planta de digestão anaeróbia perto do local de geração de esterco bovino (matéria-prima).

### 6.4.3 Discussão

Ao comparar as emissões de GEE dos quatro cenários com o cenário de referência, o cenário C1 e C2 possuem maior impacto. Já o cenário C3 e C4 possuem menos impacto que o sistema de referência. Unicamente o C3 e C4 apresentaram menores emissões de GEE do que a geração de eletricidade a partir do gás natural, mostrando que a geração de eletricidade a partir do biogás é uma forma ambientalmente mais amigável de gerar energia. A Figura 32 apresenta a comparação dos quatro cenários com o sistema de referência.

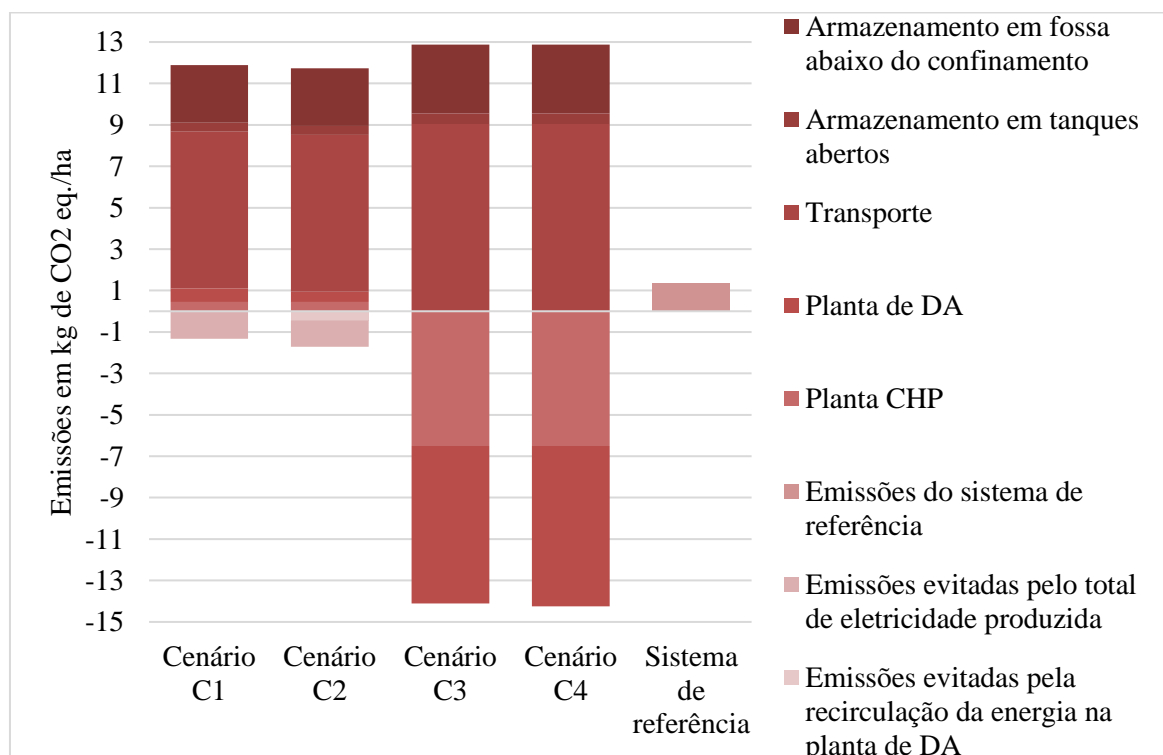


Figura 32 – Comparação dos quatro cenários com o sistema de referência (gás natural).

De acordo com a Figura 31 e, considerando uma ordem do maior impactante ao menos, o C1 lidera, seguido pelo C2, C3 e C4. A comparação dos quatro cenários (C1, C2, C3 e C4) revela que considerar os produtos gerados pelo sistema produtor de bioenergia e de suma importância, pois os produtos obtidos (digestos e calor) não são gerados em sistemas equivalentes gerando créditos.

Nos cenários de abordagem de alocação, a distribuição de emissões pelos produtos obtidos afeta o impacto da geração de eletricidade. Neste sentido, pode se estar desvalorizando o impacto que é atribuído ao adubo orgânico quando gerado na planta de DA. Este pode apresentar um maior impacto do que o biogás, uma vez que a fração de adubo orgânico utilizada para a realização da abordagem de alocação foi a fração sólida, diminuindo o total de kg de adubo gerado no sistema todo. Esta diminuição do total de kg de adubo obtido no processo para o cálculo da alocação influencia diretamente nas emissões oriundas da produção de biogás, o que deixa a abordagem de alocação ainda mais subjetiva do que a abordagem de expansão do sistema.

Nos cenários de expansão do sistema, os coprodutos (digestos e calor) evitam sua produção em sistemas equivalentes, gerando créditos. Mesmo assim, deve-se ter cuidado com a escolha do produto gerado em sistema equivalente que quer ser comparado com o produto produzido pelo sistema em estudo. Recomenda-se possuir a caracterização e/ou forma de uso (finalidade) dos dois produtos (o produzido pelo sistema em análise e o gerado num sistema equivalente) para poder definir se são iguais e, se o produto gerado num sistema equivalente vale ser utilizado na expansão do sistema como subtítulo do produto gerado no sistema em análise. Neste sentido fertilizante NPK escolhido possui a mesma finalidade do que o adubo orgânico gerado pela planta de DA.

## 6.5 ABRANGÊNCIAS DO SISTEMA DE PRODUÇÃO DE BIOENERGIA A PARTIR DE BIOGÁS ORIUNDO DE ESTERCO BOVINO

Conhecendo a capacidade de produção de eletricidade do sistema produtor de bioenergia a partir de biogás oriundo de esterco bovino, pesquisou-se a abrangência que este poderia representar no total de consumo elétrica, em porcentagem, da Microrregião de Dourado.

Segundo o Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2017 (AEEE, 2017), fornecido pelo Ministério de Minas e Energia (MME) e a Empresa de Pesquisa Energética (EPE), o estado de Mato Grosso do Sul (MS), no ano 2016, teve um consumo de 1.058.913 GWh de eletricidade nos setores: residencial, industrial, comercial, rural, poder público, iluminação pública, serviços público e consumo próprio.

O consumo de energia elétrica do setor rural, que está associado principalmente a atividade agropecuária, registrou um consumo de 517 GWh no ano 2016. Desta forma, considerando o total de eletricidade produzida pelas plantas CHP (7,95 GWh - dado da Tabela 10, dividido por 3600 para converter de GJ para GWh), o sistema de produção de bioenergia poderia suprir 0,0007% e 1,53% do total da energia consumida pelo estado e pelo setor rural de MS, respectivamente.

O AEEE, não apresenta um detalhamento sobre as microrregiões que compõem o estado de MS, em termo de consumo de eletricidade, bem como dos municípios que compõem as microrregiões do estado de MS. O único dado reportado até agora, foi achado para o município de Dourados no ano 2006. A Prefeitura Municipal de Dourados e a Secretaria municipal de planejamento e meio ambiente (ICED, 2006), reportaram que o consumo anual do município de Dourados para o ano 2006 (último dado reportado), foi de 248 GWh, considerando o setor residencial, industrial, comercial, rural, poder público, iluminação pública, serviço público. Deste total, 20,25 GWh estão associados ao setor rural.

Para o ano 2006, segundo o IBGE 2006, o município de Dourado apresentou uma população de 186357 pessoas. Considerando a vazão entre este dado e o consumo de eletricidade no mesmo ano, foi determinado o consumo de eletricidade para cada município que compõem a microrregião de Dourados para o ano 2017. Para isso, foi considerando a população para o ano 2017 de todos os municípios e, assim, calculou-se o total de consumos de eletricidade da MRD no ano 2017. A Tabela 16 apresenta a população no 2006 e 2017 dos municípios que compõem a MRD.

Tabela 16 - População no 2006 e 2017 dos municípios que compõem a MRD.

| <b>Município</b>     | <b>População 2006</b> | <b>População 2017</b> |
|----------------------|-----------------------|-----------------------|
| Amambai              | 32095                 | 38465                 |
| Antônio João         | 7979                  | 8808                  |
| Aral Moreira         | 8048                  | 11771                 |
| Caarapó              | 19386                 | 29292                 |
| Douradina            | 4725                  | 5827                  |
| Dourados             | 186357                | 218069                |
| Fátima do Sul        | 16861                 | 19181                 |
| Itaporã              | 17865                 | 23539                 |
| Juti                 | 4765                  | 6553                  |
| Laguna Carapã        | 6190                  | 7177                  |
| Maracaju             | 28599                 | 44994                 |
| Nova Alvorada do Sul | 11949                 | 20637                 |
| Ponta Porã           | 68317                 | 89592                 |
| Rio Brilhante        | 27567                 | 36144                 |
| Vicentina            | 4667                  | 6041                  |
| <b>Total</b>         | <b>445.370</b>        | <b>566.090</b>        |

Fonte: IBGE, 2006 e 2017a.

Com os dados fornecidos pelo IBGE da Tabela 16, calculou-se que a MRD, para o ano 2006 consumiu 593 GWh de eletricidade e, para o ano 2017, consumiu um total de aproximado de 753 GWh de eletricidade. Considerando estes valores sobre o consumo de eletricidade, o sistema de produção de bioenergia poderia suprir aproximadamente 1,34% e 1,1% do total da energia consumida pelo estado de MS no ano 2006 e 2017, respectivamente.

Para o cálculo do consumo de eletricidade do setor rural da MRD, foi calculado da mesma maneira do que o total consumido pela MRD, mas considerando a população do rebanho bovino de cada município. A Tabela 17 apresenta o total do rebanho bovino por cabeças no 2006 e 2017 dos municípios que compõem a MRD.

Com os dados fornecidos pelo IBGE da Tabela 17, calculou-se que o setor rural da MRD, para o ano 2006 consumiu aproximadamente 210 GWh de eletricidade e, para o ano 2017, consumiu um total de aproximado de 131 GWh de eletricidade. A diferença de menos consumo para o ano 2017 deve-se a que no mesmo ano, a quantidade de cabeças repostadas pelo IBGE são menores. Considerando estes valores sobre o consumo de eletricidade, o sistema de produção de bioenergia poderia suprir aproximadamente 3.8% e 6.1% do total da energia consumida pelo setor rural do estado de MS no ano 2006 e 2017, respectivamente. Com os resultados obtidos, observa-se que o sistema produtor de bioenergia possui potencial para suprir parte da demanda de eletricidade do esta e da MRD.

Tabela 17 - Rebanho bovino por cabeças no 2006 e 2017 dos municípios que compõem a MRD.

| <b>Município</b>     | <b>Rebanho<br/>Cabeças 2006</b> | <b>Rebanho<br/>Cabeças 2017</b> |
|----------------------|---------------------------------|---------------------------------|
| Amambai              | 366046                          | 347900                          |
| Antônio João         | 116786                          | 48780                           |
| Aral Moreira         | 65018                           | 32500                           |
| Caarapó              | 151689                          | 78024                           |
| Douradina            | 14184                           | 11470                           |
| Dourados             | 235849                          | 148185                          |
| Fátima do Sul        | 16640                           | 19049                           |
| Itaporã              | 50233                           | 31422                           |
| Juti                 | 132690                          | 87730                           |
| Laguna Carapã        | 73020                           | 41627                           |
| Maracaju             | 327412                          | 179903                          |
| Nova Alvorada do Sul | 339081                          | 214215                          |
| Ponta Porã           | 299212                          | 145765                          |
| Rio Brilhante        | 228324                          | 113087                          |
| Vicentina            | 29421                           | 24636                           |
| <b>Total</b>         | <b>2445605</b>                  | <b>1524293</b>                  |

Fonte: IBGE, 2017b.

## 7. CONCLUSÃO

O presente trabalho visou calcular os impactos ambientais, no que se refere às emissões de GEE, utilizando a ferramenta de ACV, da produção de energia elétrica a partir de biogás, oriundo de digestão anaeróbica de esterco bovino criado em confinamento. Também comparou-se, suas emissões com as emissões do sistema produtor de eletricidade a partir de gás natural, seu principal substituto. Por sua vez, estabeleceu-se a melhor infraestrutura para o confinamento do gado de corte, de forma a facilitar a coleta dos dejetos, e assim, permitir o seu adequado gerenciamento.

A MRD não possui fazendas com sistemas integrados de confinamento de gado de corte e plantas de produção de biogás com fins energéticos. Por este motivo, determinou-se que, um sistema de confinamento mais controlado e estruturado, composto por currais cobertos e chão de concreto, desenhado para a fácil coleta e transporte dos dejetos gerados, e livres de materiais inertes (impurezas), é o ideal para se obter um sistema integrado de confinamento-produção de biogás. Este tipo de criação animal, não só aumentaria a eficiência de produção de carne e outros produtos provenientes do animal, bem como a eficiência ambiental, uma vez que o esterco gerado pode ser tratado adequadamente para gerar biogás adubo orgânico.

No inventário regional obteve-se que para tratar o 100% dos dejetos produzidos pelo rebanho, são necessárias 13 plantas de DA e CHP, com uma capacidade média instalada de 1373 m<sup>3</sup> por dia.

Quando calculadas as emissões regional totais, identificou-se que as etapas mais impactantes no ciclo de vida da produção de bioenergia, foram o transporte, para todos os cenários, seguido pela etapa de armazenamento em fossas embaixo do confinamento (gerenciamento de dejetos). Em relação à etapa de transporte, recomenda-se o uso de distâncias curta para o transportar a matéria-prima, ou a construção da planta de digestão anaeróbia perto do local da sua geração para evitar a etapa de transporte.

Os cenários que possuem a recirculação da energia gerada na planta CHP na planta de DA (C2 e C4) apresenta-se como melhores alternativas quando comparados com os cenários que não realizam a recirculação de dita energia (C1 e C3 - já que estes utilizam energia oriunda de gás natural), uma vez que a planta de DA reduz suas emissões em um 23% quando utiliza a energia gerada pela planta CHP como insumo.

Nem todos os cenários, quando comparados com o sistema de referência, apresentaram menores emissões de GEE. Os cenários C1 e C2 são 7,9 e 7,5 vezes maior, respectivamente, do



que o sistema de referência, e os cenários C3 e C4 são 0,95 e 1,1 menores, respectivamente, do que o sistema de referência.

As diferenças entre os cenários C1-C2 e C3-C4 são diretamente relacionadas à abordagem escolhida (Alocação ou expansão do sistema). Nos cenários com alocação, a distribuição de emissões nos produtos obtidos altera o impacto da geração de bioenergia; e nos cenários de expansão do sistema, os diferentes produtos produzidos no ciclo, evitam sua produção em sistemas equivalentes, gerando créditos no sistema.

O sc4 é considerado o melhor cenário, pois prevê a substituição direta de produtos equivalentes gerados em cadeias produtivas independentes. Além disso, a abordagem de alocação pode subestimar ou superestimar os impactos ambientais relacionados aos produtos envolvidos na cadeia, além, a ISO recomenda que a alocação seja evitada. Por sua vez, a abordagem de expansão do sistema deve ser cuidadosamente utilizada, uma vez que pode levar a uma escolha incorreta ou inadequada do produto equivalente a ser substituído, por falta de detalhes na sua caracterização.

Considerado a quantidade de eletricidade que as 13 plantas CHP podem produzir a partir do biogás gerado, identificou-se que o sistema de produção de bioenergia poderia suprir 0,0007% e 1,53% do total da energia consumida pelo estado e pelo setor rural de MS, respectivamente. Por sua vez, poderia suprir o 1,1% e 6,1% do total da energia consumida pela MRD e seu setor rural, respectivamente.

No cenário brasileiro, existe a necessidade de melhorar a logística de distribuição dos coprodutos gerados pelos sistemas da planta AD-CHP, e incentivar o arranjo de outras atividades agroindustriais (tais como matadouros ou processamento de grãos) no entorno da planta AD-CHP, para permitir o uso de eletricidade e calor gerados, tornando o processo de geração de energia mais eficiente e ambientalmente amigável. A produção de eletricidade e calor, bem como a digestão em plantas AD-CHP podem mitigar as emissões de GEE da pecuária.

Mesmo assim, o sistema de produção de bioenergia é uma alternativa totalmente vantajosa para a microrregião, em termos de impacto ambiental, uma vez que as emissões do setor agropecuário diminuem devido a utilização de um sistema de gerenciamento adequado, que além mitigar as emissões do processo permite a geração de uma energia mais limpa. Apesar de não ter sido realizado uma análise detalhada dos pilares econômicos e sociais da sustentabilidade pode se observar que a produção regional de biogás a partir de esterco tem vantagens em termos econômicos devido a redução do consumo da energia da rede elétrica

nacional, que conseqüentemente diminui o valor da conta de energia elétrica. Por último, o impacto social apresentara-se como positivo, devido ao incremento de trabalhadores que operem e realizem a manutenção do processo. Desta maneira o setor pecuário tornaria-se mais sustentável, contribuindo para o aumento da porcentagem do biogás na matriz energética brasileira.

## **8. RECOMENDAÇÕES**

Recomenda-se para evolução do presente trabalho:

1. Uma análise de sensibilidade, uma vez que os dados bases foram obtidos de dados de literatura, ou a aquisição de dados primários brasileiros.
2. Compara o ciclo de vida da produção de bioenergia com outros sistemas de tratamento de dejetos animais, para assim determinar sua eficiência em termos ambientais.
3. Realizar uma análise econômica e social do ciclo de vida da produção de bioenergia para determinar sua influência no setor econômico e social.
4. Caracterização dos coprodutos obtidos no ciclo para determinar o seu melhor substituto.

## 9. BIBLIOGRAFIA

ABIEC, 2018. Brazilian Livestock Profile - Annual Report. Disponível em: <http://www.brazilianbeef.org.br/download/sumarioingles2018.pdf> (accessed: 25.07.18).

ABIOGÁS, 2017. Disponível em: <https://www.abiogas.org.br/anp-regulamentacao-biometano> (accessed: 27.10.2017)

ABNT – NBR ISO 14040 (2001) – Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de Vida – Princípios e Estrutura – International Organization for Standardization (1997) – Associação Brasileira de Normas Técnicas (2001) – Norma Brasileira – Rio de Janeiro – 2001. 10p.

ABNT – NBR ISO 14040 (2009) – Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de Vida – Princípios e Estrutura – International Organization for Standardization (2006) – Associação Brasileira de Normas Técnicas (2009) – Norma Brasileira – Rio de Janeiro – 2009. 21p.

Acero, A. P., Rodrigues, C., Cirolini, A., 2016. GreenDelta - LCIA methods. Impact assessment methods in Life Cycle Assessment and their impact categories.

AEEE, 2017. Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2017 <http://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-160/topico-168/Anuario2017vf.pdf>

AGENERSA, 2017. Disponível em: [http://www.agenersa.rj.gov.br/index.php?option=com\\_content&view=article&id=1950:agenersa-vai-regular-nova-politica-estadual-de-gas-natural-renovavel&catid=108:noticias&Itemid=124](http://www.agenersa.rj.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=1950:agenersa-vai-regular-nova-politica-estadual-de-gas-natural-renovavel&catid=108:noticias&Itemid=124) (accessed: 12.06.2018).

AGOSTINI, A., BATTINI, F., GIUNTOLI, J., TABAGLIO, V., PADELLA, M., BAXTER, D., ... & AMADUCCI, S. (2015). Environmentally sustainable biogas? The key role of manure co-digestion with energy crops. *Energies*, 8(6), 5234-5265

ÁLVAREZ, J. A., OTERO, L., & LEMA, J. M. (2010). A methodology for optimising feed composition for anaerobic co-digestion of agro-industrial wastes. *Bioresource technology*, 101(4), 1153-1158.

ANEEL, 2015. Agência Nacional de Energia Elétrica. Programa de Incentivo às Fontes Alternativas Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/proinfa> (accessed: 20.06.2018).

ANEEL, 2015. AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. RESOLUÇÃO NORMATIVA N° 687, DE 24 DE novembro DE 2015. Altera a Resolução Normativa n° 482, de 17 de abril de 2012, e os Módulos 2 e 3 dos Procedimentos de Distribuição.

ARDENTE, F., & CELLURA, M. (2012). Economic allocation in life cycle assessment: the state of the art and discussion of examples. *Journal of Industrial Ecology*, 16(3), 387-398.

BACENETTI, J., NEGRI, M., FIALA, M., & GONZÁLEZ-GARCÍA, S. (2013). Anaerobic digestion of different feedstocks: impact on energetic and environmental balances of biogas process. *Science of the Total Environment*, 463, 541-551

BARBOSA, G., & LANGER, M. (2011). Uso de biodigestores em propriedades rurais: uma alternativa à sustentabilidade ambiental. *Unoesc & Ciência-ACSA*, 2(1), 87-96.

BMU, 2002. Ordinance on Landfills and Long-Term Storage Facilities and Amending the Ordinance on Environmentally Compatible Storage of Waste from Human Settlements and Biological Waste-Treatment Facilities from 24 July 2002 (BGBl. I P. 2807), Last Changed by Article 2 of Regulation from 13 December 2006 (BGBl. I P. 2860). Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety, Berlin, Germany, 2002.

BMU, 2007. The Integrated Energy and Climate Programme of the German Government Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear.

BNDES, 2013. Banco Nacional do Desenvolvimento Econômico e Social (2013). Disponível em:

file:///C:/Users/05032017/Downloads/YA%20incentivos%20regula%C3%A7%C3%A3o%20biog%C3%A1s%20res%C3%ADduos%20pecu%C3%A1ria.pdf

BOND, T. & TEMPLETON, M. R. (2011). History and future of domestic biogas plants in the developing world, *Energy for Sustainable Development*, Vol. 15, Issue 4, pp 347-354.

BP, 2016. BP Statistical Review of World Energy. Disponível em:

<https://www.bp.com/content/dam/bp/pdf/energy-economics/statistical-review-2016/bp-statistical-review-of-world-energy-2016-full-report.pdf> (accessed: 20.10.17).

Branco, L. G. B. (2014). Biocombustíveis: vantagens e desafios. *Revista Eletrônica de Energia*, 3(1).

BUNGENSTAB, D. J. (2005) Environmental Impacts of Beef Production in Central Brazil: The Effect of Intensification on Area Appropriation. Tese de Doutorado da Faculdade de Agricultura e Horticultura da de Universidade Humboldt de Berlim.

CHEN, S., CHEN, B., SONG, D., (2012). Life-cycle energy production and emissions mitigation by comprehensive biogas–digestate utilization. *Bioresource Technology*, 114, 357-364

CHERUBINI, E., ZANGHELINI, G. M., ALVARENGA, R. A. F., FRANCO, D., & SOARES, S. R. (2015). Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. *Journal of Cleaner Production*, 87, 68-77.

CHOUINARD-DUSSAULT, P., BRADT, L., PONCE-ORTEGA, J. M., & EL-HALWAGI, M. M. (2011). Incorporation of process integration into life cycle analysis for the production of biofuels. *Clean Technol Envir* 2011; 13(5):673-85

CIBiogás,2017. (2017). CIBiogpas - Energias Renováveis. MODELOS DE NEGÓCIOS - BIOGÁS AGROENERGIA NO DESENVOLVIMENTO REGIONAL. Disponível em: <https://www.embrapa.br/documents/1355242/0/Curso-Dia0310-6.pdf> (accessed: 20.01.2018).

CPT, 2018. Centro de Produções Técnicas. Gado de corte - engorda das categorias de bovinos. Disponível em: <https://www.cpt.com.br/artigos/gado-de-corte-engorda-das-categorias-de-bovinos> (06.01.18).

CURRAN, M.A. (2007). Coproduct and Input Allocation Approaches for Creating Life Cycle Inventory Data: A Literature Review. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v.12, no .1, p.65-78.

DA SILVA, T. L., DOS SANTOS NETO, J. B. S., DE, G., NETO, A., DE CINQUE ALMEIDA, V., & KIKUCHI, C. Y. (2011). Avaliação do aproveitamento da biomassa residual gerada na criação de animais.

DAHLIN, J., HERBES, C., AND NELLES, M., (2015). Biogas digestate marketing: Qualitative insights into the supply side. *Resources. Conserv Recycl* 2015; 104:152-61.

DE ASSIS, BRUNO 2009. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DO PRODUTO COMO FERRAMENTA PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2009

DE QUADROS, 2018. CONFINAMENTO DE BOVINOS DE CORTE. Disponível em: [http://www.almanaque docampo.com.br/imagens/files/confinamento\\_bovinos\\_corte.pdf](http://www.almanaque docampo.com.br/imagens/files/confinamento_bovinos_corte.pdf)

DE VRIES, J. W., VINKEN, T.M.W.J, HAMELIN L. AND DE BOER I.J.M. (2012). Comparing environmental consequences of anaerobic mono- and co-digestion of pig manure to produce bio-energy – A life cycle perspective. *Bioresource Technology* 125 239–248.

DE VRIES, M., & DE BOER, I. J. (2010). Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock science*, 128(1-3), 1-11.

DECRETO Nº 1.946, DE 28 DE JUNHO DE 1996. Cria o Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar - PRONAF, e dá outras providências. Presidência da República Subchefia para Assuntos Jurídicos.

DECRETO Nº 58.659, DE 4 DE DEZEMBRO DE 2012. Institui o Programa Paulista de Biogás e dá providências correlatas. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo.

DECRETO Nº 7.390, DE 9 DE DEZEMBRO DE 2010. Regulamenta os arts. 6º, 11 e 12 da Lei no 12.187, de 29 de dezembro de 2009, que institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC, e dá outras providências. Presidência da República Casa Civil Subchefia para Assuntos Jurídicos

DICK, M.; DA SILVA, M. A.; DEWES, H. Mitigation of Environmental Impacts of Beef Cattle Production in Southern Brazil E Evaluation Using Farm-Based Life Cycle Assessment. *Journal of Cleaner Production*. 2015. 87, 58e67.

DIRECTIVE 2008. Directive 2008/98/EC of The European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives.

DIVYA, D., GOPINATH, L. R., & CHRISTY, P. M. (2015). A review on current aspects and diverse prospects for enhancing biogas production in sustainable means. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42, 690-699.

EBNER, J. H., LABATUT, R. A., RANKIN, M. J., PRONTO, J. L., GOOCH, C. A., WILLIAMSON, A. A., & TRABOLD, T. A. (2015). Lifecycle greenhouse gas analysis of an anaerobic co-digestion facility processing dairy manure and industrial food waste. *Environmental science & technology*, 49(18), 11199-11208.

EC, 2008. Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on Waste.

EC, 2009. Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the Promotion of the use of Energy from Renewable Sources.

EC, 2018. European Commission. System expansion and allocation - A learning resource produced for Q-PorkChains, funded by the European Commission. Disponível em: [http://qpc.adm.slu.se/7\\_LCA/page\\_18.htm](http://qpc.adm.slu.se/7_LCA/page_18.htm)

EDMONDS, L., KELLOGG, R. L., KINTZER, B., KNIGHT, L., LANDER, C., LEMUNYON, J. ... & SCHAEFER, J. (2003) Costs associated with development and implementation of Comprehensive Nutrient Management Plans. Part I–Nutrient management, land treatment, manure and wastewater handling and storage, and recordkeeping. Natural Resources Conservation Service. US Department of Agriculture. Disponível em: [athttps://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE\\_DOCUMENTS/nrcs143\\_012174.pdf](https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs143_012174.pdf), 2003.

EDWARDS, J., OTHMAN, M., BURN, S., (2015) A review of policy drivers and barriers for the use of anaerobic digestion in Europe, the United States and Australia, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 52, pp. 815-828

ELENA CAMPOS E XAVIER FLOTATS, (2004) *Procesos biológicos: La digestión anaerobia y el compostaje*. Capítulo 9. [https://www.researchgate.net/publication/304771327\\_Procesos\\_biologicos\\_La\\_digestion\\_an\\_aerobia\\_y\\_el\\_compostaje](https://www.researchgate.net/publication/304771327_Procesos_biologicos_La_digestion_an_aerobia_y_el_compostaje)

EMBRAPA, 2000. Gado de corte - Confinamento de Bovinos. 2000. Disponível em: <https://docs.ufpr.br/~freitasjaf/artigos/CONFINAMENTO.htm>

EMBRAPA, 2018. Alimentação de bovinos na estação seca: princípios e procedimentos. Disponível em: <http://old.cnpqg.embrapa.br/publicacoes/doc/doc20/infestr.html>

EPE, 2017a. Empresa de Pesquisa Energética. RenovaBio. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/renovabio> (accessed: 08.12.2017)

EPE, 2017b. Empresa de Pesquisa Energética. Impactos da participação do biogás e do biometanona matriz brasileira.iv Fórum do Biogás. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados->

abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-244/topico-257/EPE\_IV%20FORUM%20BIOGAS\_JOSE%20MAURO\_2017\_1710.pdf

ESPARTA, A. R. J., (2016). Brazil Mapping Report Part 2 – Biogas and Biomethane Technical Assistance to the Low Carbon Business Action in Brazil. Service Contract for European Union External Actions, europeAid/136478/DH/SER/B, 2016.

ESTEVEES, E.M.M. (2016). Análise do ciclo de vida do biodiesel de soja: o impacto do sistema de integração lavoura pecuária (silp). Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental. Rio de Janeiro 2016.

ESTEVEES, V. P. P., ESTEVEES, E. M. M., BUNGENSTAB, D. J., FEIJÓ, G. L. D., ARAÚJO, O. D. Q. F., & MORGADO, C. D. R. V. (2017). Assessment of greenhouse gases (GHG) emissions from the tallow biodiesel production chain including land use change (LUC). *Journal of cleaner production*, 151, 578-591.

EZEQUIEL, J. M. B., GALATI, R. L., MENDES, A. R., & FATURI, C. (2006). Desempenho e características de carcaça de bovinos Nelore em confinamento alimentados com bagaço de cana-de-açúcar e diferentes fontes energéticas. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 2050-2057.

FANTIN, V., GIULIANO, A., MANFREDI, M., OTTAVIANO, G., STEFANOVA, M., MASONI, P., (2015). Environmental assessment of electricity generation from an Italian anaerobic digestion plant. *Biomass and Bioenergy*, 83, 422-435.

FAVERO, R., MIZUBUTI, I. Y., GOMES, R. C., RIBEIRO, E. L. A., PEREIRA, E. S., PRADO-CALIXTO, O. P. P., ... & SANTOS, A. P. S. FAVERO, R. ET AL. (2018). Relationships between residual feed intake and feedlot performance, profitability, and carcass traits in Brahman cattle. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, v. 70, n. 2, p. 525-534, 2018

FUCHSZ, M., & KOHLHEB, N. (2015). Comparison of the environmental effects of manure- and crop-based agricultural biogas plants using life cycle analysis. *Journal of Cleaner Production*, 86, 60-66.

FUSI, A., BACENETTI, J., FIALA, M., & AZAPAGIC, A. (2016). Life cycle environmental impacts of electricity from biogas produced by anaerobic digestion. *Frontiers in bioengineering and biotechnology*, 4, 26.

GARFÍ, M., MARTÍ-HERRERO, J., GARWOOD, A., FERRER, I., (2016). Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 60, 599-614.

GIWA, A. (2017). Comparative cradle-to-grave life cycle assessment of biogas production from marine algae and cattle manure biorefineries. *Bioresource technology*, 244, 1470-1479.

GOEDKOOP, M. J., HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M., DE SCHRYVER, A., STRUIJS, J., VAN ZELM, R., (2009). ReCiPe 2008, A Life Cycle Impact Assessment Method Which



Comprises Harmonised Category Indicators at the Midpoint and the Endpoint Level, 1st ed. Report I: Characterisation. Available at: [www.lcia-recipe.net](http://www.lcia-recipe.net)

GOEDKOOOP, M., SPRIENSMA, R., (2001). The Eco-Indicator 99: A Damage Oriented Method for Life Cycle Assessment. Methodology Report, 3rd Ed. Amersfoort: Pre Consultants.

GOMES, A. C. A., ROCHA, M. M., DA SILVA GALVÃO, A., & ALBINO, P. M. B. (2014). Incentivos para a viabilização do biogás a partir dos resíduos da pecuária leiteira no Estado de Minas Gerais. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 30.

GUINÉE, J. B., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., ZAMAGNI, A., MASONI, P., BUOMANICI, R., EKVALL, T., and RYDBERG, T. (2011). Life cycle assessment: Part, present and future. *Environmental Science and Technology*, v. 45, n. 1, p 90-96, 2011.

HAJJAJI, N., MARTINEZ, S., TRABLY, E., STEYER, J. P., & HELIAS, A. (2016). Life cycle assessment of hydrogen production from biogas reforming. *International Journal of Hydrogen Energy*, 41(14), 6064-6075.

HAMELIN, L., NAROZNOVA, I., & WENZEL, H. (2014). Environmental consequences of different carbon alternatives for increased manure-based biogas. *Applied Energy*, 114, 774-782.

HERRERO, M.; HAVLÍK, P.; VALIN, H. (2013). Biomass use, production, feed efficiencies, and greenhouse gas emissions from global livestock systems. *PNAS*, 110(52):20888–20893.

HIJAZI, O., MUNRO, S., ZERHUSEN, B., & EFFENBERGER, M. (2016). Review of life cycle assessment for biogas production in Europe. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 1291-1300.

HOU, J., ZHANG, W., WANG, P., DOU, Z., GAO, L., & STYLES, D. (2017). Greenhouse gas mitigation of rural household biogas systems in China: A life cycle assessment. *Energies*, 10(2), 239.

HUTTUNEN, S., MANNINEN, K., LESKINEN, P., (2014). Combining biogas LCA reviews with stakeholder interviews to analyse life cycle impacts at a practical level. *Journal of cleaner production*, 80, 5-16.

IBGE, 2006. Estimativa da população dos municípios da microrregião de Dourados no ano 2006.

[https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2006/POP\\_2006\\_DOU.pdf](https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2006/POP_2006_DOU.pdf) (16.08.18).

IBGE, 2011. Cidade Sat. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. <https://cidades.ibge.gov.br/municipio/500370> (26.03.18).

IBGE, 2016. Brazilian Institute of Geography and Statistic (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Historical Series and Statistics (in Portuguese), available at: <http://seriesestatisticas.ibge.gov.br> (accessed: 20.06.2017).

IBGE, 2017a. Estimativa da população dos municípios da microrregião de Dourados no ano 2017. (16.08.18). [https://cidades.ibge.gov.br/https://pt.wikipedia.org/wiki/Lista\\_de\\_munic%C3%ADpios\\_de\\_Mato\\_Grosso\\_do\\_Sul\\_por\\_popula%C3%A7%C3%A3o\\_\(2017\)](https://cidades.ibge.gov.br/https://pt.wikipedia.org/wiki/Lista_de_munic%C3%ADpios_de_Mato_Grosso_do_Sul_por_popula%C3%A7%C3%A3o_(2017)) (16.08.18).

IBGE, 2017b. Rebanho bovino dos municípios da microrregião de Dourados nos anos 2006 e 2017. <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/ppm/tabelas/brasil/2017B> (16.08.18).

IBICT, 2018. O que é Avaliação do Ciclo de Vida. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia <http://acv.ibict.br/acv/o-que-e-o-acv/>

ICED, 2006. Infraestrutura\_Consumo\_energia\_dourado [http://www.dourados.ms.gov.br/wp-content/uploads/2014/09/068Infra-Estrutura\\_Consumo\\_energia\\_dourados.pdf](http://www.dourados.ms.gov.br/wp-content/uploads/2014/09/068Infra-Estrutura_Consumo_energia_dourados.pdf)

IPCC, 2006. Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use, Chapter 10: Emissions From Livestock and Manure Management.

IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core WRITING TEAM, R.K. PACHAURI AND L.A. MEYER (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.(accessed: 10.07.17).

IRENA, 2017. International Renewable Energy Agency, Renewable Energy and Jobs – Annual Review 2017 (Abu Dhabi: 2017). (accessed: 20.06.2017).

ISO 14040: 1997. Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. <https://web.stanford.edu/class/cee214/Readings/ISOLCA.pdf> (20.07.18)."

ISO, 2006. International Standardization Organization. Environmental Management - Life Cycle Assessment -Requirements and Guidelines, ISO 14040.

KIRAN, E. U., TRZCINSKI, A. P., NG, W. J., & LIU, Y. (2014). Bioconversion of food waste to energy: a review. Fuel, 134, 389-399.

KUMMAMURU, B., (2017). Project Officer, World Bioenergy Association (WBA), Global Bioenergy Statistics 2017.

KUNZ, A., do AMARAL, A. C., & STEINMETZ, R. Padronização de uso das unidades de medida em processos de produção de biogás. (2016). Embrapa Suínos e Aves-Comunicado Técnico (INFOTECA-E).

LANSCHE, J., MÜLLER, J., (2012). Life cycle assessment of energy generation of biogas fed combined heat and power plants: environmental impact of different agricultural substrates. Engineering in Life Sciences, 12(3), 313-320.

LANTZ, MIKAEL, AND PÅL BÖRJESSON. (2014). "Greenhouse gas and energy assessment of the biogas from co-digestion injected into the natural gas grid: A Swedish case-study including effects on soil properties." Renewable energy 71 387-395.

LEI Nº 10.438, de 26 de abril de 2002. Dispõe sobre a expansão da oferta de energia elétrica emergencial, recomposição tarifária extraordinária, cria o Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia Elétrica (Proinfa), a Conta de Desenvolvimento Energético (CDE), dispõe sobre a universalização do serviço público de energia elétrica, dá nova redação às Leis no 9.427, de 26 de dezembro de 1996, no 9.648, de 27 de maio de 1998, no 3.890-A, de 25 de abril de 1961, no 5.655, de 20 de maio de 1971, no 5.899, de 5 de julho de 1973, no 9.991, de 24 de julho de 2000, e dá outras providências. Presidência da República Casa Civil Subchefia para Assuntos Jurídicos"

LEI Nº 10.847, de 15 de março de 2004. Autoriza a criação da Empresa de Pesquisa Energética – EPE e dá outras providências. Presidência da República Casa Civil Subchefia para Assuntos Jurídicos.

LEI Nº 20.824, de 31 de julho de 2013 (mg de 1º/08/2013). Altera as Leis n.º s 6.763, de 26 de dezembro de 1975, 14.937, de 23 de dezembro de 2003, e 14.941, de 29 de dezembro de 2003, revoga dispositivo da Lei nº 15.424, de 30 de dezembro de 2004, concede incentivo a projetos esportivos e dá outras providências.

LEI Nº 6361, de 18 de dezembro de 2012. Dispõe sobre a política estadual de gás natural renovável - gnr.

LEOPOLDINA. (2012). Statement Bioenergy-Chances and Limits. German National Academy of Sciences Leopoldina, Halle. (Saale).

LIJÓ, L., GONZÁLEZ-GARCÍA, S., BACENETTI, J., FIALA, M., FEIJOO, G., LEMA, J.M., MOREIRA, M.T., (2014a). Life Cycle Assessment of electricity production in Italy from anaerobic co-digestion of pig slurry and energy crops. *Renewable Energy*, 68, 625-635"

LIJÓ, L., GONZÁLEZ-GARCÍA, S., BACENETTI, J., FIALA, M., FEIJOO, G., MOREIRA, M.T., (2014b). Assuring the sustainable production of biogas from anaerobic mono-digestion. *Journal of cleaner production*, 72, 23-34.

LIJÓ, L., LORENZO-TOJA, Y., GONZÁLEZ-GARCÍA, S., BACENETTI, J., NEGRI, M., & MOREIRA, M. T. (2017). Eco-efficiency assessment of farm-scaled biogas plants. *Bioresource technology*, 237, 146-155.

LIMA, PAULO CÉSAR RIBEIRO. (2007). Biogás da suinocultura: uma importante fonte de geração de energia. Câmara dos Deputados. Biblioteca Digital da Câmara dos Deputados Centro de Documentação e Informação Coordenação de Biblioteca. Disponível em: [file:///C:/Users/05032017/Downloads/biogas\\_suinocultura\\_lima.pdf](file:///C:/Users/05032017/Downloads/biogas_suinocultura_lima.pdf) (accessed: 20.06.2017)."

LUO, Y., STICHNOTHE, H., SCHUCHARDT, F., LI, G., HUAITALLA, R. M., XU, W., (2014). Life cycle assessment of manure management and nutrient recycling from a Chinese pig farm. *Waste Management & Research*, 32(1), 4-12.

LYNG, K. A., MODAHL, I. S., MØLLER, H., MORKEN, J., BRISEID, T., & HANSSSEN, O. J. (2015). The BioValueChain model: A Norwegian model for calculating environmental impacts of biogas value chains. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(4), 490-502.

MANSO, K. R. J. E FERREIRA, O. M. (2007). Confinamento De Bovinos: Estudo Do Gerenciamento Dos Resíduos. Universidade Católica de Goiás – Departamento de Engenharia – Engenharia Ambiental. 2007.

MAPA, 2006. Ministerio de agricultura, pecuaria e abastecimiento. Plano Nacinonal de Agroenergia 2006-2011. Disponível em: [http://bbeletronica.sede.embrapa.br/bibweb/bbeletronica/2006/inst/inst\\_11.pdf](http://bbeletronica.sede.embrapa.br/bibweb/bbeletronica/2006/inst/inst_11.pdf)(accessed: 20.06.2018).

MAPA, 2012. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. (2012). Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/sustentabilidade/plano-abc/arquivo-publicacoes-plano-abc/download.pdf> (accessed: 20.08.2017).

MARVUGLIA, A., BENETTO, E., REGE, S., JURY, C., 2013. Modelling approaches for consequential life-cycle assessment (C-LCA) of bioenergy: critical review and proposed framework for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 25, 768-781"

MDSE, 2017. Ministero Dello Sviluppo Economico. Decreto Ministeriale 6 Luglio 2012 — Incentivi per energia da fonti rinnovabili elettriche non fotovoltaiche. 2017. Metodologia

MEYER-AURICH, A., SCHATTAUER, A., HELLEBRAND, H. J., KLAUSS, H., PLÖCHL, M., BERG, W., (2012). Impact of uncertainties on greenhouse gas mitigation potential of biogas production from agricultural resources. *Renewable Energy*, 37(1), 277-284.

MEZZULLO, W. G., MCMANUS, M. C., & HAMMOND, G. P. (2013). Life cycle assessment of a small-scale anaerobic digestion plant from cattle waste. *Applied energy*, 102, 657-664.

MINISTÉRIO DA FAZENDA, (2016). Convênio icms 112, de 23 de setembro de 2016. Disponível em: [https://www.confaz.fazenda.gov.br/legislacao/convenios/2016/CV112\\_16](https://www.confaz.fazenda.gov.br/legislacao/convenios/2016/CV112_16)

MMA, 2012. (2012). PNMA II - Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: [http://www.mma.gov.br/estruturas/pnma/\\_arquivos/pnma\\_ii\\_2000\\_a\\_2004.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/pnma/_arquivos/pnma_ii_2000_a_2004.pdf) (accessed: 20.07.2017).

Möller, K., & Müller, T. (2012). Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: a review. *Engineering in Life Sciences*, 12(3), 242-257.

MORERO, B., GROPELLI, E., & CAMPANELLA, E. A. (2015). Life cycle assessment of biomethane use in Argentina. *Bioresource technology*, 182, 208-216.

MORETTI, TÁSSIA VIOL, (2011). Método de avaliação da estrutura de inventários de ciclo de vida: análise para casos brasileiros. Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do grau Mestre em Engenharia, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Área de Concentração: Engenharia de Manufatura. CURITIBA 2011.

MUNIZ, VIVIAN CAROLINA FERRERIRA (2012). Análise da Fundamentação da Análise do Ciclo de Vida Consequencial. Dissertação apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Engenharia. São Paulo 2012. [https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3137/tde-12092012-155652/publico/Dissertacao\\_VivianCarolinaFerreiraMuniz.pdf](https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3137/tde-12092012-155652/publico/Dissertacao_VivianCarolinaFerreiraMuniz.pdf)

MWPS, 2004. *MidWest Plan Service. Manure Management Systems Series - Manure Characteristics*. Disponível em: [http://msue.anr.msu.edu/uploads/files/ManureCharacteristicsMWPS-18\\_1.pdf](http://msue.anr.msu.edu/uploads/files/ManureCharacteristicsMWPS-18_1.pdf) (acessado: 10.12.17).

NGES, I. A., ESCOBAR, F., FU, X., & BJÖRNSSON, L. (2012). Benefits of supplementing an industrial waste anaerobic digester with energy crops for increased biogas production. *Waste management*, 32(1), 53-59.

NKOA, R. (2014). Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(2), 473-492.

OKONKO, I. O., ADEOLA, O. T., ALOYSIUS, F. E., DAMILOLA, A. O., & ADEWALE, O. A. (2009). Utilization of food wastes for sustainable development. *Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry*, 8(4), 263-286.

OLUGASA, T. T., ODESOLA, I. F., & OYEWOLA, M. O. (2014). Energy production from biogas: A conceptual review for use in Nigeria. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 32, 770-776.

JEAN AGUSTIN VELÁSQUEZ PIÑAS A, OSVALDO JOSÉ VENTURINI A, ELECTO EDUARDO SILVA LORA A, ORLY DENISSE CALLE ROALCABA. (2018) "Technical assessment of mono-digestion and co-digestion systems for the production of biogas from anaerobic digestion in Brazil." *Renewable energy* 117: 447-458.

PIKE RESEARCH. 2012. *Renewable biogas. Methane Recovery and Utilization in Landfills and Anaerobic Digesters: Municipal Solid Waste, Agricultural, Industrial, and Wastewater Market Report on Analysis and Forecasts*. Boulder 87 p.

POESCHL, M., WARD, S., & OWENDE, P. (2010). Prospects for expanded utilization of biogas in Germany. *Renewable and sustainable energy reviews*, 14(7), 1782-1797.

POESCHL, M., WARD, S., & OWENDE, P. (2012a). Environmental impacts of biogas deployment—Part I: life cycle inventory for evaluation of production process emissions to air. *Journal of Cleaner Production*, 24, 168-183.

POESCHL, M., WARD, S., & OWENDE, P. (2012b). Environmental impacts of biogas deployment—Part II: life cycle assessment of multiple production and utilization pathways. *Journal of Cleaner Production*, 24, 184-201.

PROBIOGAS, 2016. *Barreiras e propostas de soluções para o mercado de biogás no Brasil* (2016). Disponível em: [https://www.giz.de/en/downloads/giz\\_barreiras\\_digital\\_simples.pdf](https://www.giz.de/en/downloads/giz_barreiras_digital_simples.pdf) (accessed: 12.11.2018)

RABONI, M., & URBINI, G. (2014). Production and use of biogas in Europe: a survey of current status and perspectives. *Revista ambiente & agua*, 9(2), 191-202.

RAHMAN, K.M., MELVILLE, L., FULFORD, D., HUQ, S.I., (2017). Green-house gas mitigation capacity of a small scale rural biogas plant calculations for Bangladesh through a general life cycle assessment. *WasteManagement & Research*, 35(10), 1023-1033

RAJAEIFAR, M. A., GHOBADIAN, B., SAFA, M., & HEIDARI, M. D. (2014). Energy life-cycle assessment and CO<sub>2</sub> emissions analysis of soybean-based biodiesel: a case study. *Journal of Cleaner Production*, 66, 233-241.

RAMÍREZ-ARPIDE, F. R., DEMIRER, G. N., GALLEGOS-VÁZQUEZ, C., HERNÁNDEZ-EUGENIO, G., SANTOYO-CORTÉS, V. H., & ESPINOSA-SOLARES, T. (2018). Life cycle assessment of biogas production through anaerobic co-digestion of nopal cladodes and dairy cow manure. *Journal of Cleaner Production*, 172, 2313-2322.

RANP 8 - 2015. Resolução anp nº 8, de 30.1.2015 - dou 2.2.2015. Agência nacional do petróleo, gás natural e biocombustíveis. Disponível em: <http://legislacao.anp.gov.br/?path=legislacao-anp/resol-anp/2015/janeiro&item=ranp-8--2015> (accessed: 02.07.2017).

RESOLUÇÃO N.º 430, de 13 de maio de 2011. Diário Oficial da União. BRASIL. (2011). Conselho Nacional de Meio Ambiente-CONAMA.

RESOLUÇÃO no 357, de 17 de março de 2005 Publicada no DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

RODRIGUEZ-VERDE, I., REGUEIRO, L., CARBALLA, M., HOSPIDO, A., & LEMA, J. M. (2014). Assessing anaerobic co-digestion of pig manure with agroindustrial wastes: The link between environmental impacts and operational parameters. *Science of the total environment*, 497, 475-483.

RUSSO, V., & VON BLOTTNITZ, H. (2017). Potentialities of biogas installation in South African meat value chain for environmental impacts reduction. *Journal of Cleaner Production*, 153, 465-473.

SEM, 2013. Secretaria de Energia e Mineração (2013). Comitê Gestor para o Programa Paulista do Biogás é instalado. Disponível em: <http://www.energia.sp.gov.br/2013/05/comite-gestor-para-o-programa-paulista-do-biogas-e-instalado/> (accessed: 20.07.2018).

STYLES, D., GIBBONS, J., WILLIAMS, A. P., STICHNOTHE, H., CHADWICK, D. R., & HEALEY, J. R. (2015). Cattle feed or bioenergy? Consequential life cycle assessment of biogas feedstock options on dairy farms. *Gcb Bioenergy*, 7(5), 1034-1049.

SULGAS, 2018. SULGAS - Energia atualmente Melhor. Companhia de gás do estado do rio grande do sul –sulgás reuniões informativas relativas à chamada pública que terá por objeto a seleção de propostas para aquisição de biometano Disponível em:

[http://www.sulgas.rs.gov.br/sulgas/images/pdf/2018/BIOMETANO/Edital\\_Reuniao\\_Informativa\\_2018](http://www.sulgas.rs.gov.br/sulgas/images/pdf/2018/BIOMETANO/Edital_Reuniao_Informativa_2018) (accessed: 04.21.2018)

SUNENERGIA, 2017 Disponível em: <https://sunergia.com.br/blog/resolucao-687-da-aneel-geracao-centralizada-e-geracao-distribuida/> (accessed: 05.03.2017)

TAYLAN, O., KAYA, D., BAKHSH, A.A., DEMIRBAS, A., (2017). Bioenergy life cycle assessment and management in energy generation. *Energy Exploration & Exploitation*, 36(1), 166-181

TIWARY, A., WILLIAMS, I.D., PANT, D.C., KISHORE, V.V.N., (2015). Emerging perspectives on environmental burden minimisation initiatives from anaerobic digestion technologies for community scale biomass valorisation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42, 883-901."

TONINI, D., HAMELIN, L., ALVARADO-MORALES, M., ASTRUP, T.F., (2016). GHG emission factors for bioelectricity, biomethane, and bioethanol quantified for 24 biomass substrates with consequential life-cycle assessment. *Bioresource technology*, 208, 123-133."

TUDeft, (2018). Delft University of technology. The Model of the Eco-costs / Value Ratio (EVR) Disponível em: <http://www.ecocostsvalue.com/EVR/model/theory/8-allocation.html>. (26.11.18).

UNFCCC, 2018. [https://cdm.unfccc.int/Panels/meth/meeting/08/035/mp\\_035\\_an11.pdf](https://cdm.unfccc.int/Panels/meth/meeting/08/035/mp_035_an11.pdf) (26.11.18).

USDA, 2017. United States Department of Agriculture. Foreign Agricultural Service. Livestock and Poultry: World Markets and Trade), Disponível em: [https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/livestock\\_poultry.pdf](https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/livestock_poultry.pdf) (accessed: 20.10.17)."

UUSITALO, V., SOUKKA, R., HORTTANAINEN, M., NISKANEN, A., & HAVUKAINEN, J. (2014). Economics and greenhouse gas balance of biogas use systems in the Finnish transportation sector. *Renewable Energy*, 51, 132-140.

VAN STAPPEN, F., MATHOT, M., DECRUYENAERE, V., LORIER, A., DELCOUR, A., PLANCHON, V., ... & STILMANT, D. (2016). Consequential environmental life cycle assessment of a farm-scale biogas plant. *Journal of environmental management*, 175, 20-32.

VU, T. K. V., VU, D. Q., JENSEN, L. S., SOMMER, S. G., & BRUUN, S. (2015). Life cycle assessment of biogas production in small-scale household digesters in Vietnam. *Asian-Australasian journal of animal sciences*, 28(5), 716.

WANG, Y., DONG, H., ZHU, Z., LIU, C., & XIN, H. (2014). Comparison of air emissions from raw liquid pig manure and biogas digester effluent storages. *Transactions of the ASABE*, 57(2), 635-645.

WER, 2016. World Energy Council | World Energy Resources 2016. Disponível em: [https://www.worldenergy.org/wp-content/uploads/2017/03/WERResources\\_Bioenergy\\_2016.pdf](https://www.worldenergy.org/wp-content/uploads/2017/03/WERResources_Bioenergy_2016.pdf) (acessado: 20.06.2017).

WHITING, A., & AZAPAGIC, A. (2014). Life cycle environmental impacts of generating electricity and heat from biogas produced by anaerobic digestion. *Energy*, 70, 181-193

XIE, S., LAWLOR, P. G., FROST, J. P., HU, Z., & ZHAN, X. (2011). Effect of pig manure to grass silage ratio on methane production in batch anaerobic co-digestion of concentrated pig manure and grass silage. *Bioresource technology*, 102(10), 5728-5733.

ZHANG, S., BI, X. T., CLIFT, R., (2015). Life cycle analysis of a biogas-centred integrated dairy farm-greenhouse system in British Columbia. *Process Safety and Environmental Protection*, 93, 18-30."