

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS EM GESTÃO E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO DO
CAMPUS SOROCABA

Daiane Vitória da Silva

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS: UM
ESTUDO DE CASO APLICADO A DIFERENTES SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE
LEITE**

Sorocaba/SP

2022

Daiane Vitória da Silva

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS: UM
ESTUDO DE CASO APLICADO A DIFERENTES SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE
LEITE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção do *campus* Sorocaba para a obtenção do título de Mestre em Engenharia de Produção.

Orientação: Prof. Dr. Diogo Aparecido Lopes Silva

Co-orientação: Profa. Dra. Yovana M. B. Saavedra

Financiamento: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)

Sorocaba/SP

2022

Silva, Daiane Vitória da

Avaliação do Ciclo de Vida e Serviços Ecossistêmicos: :
um estudo de caso aplicado a diferentes sistemas de
produção de leite / Daiane Vitória da Silva -- 2022.
116f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São
Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba
Orientador (a): Diogo Aparecido Lopes Silva
Banca Examinadora: Fábio Puglieri Neves, Natália
Mendes Crespo
Bibliografia

1. Serviços Ecossistêmicos, Produção de leite,
Desempenho ambiental. I. Silva, Daiane Vitória da. II.
Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática
(SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -
CRB/8 6979



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências em Gestão e Tecnologia
Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção

Folha de Aprovação

Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Daiane Vitória da Silva, realizada em 18/02/2022.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Diogo Aparecido Lopes Silva (UFSCar)

Prof. Dr. Fabio Neves Puglieri (UTFPR)

Profa. Dra. Natalia Crespo Mendes (KU LEUVEN)

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção.

Dedico este trabalho ao meu irmão Maycon Junio da Silva (in memoriam) e aos meus pais Zilda Maria Vitória da Silva e Rafael Maurício da Silva.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por ter me sustentado e guiado meus caminhos com muita sabedoria e discernimento.

Aos meus pais, Zilda Maria Vitória da Silva e Rafael Maurício da Silva, por todo apoio, força e orações.

Aos meus orientadores, Prof. Dr. Diogo A. Lopes Silva e Prof. Dra. Yovana Saveedra, por todos os ensinamentos, disponibilidade, paciência e empatia. Vocês são exemplos de excelentes profissionais e seres humanos!

Aos amigos que o mestrado deu a oportunidade de conhecer, Jéssica Oliveira e Gabriela Giusti, por todo companheirismo e colaborações.

Ao proprietário da Fazenda do estudo de caso, que com muita paciência e extrema disposição, colaborou com esta pesquisa.

Aos colegas do Grupo de Pesquisa em Engenharia da Sustentabilidade (ENGs), por toda colaboração e parceria nos trabalhos desenvolvidos ao longo desses dois anos.

Às professoras da graduação, Dra. Rosemary Pereira Costa e Me. Patrícia Campos, que me apresentou a pesquisa científica e foram as minhas primeiras orientadoras, concedendo a oportunidade de participar da Iniciação Científica.

Agradeço ao Prof. Me. Rodrigo Herman, que desde a graduação me auxiliou em todas as dificuldades com muita paciência e humanidade. Gratidão!

Ao prof. Me. Carlos Sousa, por todo apoio e incentivo na área acadêmica. Á Nádia Muffato, pela orientação quanto à escolha profissional na área acadêmica e a minha psicóloga, Amanda Matos, por todo cuidado, atenção e carinho.

A todos os meus amigos, mas, em especial, gostaria de citar alguns nomes que foram importantes nessa etapa da vida: Laís Rodrigues, Michele Costa, Caio Franco, Paulo Carvalho e Rafaela Leite. Muito obrigada por todo apoio, acolhimento e força.

Por fim, agradeço à CAPES, processo 88887.498791/2020-00, pela bolsa concedida no período de abril de 2020 a fevereiro de 2022.

Agradeço também, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), projeto 440165/2019-9, pela bolsa concedida de setembro de 2019 a março de 2020.

*“O paradoxo curioso é que quando eu me aceito
como eu sou, então, eu mudo” (Carl Rogers).*

RESUMO

SILVA, D.V. (2022). **Avaliação do ciclo de vida e serviços Ecosistêmicos: um estudo de caso aplicado a diferentes sistemas de produção.** 116 p. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba, 2022.

A produção de leite se destaca na economia mundial. Nos últimos vinte anos a sua produção teve um aumento de 340 milhões de toneladas. No entanto, existe uma preocupação voltada sobre os impactos ambientais provenientes das atividades pecuárias, tais como nas fazendas leiteiras. A Avaliação do Ciclo de vida (ACV) é uma das principais técnicas para determinar o perfil ambiental dos produtos. Contudo, ainda existem lacunas referentes a avaliação dos impactos dos produtos sob a perspectiva dos Serviços Ecosistêmicos (SE), principalmente, quando a atividade produtiva demanda pelo uso de recursos naturais, sendo este um aspecto que pode interferir no fornecimento de SE. O objetivo desse estudo foi determinar o Desempenho Ambiental Líquido (DAL) de diferentes sistemas de produção de leite. Para isso, foi realizado um estudo de caso em uma fazenda caracterizada como confinado *compost barn*, localizado no sudoeste do estado de São Paulo, utilizando 1 kg de leite cru com correção média de gordura (3,75%) e proteína (2,97%) como unidade funcional. Foi aplicado um *framework* para cálculo do DAL combinando a ACV com SE, onde os impactos e benefícios ecossistêmicos foram convertidos em unidades monetárias. Para a interpretação dos resultados foi realizado a análise de cenários, comparando o sistema estudado com outros sistemas de produção de leite, confinado e semi confinado, para regiões do Paraná e Minas Gerais. O DAL foi calculado somente para uma visão de sistema *gate-to-gate*, apresentando um valor médio de R\$ -0,05 reais/kg de leite FPCM, para o sistema do estudo de caso. Os demais cenários de produção de leite no Brasil também apresentaram DAL negativo, o que significa que os impactos ambientais foram superiores aos benefícios gerados em cada sistema. Por fim, as etapas desenvolvidas, neste estudo, para o cálculo do DAL podem ser utilizadas em mais estudos de caso considerando, também, uma visão ecológica, voltada para os SE e sob uma perspectiva mais completa na visão de ciclo de vida de produto, i.e., *cradle-to-grave*.

Palavras-chave: Serviços ecossistêmicos, Gerenciamento do ciclo de vida, Produção de leite, Desempenho ambiental.

ABSTRACT

SILVA, D.V. (2022). **Life Cycle Assessment and Ecosystem Services: a case study applied to different milk production systems**. 116 p. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba, 2022.

Milk production stands out in the world economy. In the last twenty years, its production has increased by 340 million tons. However, there is a concern about the environmental impacts of cattle raising activities. For example, milk production is considered one of the main sources of greenhouse and gas emissions, in addition to that other impacts can be harmed for the environment. Thus, sustainability assessment tools are essential to contribute to sustainability on dairy farms. On top of that, Life Cycle Assessment (LCA) is considered the main technique used for determining the environmental profile of products. However, there are still gaps concerning the assessment of product's impacts from the perspective of Ecosystem Services (ES), especially when the production activity demands the use of natural resources, this has being an aspect that can interfere in the provision of ES. The aim of this study is to determine the Net Environmental Performance (NEP) of different dairy production systems. Consequently a case study was conducted in a farm characterized as confined compost barn, located in the southwest of the state of São Paulo, using 1 kg of raw milk with average fat (3.75%) and protein (2.97%) correction as the functional unit. A framework was applied to calculate the NEP by combining LCA with SE, where the ecosystem impacts and benefits were converted into monetary units. To interpret of the results, a scenario was performed to compare the system studied together with confined and semi-confined milk production systems in the regions of Paraná and Minas Gerais. The NEP was calculated only for a gate-to-gate system view, presenting an average value of R\$ -0.05 BRL/kg FPCM milk, for the case study system. The other milk production scenarios in Brazil also presented negative NEP, meaning that the environmental impacts were greater than the benefits generated on each system. Finally, it is feared that the steps developed in this study for the calculation of the DAL can be used in further case studies considering also an ecological, SE-oriented view and from a more completed perspective in the product life cycle view, i.e. cradle-to-grave.

Keywords: Ecosystem services, Life cycle management, Milk production, Environmental performance

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Estrutura metodológica da ACV	15
Figura 2 - Interação entre os tipos de capitais e os SE para o fornecimento do bem estar humano	18
Figura 3 - Classificação MEA	20
Figura 4 - Representação da estrutura hierárquica da CICES	22
Figura 5 - Modelo Cascata de Serviços Ecossistêmicos.....	23
Figura 6 - Evolutivo das publicações mapeadas sobre ACV e SE na produção de leite.....	30
Figura 7-Interseção entre a Bioeconomia e a Economia circular	31
Figura 8 -A) Classificação dos artigos mais relevantes de ACV e SE quanto às áreas prioritárias da Bioeconomia e B) sua relação com os ODS da Agenda 2030.	33
Figura 9 - Classificação da pesquisa	37
Figura 10 - Procedimento metodológica para a RBS	37
Figura 11 - Localização da fazenda leiteira (Angatuba, Estado de São Paulo, Brasil)	38
Figura 12 - Sistema confinado compost barn de produção de leite: (A) e (B) visão geral do galpão de confinamento; (C) alimentação do gado e (D) animais descansando no processo de ruminação	39
Figura 13 - Descrição do sistema de produto	41
Figura 14 - As relações mapeadas no manual do método Environmental Prices.....	50
Figura 15 - Representação do sistema de produto dos sistemas confinado e semi confinado .	54
Figura 16 - Etapas para a Avaliação dos Serviços Ecossistêmicos	56
Figura 17- Descrição do modelo integrado em três etapas.....	57
Figura 18 - Desempenho ambiental líquido de diferentes sistemas de produção de leite	66
Figura 19 -Contribuição relativa dos diferentes insumos e atividades do processo alimentação do animal por kg de leite FPCM.....	68
Figura 20 - Contribuição relativa dos diferentes insumos e atividades do processo manejo do rebanho por kg de leite FPCM.....	68
Figura 21 - Contribuição relativa dos diferentes insumos e atividades do processo manejo de dejetos por kg de leite FPCM	70
Figura 22 - Custo de compensação ambiental total por processo elementar (R\$/kg de leite FPCM)	71
Figura 23 - Custo de compensação ambiental por categorias de impacto (R\$/kg de leite FPCM)	72

Figura 24 - Comparação dos métodos de monetização aplicados na ponderação dos impactos ambientais por processo elementar (R\$/kg de leite FPCM)	73
Figura 25 - Análise dos impactos ambientais dos cenários metodológicos (alocação).....	75
Figura 26 - Análise de cenário metodológicos considerando a monetização dos resultados ...	75
Figura 27- Impactos ambientais em diferentes sistemas de produção de leite	77
Figura 28 - Monetização dos impactos de diferentes sistemas de produção de leite	78
Figura 29 - Emissões diretas de CO2 de diferentes sistemas de produção de leite.....	79
Figura 30 - Valorização dos benéficos dos SE para cada processo elementar	81
Figura 31- Desempenho ambiental líquido de diferentes sistemas de produção de leite	83
Figura 32 - Desempenho ambiental líquido de diferentes sistemas de produção de leite	84

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Visão geral do rebanho da fazenda e dados de produção.....	40
Tabela 2- Participação dos produtos do processo de manejo de rebanho (1 kg FPCM).....	42
Tabela 3 - Inventário do processo de alimentação animal por UF (1 kg de leite FPCM).....	44
Tabela 4 - Inventário do processo de manejo do rebanho por UF (1 kg de leite FPCM).....	45
Tabela 5 - Inventário do processo de manejo dos dejetos por UF (1 kg de leite FPCM).....	46
Tabela 6 - Características dos diferentes sistemas de produção de leite nas fazendas analisadas	55
Tabela 7- Principais artigos recentes sobre ACV de sistemas de produção de leite	59
Tabela 8 - Potencial de impacto ambiental para o sistema de produção de leite FPCM.....	64
Tabela 9 - Cenários de sensibilidade para diferentes métodos de alocação	74
Tabela 10 - Valores padrão para capacidade de produção máxima de metano (B_o) (m ³ CH ₄ kgVS).....	108
Tabela 11 - Fatores de conversão de metano para sistemas de gestão de dejetos	109
Tabela 12- Sistema de gestão de resíduos de animais – média regionais para gado.....	109
Tabela 13 - Valores padrão para a quantidade de N retido e CP%	111
Tabela 14 - Valores padrão para frações de perda de nitrogênio devido à volatilização de NH ₃ e NO _x	113

LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Descrição das categorias de Serviços Ecológicos 20	20
Quadro 2 - Processos adotados na modelagem da Avaliação do Ciclo de Vida de 1 kg de leite FPCM 51	51
Quadro 3 - Mapeamento e Classificação dos SE conforme a tipologia CICES para o processo de armazenamento de insumos (1 kg de leite FPCM) 82	82
Quadro 4 - Divisão da população de gado leiteiro 104	104
Quadro 5 - - Classificação da população de gado leiteiro adotada nesse estudo..... 105	105
Quadro 6 - Fatores de conversão de Metano para vacas/búfalos 106	106
Quadro 7- Insumos de entrada dos sistemas de produção de leite avaliados neste estudo..... 114	114

LISTA DE ABREVIATURAS

ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
ICV	Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida
ASE	Avaliação de Serviços Ecossistêmicos
BC	Bioeconomia Circular
CN	Capital Natural
DAL	Desempenho Ambiental Líquido
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
ISO	<i>International Organization For Standardization</i>
LCA	<i>Life Cycle Assessment</i>
REPA	<i>Resource and Environmental Profile Analysis</i>
SE	Serviços Ecossistêmicos
UF	Unidade Funcional
UFSCar	Universidade Federal de São Carlos

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO E JUSTIFICATIVA	14
1.2 OBJETIVOS	16
1.1.2 Objetivo específicos	16
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
2.1 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	14
2.2 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS	16
2.2.1 Classificação dos Serviços Ecosistêmicos	19
2.2.2 Modelo Cascata para Avaliação dos Serviços Ecosistêmicos	22
2.2.3 Avaliação dos Serviços Ecosistêmicos (ASE)	24
2.3 INTEGRAÇÃO ACV e SE	25
2.4 MERCADO DA PRODUÇÃO DE LEITE	27
2.4.1 Sistemas de produção de leite	27
2.4.2 ACV e SE sobre a produção de leite	29
2.5 ACV e SE: CONECTANDO A BIOECONOMIA CIRCULAR	31
2.5.1 Principais estratégias da bioeconomia circular: resíduos agropecuários	34
3 MÉTODO DE PESQUISA	36
3.1 ABORDAGEM DE PESQUISA	36
3.2 PESQUISA BIBLIOGRÁFICA	37
3.3 DESCRIÇÃO DO ESTUDO DE CASO	38
3.4 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	40
3.4.1 Definição de objetivo e escopo	40
3.4.2 Análise do Inventário do Ciclo de Vida	43
3.4.3 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida	49
3.4.4 Interpretação	53
3.5 AVALIAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS	56
3.6 CÁLCULO DO DESEMPENHO LIQUIDO AMBIENTAL (ACV-ASE)	57
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
4.1 RESULTADOS DA RBS SOBRE ACV NA PRODUÇÃO DE LEITE	58
4.2 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE LEITE	64
4.2.1 Monetização dos impactos da ACV	71
4.2.2 Análise de sensibilidade sobre o método de AICV com ponderação monetária	72

4.2.3	Análise de sensibilidade sobre diferentes critérios de alocação	73
4.2.4	Análise de cenários: diferentes sistemas de produção de leite no Brasil	76
4.2.5	Análise sobre as emissões de carbono em diferentes cenários de produção	78
4.3	AVALIAÇÃO, CLASSIFICAÇÃO E MAPEAMENTO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS	80
4.4	DAL DE DIFERENTES SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE LEITE NO BRASIL	83
4.5	IMPLICAÇÕES DA PESQUISA	84
5	CONCLUSÃO	88
	REFERÊNCIAS	90
	APÊNDICE A - Cálculo para estimação de emissões para pecuária	103
	APÊNDICE B - Diferenças nos itens de entrada dos inventários do ciclo de vida dos sistemas avaliados neste estudo	114

1 INTRODUÇÃO

Neste capítulo de introdução é apresentado a contextualização e a justificativa do tema de estudo (seção 1.1), além da descrição dos objetivos (seção 1.2).

1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO E JUSTIFICATIVA

Nos últimos vinte anos a produção mundial de leite bovino cresceu por volta de 339 milhões de toneladas (EMBRAPA, 2020). Este crescimento está atrelado à importância do produto na nutrição humana (O'BRIEN *et al.*, 2015; GARCIA *et al.*, 2019) bem como na intensificação dos sistemas de produção de leite (LOVARELLI *et al.*, 2020).

No entanto, existe uma preocupação dos consumidores e formuladores de políticas públicas voltadas para a produção mais sustentável do leite (YORK *et al.*, 2018; NILES *et al.*, 2019). De acordo com York *et al.*, (2018) o Brasil é o segundo país com maior emissão de metano entérico proveniente deste setor. Entretanto, para minimizar tais impactos ambientais é necessário um conhecimento completo dos impactos atuais existentes, bem como das práticas adotadas que afetam os variados tipos de sistemas de produção do leite.

Existem diversos sistemas de produção de leite e o tipo adotado influencia na produtividade, eficiência e, também, na geração de impactos ambientais. No Brasil, a estrutura típica de produção de leite é caracterizada por uma enorme heterogeneidade, como a raça do rebanho, dieta e gerenciamento (ASSIS *et al.*, 2005; AGOSTINHO *et al.*, 2019), o que implica na necessidade de uma análise aprofundada dos impactos ocasionados nesses sistemas de produção.

Para isso a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é a técnica amplamente utilizada para a determinação do perfil ambiental dos produtos e ganhou atenção nos últimos anos para a avaliação de bioprodutos devido à preocupação com a Bioeconomia (LOVARELLI *et al.*, 2020; SILVA *et al.*, 2021; RAMPASSO *et al.*, 2021). Schueler *et al.*, (2018) afirma que a ACV tem um papel importante para contribuir com a sustentabilidade nas fazendas leiteiras. Como exemplo, por meio da avaliação dos principais *hotspots* ambientais e análise de *trade-offs*, para que, assim, possa proporcionar melhorias no processo produtivo, visando a redução do impacto ambiental, rumo ao desenvolvimento sustentável (LEIVA *et al.*; 2017).

No entanto, ainda existe uma lacuna quanto a avaliação dos impactos ambientais da ACV sob a perspectiva dos Serviços Ecossistêmicos (SE) (D'AMATO *et al.*, 2020).

Principalmente, no que diz respeito a fase de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) na avaliação dos impactos sobre os SE (OTHONIEL *et al.*, 2016). Em conceito, os SE são as contribuições econômica e social que a natureza traz para os seres humanos, como o fornecimento de água, alimentos, regulação do clima (D'AMATO *et al.*, 2018). Dessa forma, a exploração de recursos e a perda da biodiversidade interfere no fornecimento desses serviços para a sociedade e as indústrias (WINTER *et al.*, 2017). Por sua vez, as indústrias, como as do setor lácteo e as fazendas leiteiras, precisam dos SE em seus processos produtivos, principalmente, por fazer o uso direto da terra e demandar por recursos naturais, insumos e boas condições atmosféricas (D'AMATO *et al.*, 2020). Assim, a análise dos SE possui um papel importante na avaliação da sustentabilidade (OTHONIEL *et al.*, 2016), pois a redução os impactos ocasionados ao meio ambiente pela ação humana, interfere diretamente no fluxo desses serviços que depende de um ecossistema em bom estado de conservação, para que a natureza possa contribuir para a economia e o bem-estar da sociedade.

Um dos conceitos recentemente desenvolvidos para se estabelecer o desenvolvimento sustentável e econômico entre processos de produção e o meio ambiente, é a Bioeconomia circular (BC) (SANZ-HERNÁNDEZ, 2019). A BC é desenvolvida incorporando os aspectos econômicos, sociais e ecológicos (D'AMATO *et al.*, 2020). A sua busca demanda uma mudança de paradigmas nos sistemas de produção, adaptando-se a alternativas renováveis de energias e de utilização de insumos (SANZ-HERNÁNDEZ, 2019). Segundo a WBCSD (2017) a transição para uma economia de base biológica é a única solução para combater os cinco maiores desafios ambientais enfrentados na atualidade, que são: alterações climáticas, escassez de recursos, perda da biodiversidade, mudança no uso da terra e a perda e desperdício de alimentos.

Nesse sentido, a produção de leite tem relação direta com as mudanças no uso da terra, uso dos recursos naturais e as alterações climáticas. Assim, focar na Bioeconomia circular é uma forma de buscar permitir a redução do ônus ambiental que a atividade produtiva gera, como por meio de estratégias vinculadas aos resíduos agropecuários advindos deste setor. Além disso, tais estratégias dessa nova economia podem servir de base para avaliações quantitativas de impactos ambientais, por exemplo, por meio da ACV e/ou da Avaliação de Serviços Ecossistêmicos (ASE).

Adicionalmente, nos últimos anos diversos estudos foram conduzidos para a comparação dos impactos ambientais em diferentes tipos de sistemas de produção de leite (SALOU *et al.*, 2017; SALVADOR *et al.*, 2017; CHOBTANG *et al.*, (2017) STYLES *et al.*, 2018; JAYASUNDARA *et al.*, 2019; LACA *et al.*, 2020). Outros estudos foram direcionados

para propostas que visam a redução dos impactos ambientais por meio de melhorias na alimentação animal, eficiência no processo produtivo e no manejo do rebanho (BACENETTI *et al.*, 2016; LIANG *et al.*, 2017; JAYASUNDARA *et al.*, 2019; SALOU *et al.*, 2019). Entretanto, ainda não foi encontrado na literatura estudos sobre a produção de leite que quantifique, em termos monetários, não apenas os impactos ambientais, mas, também, os seus SE relacionados, integrando e combinando os resultados das duas ferramentas, ACV e ASE. A integração de ambas as ferramentas tende a possibilitar uma visão mais completa de todo o sistema produtivo, considerando tanto os aspectos ambientais quanto os ecológicos, auxiliando – ainda mais – na tomada de decisão.

Para isso, as questões norteadoras desta pesquisa são: “Qual é o desempenho ambiental líquido de diferentes sistemas de produção de leite no Brasil?”. Este estudo torna-se relevante pois fornece a compreensão dos impactos ambientais e dos benefícios dos ecossistemas a um grupo amplo de partes interessadas para o contexto agropecuário, utilizando-se de métricas monetárias, além de colaborar com a lacuna metodológica da integração da ACV e SE.

1.2 OBJETIVOS

A partir do contexto apresentado, foram traçados o objetivo geral e os objetivos específicos para a condução deste estudo.

1.1.1 Objetivo geral

O objetivo geral do presente trabalho é determinar o Desempenho Ambiental Líquido de diferentes sistemas de produção de leite no Brasil.

1.1.2 Objetivo específicos

Com o intuito de alcançar o objetivo geral, descrito anteriormente, os seguintes objetivos específicos foram definidos:

- a) Identificar literatura os principais estudos e aplicações sobre a ACV e SE;
- b) Avaliar e monetizar os impactos ambientais de diferentes sistemas de produção de leite no Brasil;
- c) Mapear e Classificar os Serviços Ecossistêmicos finais relacionados a produção de leite;
- d) Elaborar um *framework* para integrar e combinar os resultados da ACV e SE.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo apresenta o embasamento teórico dos temas que abrangem esta dissertação. Para isto, está formado por sínteses da literatura sobre os três grandes temas de pesquisa, que são: 2.1) Avaliação do Ciclo de Vida; 2) Serviços Ecossistêmicos e 2.3) Bioeconomia. Além disso, foi apresentado, também, o panorama geral sobre o mercado e as atividades do ciclo de vida para a produção de leite no Brasil.

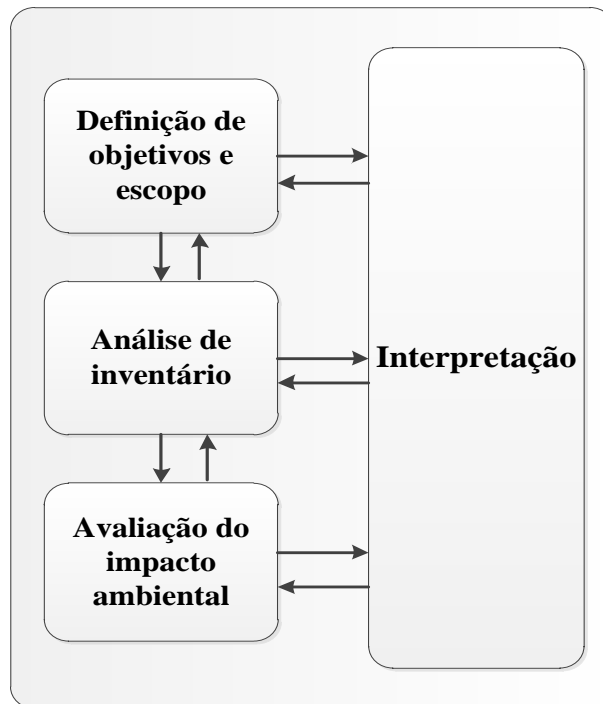
2.1 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A técnica da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem como principal enfoque a quantificação dos possíveis aspectos e impactos ambientais potenciais, ao longo de todo o ciclo de vida de um produto (bens ou serviços), processo e/ou tecnologia (ABNT, 2009a). A abordagem orientada para o ciclo de vida permite avaliar um produto em todas as fases do seu processo produtivo, considerando, também, o seu fim de vida, ou seja, desde extração da matéria prima até o descarte final (HEISKANEN *et al.*, 2002; HELLWEG; MILÁ I CANALS, 2014). Este termo é conhecido na literatura pela expressão do “berço ao túmulo”, contemplando assim, uma visão holística de todo o processo.

A ACV se tornou a principal ferramenta para avaliação do perfil ambiental, sendo padronizada pelas normas ISO 14040 (*Environmental management – Life CycleAssessement – Principlesand framework*) e ISO 14044 (*Environmental management – Life CycleAssessement – Requirementesandguidelines*). No Brasil, essas normas são transcritas pela ABNT NBR ISO 14040:2009 – Gestão Ambiental – Avaliação de ciclo de vida – Princípios e estrutura e a ABNT NBR ISO 14044:2009 – Gestão Ambiental – Avaliação de ciclo de vida – Requisitos e orientações.

A estrutura metodológica para a aplicação desta técnica (Figura 1) consiste em quatro fases, que são: 1) Definição de objetivo e escopo; 2) Análise de Inventário do Ciclo de Vida (ICV); 3) Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) e; 4) Interpretação dos resultados.

Figura 1- Estrutura metodológica da ACV



Fonte: Adaptado ABNT (2009)

A primeira fase da ACV é a definição do objetivo e escopo, ou seja, a fase de planejamento do estudo. Nesta fase é definido o objetivo da aplicação desta técnica, bem como as razões para a realização do estudo e o público alvo. Ainda, nesta fase, deve-se cumprir com alguns requisitos que são essenciais para o andamento do estudo, como a definição do escopo. Para esta definição, a Norma ABNT (2009) lista os seguintes itens: sistema e função do produto, Unidade Funcional (UF), fronteira do sistema, procedimento de alocação, possíveis pressupostos, limitações, requisitos da qualidade dos dados, escolha do tipo de revisão crítica e, por fim, o tipo de formato de divulgação dos dados.

Na segunda fase da ACV, tem-se a construção do Inventário do Ciclo de Vida (ICV), onde todas os dados de coleta das entradas (energia, recursos, materiais) e saídas (fluxos de emissões, produtos, coprodutos) do sistema de produto são registradas e quantificadas. É válido ressaltar, que todos os resultados desta etapa devem estar de acordo com a UF estabelecida na primeira fase da ACV.

A terceira fase, refere-se à Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV), que correlaciona os dados do inventário (etapa 2) com os indicadores de impacto ambiental (SILVA *et al.*, 2014a). De acordo com a norma ABNT (2009) esta fase divide-se em três etapas: 1) seleção das categorias de impactos, modelos de caracterização e indicadores; 2) Classificação dos resultados do ICV com as categorias de impacto e; 3) caracterização dos resultados em

unidade comum dos indicadores. As etapas 2 e 3, podem ser realizadas automaticamente em *software* de ACV, como exemplo o GaBi, SimaPro e OpenLCA.

Além dessas três etapas da AICV, existem alguns itens opcionais, como a normalização, agrupamento e ponderação. A normalização tem como objetivo entender a magnitude dos resultados dos indicadores de impactos, buscando por um valor de referência que pode auxiliar na comunicação dos resultados; o agrupamento, por sua vez, é a agregação de categorias de impacto a uma única base, por exemplo como em escalas de saídas regionais, locais ou até mesmo globais; já a ponderação é a conversão dos resultados dos indicadores em fatores numéricos (ABNT, 2009).

Por fim, na última fase da ACV, interpretação, é realizada a análise dos resultados de acordo com os objetivos definidos no estudo. Essa análise pode ser realizada também por meio de avaliação de sensibilidade e/ou consistência dos dados, visando investigar as escolhas metodológicas que foram definidas na primeira fase. É válido ressaltar que a estrutura da ACV não segue um fluxo único, ou seja, é uma técnica iterativa, onde as decisões podem ser redefinidas ao longo do estudo, pois à medida que for adquirindo mais informações do sistema de produto, as escolhas pré definidas podem sofrer alterações.

Por fim, a aplicabilidade desta técnica varia desde a implementação de melhorias no processo, como exemplo, a substituição de materiais e/ou redução de seu consumo, bem como, auxiliar na tomada de decisões a nível governamental. Para isto, a ACV apresenta duas perspectivas, que são: atribucional (ALCA) e consequential (CLCA). A perspectiva atribucional consiste nos impactos ambientais originados a partir do mapeamento das emissões e fluxos de recursos do sistema de produto, sendo este a escolha deste estudo. Enquanto a consequential, tem uma visão mais ampla, voltada para as consequências originadas das tomadas de decisões a partir da ACV (HAUSCHILD *et al.*, 2018).

2.2 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

De acordo com uma das principais definições sobre este tema, os Serviços Ecosistêmicos (SE) “são os benefícios para a população humana que derivam, direta ou indiretamente, das funções ecossistêmicas” (COSTANZA *et al.*, 1997). Essas funções são os fenômenos que promovem o agrupamento entre os elementos estruturais existentes dentro de um ecossistema, tais como as funções de transferência de energia, regulação de gases, ciclo da água e a ciclagem de nutrientes (DALY; FARLEY, 2004).

A história moderna dos SE e suas funções remontam ao final da década de 1970, quando diversos autores começaram a apresentar para a sociedade sobre a importância dos ecossistemas

naturais e da biodiversidade (GÓMEZ-BAGGETHUN *et al.*, 2010). Segundo os autores, nessa época, a literatura científica estava começando a destacar a relação entre os aspectos ecológicos e econômicos. No entanto, no ano de 1981, o termo de SE foi introduzido, pela primeira vez, por Ehrlich; Ehrlich (1981), que relatavam sobre as causas e consequências da perda da biodiversidade. A partir disso, mais estudos (EHRlich; MOONEY, 1983; DE GROOT, 1987) foram desenvolvidos com o intuito de mostrar como a perda da biodiversidade pode impactar as funções ecossistêmicas (GÓMEZ-BAGGETHUN *et al.*, 2010).

No ano de 1997, Costanza *et al.*, (1997) estabelecem um marco teórico na literatura sobre a valorização global dos Serviços Ecossistêmicos e do Capital Natural (CN). Este estudo foi pioneiro na estimação do valor econômico dos SE mundial, além de estimular os desenvolvimentos de métodos para tal finalidade. Todavia, somente no ano de 2005, este tema passou a ganhar notoriedade com a publicação das Nações Unidas sobre a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA) (COSTANZA *et al.*, 2014). Esta publicação foi resultado de um trabalho desenvolvido ao longo de quatro anos por diversos cientistas, com o intuito de auxiliar na tomada de decisão sobre as relações entre as mudanças dos ecossistemas e o bem estar humano (MEA, 2005).

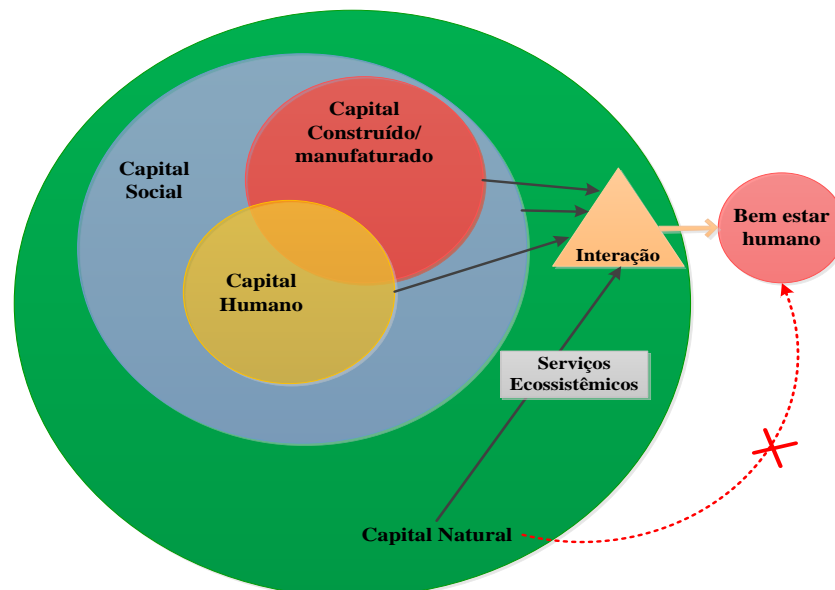
Assim, o tema de SE se expandiu ao longo dos anos entre as comunidades científicas e nas políticas públicas (BRAAT; DE GROOT, 2012). Como exemplo, passou a ser pauta de grandes mídias relevantes, redes de cientistas e associações de empresas mundiais, como a *World Business Council for Sustainable Development* (WBCSD) e a *Ecosystem Services Partnership* (EPS). Tais pautas foram direcionadas para iniciativas para o melhor entendimento, aplicação, avaliação, modelagem e valorização dos SE (COSTANZA *et al.*, 2014).

Adicionalmente, em uma abordagem mais direta, MEA (2003) apresenta o conceito de que os “Serviços Ecossistêmicos são os benefícios que as pessoas recebem dos ecossistemas”. Tais benefícios podem incluir a produção de produtos, como os alimentos, combustíveis e fibras; a regulação climática, controle de diversas doenças e, também, os benefícios intangíveis, como os aspectos espirituais e estéticos, promovendo o lazer e o bem-estar (MEA, 2003).

Nota-se que a definição de Costanza *et al.*, (1997) sobre SE, apresentada no início deste tópico, parte do princípio de que os benefícios são resultantes das funções do ecossistema. Entretanto, de forma complementar, tem-se também que os SE “consistem nos fluxos de materiais, energia e informações de estoques de Capital Natural (CN), que se combinam com os serviços de Capital humano e Capital manufaturado para produzir o bem-estar humano” (CONSTANZA *et al.*, 1997). Esses fluxos de materiais e energias são essas funções ecossistêmicas, que quando se misturam com os demais tipos de capitais produzem os bens e

serviços. Sabem-se que existem diversos tipos de capitais, alguns deles foram mencionados anteriormente, como o capital humano (pessoas/corpos, conhecimento), capital social (comunidades), capital manufaturado (máquinas, edifícios, estradas), capital intangível (informações) e o capital natural (árvores, minerais, ecossistema) (COSTANZA *et al.*, 1997). Adicionalmente, Mace (2019) relata que, basicamente, os três principais tipos de capitais são: 1) manufaturado ou produzido; 2) humano; e o 3) natural. É importante conceituar o termo de Capital Natural (CN), visto que, ambos os termos (SE e CN), na maioria das vezes, aparecem na literatura acompanhados e sendo propícios à confusões conceituais. De acordo com Mace (2019), o termo CN são os estoques de ativos que suportam os fluxos de benefícios para a sociedade, sendo este, atrelado aos SE e indispensáveis para o bom funcionamento da vida na terra. Para Costanza *et al.*, (1997) tanto o SE quanto o CN contribuem para o bem estar humano e representam parte do capital econômico de todo o planeta. A Figura 2 exemplifica a interação entre os tipos de capitais e os serviços ecossistêmicos para produzir os benefícios para o bem estar humano.

Figura 2 - Interação entre os tipos de capitais e os SE para o fornecimento do bem estar humano



Fonte: Adaptado de COSTANZA *et al.*, (2014).

Nota-se, a partir da Figura 2, que o capital natural engloba todos os tipos de capital (social, humano e construído) que se interagem para enviar retorno positivo à sociedade. Entretanto, os ecossistemas não proporcionam benefícios sem a presença dos demais tipos de capitais, ou seja, os SE não fluem diretamente do capital natural para a sociedade, pelo contrário, é necessário passar pela interação com os demais tipos de capitais para proporcionar o bem estar humano

(CONSTANZA *et al.*, 2014). Assim, a partir dessa perspectiva, Costanza *et al.*, (2014) relata que “os Serviços do Ecossistema é a contribuição relativa do Capital Natural”. O grande desafio, segundo os autores, é quantificar essa parcela de contribuição dos estoques de ativos, para que sejam ajustados e, dessa forma, aumentar o bem estar humano.

Para isso, iniciativas sustentáveis voltadas para a conservação e o uso dos ecossistemas da terra se tornam indispensáveis, principalmente, neste percurso rumo ao desenvolvimento sustentável (MEA, 2003).

Nesse contexto, com o propósito de colaborar com tais iniciativas foram propostas classificações dos SE, como a *Economics of Ecosystem and Biodiversity* (TEEB, 2010), a *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES – <https://cices.eu/>) (HAINES-YOUNG E POTSCHIN 2013) e o Modelo Cascata para avaliação dos SE (POTSCHIN e HAINES-YOUNG, 2017). Uma revisão mais aprofundada dessas classificações é fornecida na próxima seção.

2.2.1 Classificação dos Serviços Ecossistêmicos

Diversas tentativas de vincular o funcionamento dos ecossistemas com o bem estar humano foram desenvolvidas nas últimas décadas (TEEB, 2010). No entanto, devido aos vários debates e conceptualização deste tema torna-se importante classificar os SE. A classificação tem como intuito facilitar a sua comunicação e aplicabilidade. De acordo com Costanza *et al.*, (2008) a complexidade dos ecossistemas foi um dos principais motivadores para o desenvolvimento de iniciativas para a sua classificação. Neste trabalho, são apresentadas as três principais tipologias, a saber, MEA (2003), TEEB (2010) e CICES (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2013).

A Classificação proposta por *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA) foi desenvolvida com base em estudos anteriores que permitiram uma análise sistemática sobre este tema, tais como o estudo de Costanza *et al.*, (1997); Daily (1997) e De Groot *et al.*, (2002). Tal classificação reconhece quatro categorias de SE, que são: Provisão/Abastecimento, Regulação, Cultura e Suporte. O Quadro 1 apresenta as descrições dessas categorias, de acordo com MEA (2003).

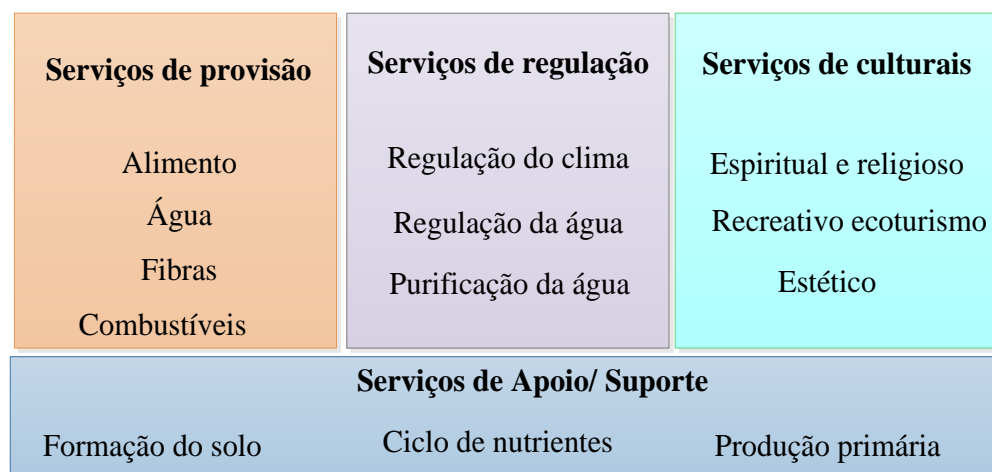
Quadro 1- Descrição das categorias de Serviços Ecossistêmicos

Serviços Ecossistêmicos	
Categoria	Descrição
Provisão	Referem-se à capacidade dos ecossistemas em produzir e fornecer alimentos e materiais. Isto inclui a produção de alimentos e fibras derivados de plantas e animais e/ou produzidos em sistemas agrários; medicamentos e a provisão de origem biótica e abiótica, como a água, combustíveis fósseis e renováveis.
Regulação	São os benefícios obtidos por meio dos processos regulatórios dos ecossistemas, ou seja, a capacidade do sistema em se autorregular. Tal regulação está relacionada com os processos ecológicos da biosfera, que são capazes de manter o funcionamento na vida na terra, como o controle biológico e a regulação climática.
Cultural	São os bens não materiais que os ecossistemas podem proporcionar aos seres humanos, por meio de experiências espirituais, cognição, reflexão e lazer.
Suporte	Os serviços de suporte dão sustentação para que os demais serviços, descritos anteriormente, possam ocorrer. A principal diferença é que seu impacto sobre as pessoas é manifestado de forma indireta ou ao longo do tempo, como a fertilidade do solo e a produção de oxigênio atmosférico.

Fonte: Adaptado de MEA (2003)

Adicionalmente, para facilitar o entendimento quanto ao tema, a Figura 3 mostra uma representação com as categorias descritas anteriormente e seus respectivos exemplos.

Figura 3 - Classificação MEA



Fonte: Adaptado de MEA (2003)

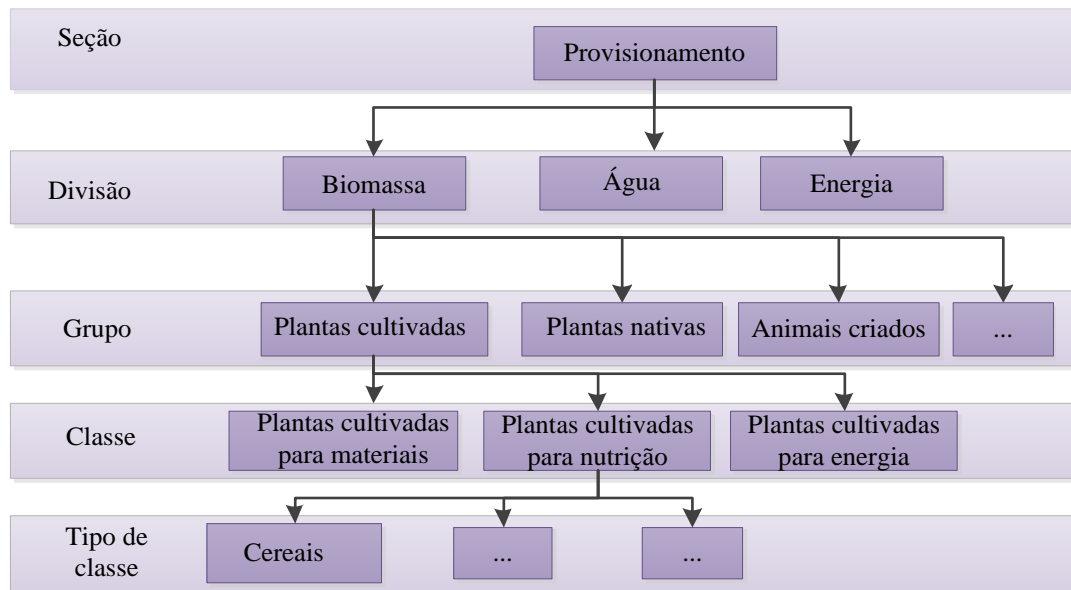
Nota-se, na representação acima, que os SE englobam diversos bens essenciais para a sobrevivência humana. Vale ressaltar, que alguns desses serviços podem ser classificados em duas categorias, como no caso do controle de erosão, pertencendo tanto ao serviço de regulação quanto ao de suporte, todavia, o que determinará a sua diferenciação é a escala temporal e o quanto impactará sobre a vida das pessoas (MEA, 2003).

Embora o MEA (2003) tenha sido uma das principais iniciativas para o reconhecimento dos SE alguns questionamentos surgiram quanto à essa publicação. Tais críticas remontam, principalmente, sobre a classificação dos serviços de regulação e dos serviços de suporte.

Dessa forma, com uma proposta direcionada para os valores econômicos das mudanças do ecossistema, foi desenvolvido, na sequência, a *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB). Este projeto é uma iniciativa internacional, proposta pelas Nações Unidas, que visa a integração dos SE e da biodiversidade nas questões políticas e econômicas (TEEB, 2010). A tipologia proposta pelo TEEB segue a classificação do MEA, no entanto, tem uma diferença quanto aos serviços de suporte. Tal diferença, diz respeito a omissão desta categoria, sendo considerada como um subconjunto dos processos ecológicos na categoria de regulação (TEEB, 2010). Além disso, teve-se a inserção de uma nova categoria: habitat ou serviços de suporte. Tal categoria refere-se à capacidade dos ecossistemas fornecerem áreas para as espécies migratórias (viveiros) e/ou protetoras do *pool* genético.

Por fim, em uma proposta mais abrangente, a Classificação Internacional Comum dos Serviços Ecossistêmicos (CICES), foi elaborada a partir do trabalho de contabilidade ambiental da Agência Europeia do Meio Ambiente (CICES, 2013), com o intuito em estabelecer uma classificação internacional e padronizada. A tipologia CICES complementa as outras classificações (MEA e TEEB), no entanto, possui uma estrutura hierárquica, com níveis de detalhamento, composta por três seções, oito divisões, vinte grupos, quarenta e oito classes e, também, os tipos dessas classes. Esta estrutura permite que os estudos sejam desenvolvidos em diversas resoluções temáticas e espaciais, para fins comparativos (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2013). A Figura 4 exemplifica o funcionamento da classificação CICES.

Figura 4 - Representação da estrutura hierárquica da CICES



Fonte: Adaptado de Haines-Young, R.; Potschin, M. B (2018)

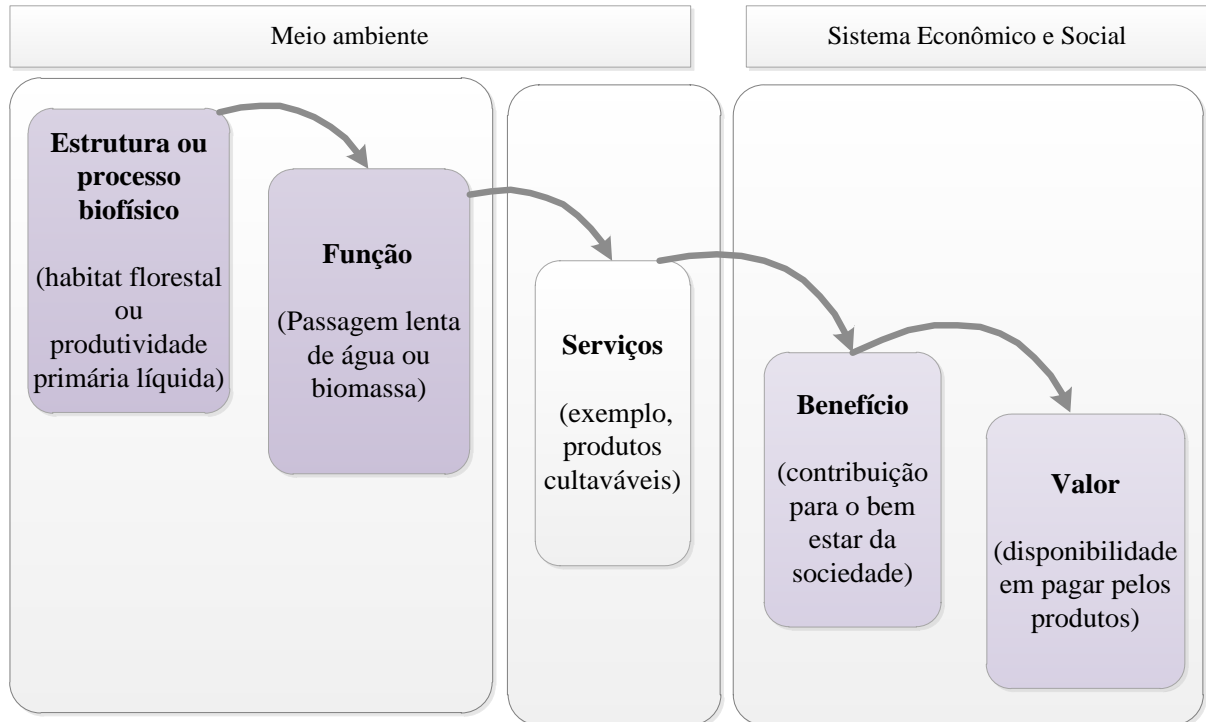
A estrutura hierárquica segue de uma classificação mais geral para uma classificação mais específica. A seção, corresponde aos SE reconhecidos pela CICES, que são: provisão, regulação e manutenção e cultura. Os serviços de suporte/apoio não foram incluídos nesta classificação, pois são considerados como estruturas e processos e/ou serviços intermediários que dão origem aos SE (CICES, 2021). Os níveis finais (classe e tipo de classe) são os Serviços Ecosistêmicos finais potenciais, sendo este, uma das principais características da CICES em relação às demais classificações. De acordo com Haines-Young; Potschin (2013) os serviços finais são aqueles que impactam diretamente no bem estar dos seres humanos e na economia, considerados como os produtos dos ecossistemas e caracterizados, como naturais, seminaturais ou altamente modificados. Dessa forma, a tipologia CICES tende a ter mais aplicabilidade para um contexto limitado aos serviços finais.

2.2.2 Modelo Cascata para Avaliação dos Serviços Ecosistêmicos

O conceito de serviços em cascata foi proposto por Haines-Young; Potschin (2010) com o intuito em avaliar a provisão dos SE de forma estruturada. O modelo diferencia as estruturas e processos ecológicos (características do ecossistema) dos benefícios e valores, possibilitando a ligação entre essas duas extremidades de uma “cadeia de produção” (HAINES-YOUNG; POTSCHEIN 2010). Tal estrutura conceitual em cascata, facilita o entendimento dessas ligações e a relação com a natureza e a sociedade, por meio da identificação das estruturas e processos

que sustentam os serviços e, também, dão origem aos benefícios e valores para os seres humanos (Figura 5).

Figura 5 - Modelo Cascata de Serviços Ecosistêmicos



Fonte: Adaptado de Potshin-Young *et al.*, (2017)

De acordo com Rugani *et al.*, (2019) as quatro fases que configuram a abordagem do modelo em cascata de SE: 1) estrutura: refere-se às condições necessária para o funcionamento do ecossistema, como exemplo, *habitat* e os processos biofísicos; 2) função: a capacidade do ecossistema em fornecer serviços, considerando uma perspectiva temporal; 3) benefício: parcela que é utilizada do SE e; 4) valor: geralmente associado ao benefício recebido e podendo ser expresso em diferentes formas, inclusive, a monetária.

Os serviços ecosistêmicos, como já conceituado anteriormente, são os benefícios que a sociedade recebe dos ecossistemas, no entanto, de acordo com Maes *et al.*, (2012) os SE são derivados das funções dos ecossistemas, que representa o fluxo necessário de serviços em relação aos benefícios e valores. Pouschin; Haines-Young (2017) afirmam que os benefícios são algo em que as pessoas atribuem o valor.

Entretanto, considerando em uma visão mais realística, a ligação em cascata não é tão simples e linear como apresentada na figura, contudo, é capaz de proporcionar o entendimento entre as relações dos SE e colaborando para o melhor delineamento das atividades humanas (PAVAN *et al.*, 2018). Sabe-se que as atividades humanas ocasionam impactos para o meio

ambiente, como a poluição, a superexploração de recursos e a perda da biodiversidade. Tais impactos influenciam diretamente ou indiretamente o ecossistema e, conseqüentemente, na oferta desses serviços. Assim, essa estrutura conceitual, quando integrada às questões ambientais, se torna essencial para auxiliar na tomada de decisão.

2.2.3 Avaliação dos Serviços Ecossistêmicos (ASE)

Ainda não existe consenso na literatura a respeito da valorização dos SE (DE SOUZA *et al.*, 2018). Devido a sua complexidade, diversos estudos avaliam diferentes formas em diversas perspectivas (NORGAARD, 2010).

Nesse sentido, Manonen *et al.*, (2016) e Constanza *et al.*, (2017) relatam que em razão da natureza abrangente do conceito de SE, ainda faltam exemplos e aplicações fundamentadas que auxiliam na transformação dos SE em ferramentas práticas, visando a formulação de políticas a nível nacional ou regional. Constanza *et al.*, (2017) reforçam que não existe uma única maneira de avaliar os SE, visto que as conexões entre processos e funções que permeiam os ecossistemas e o bem estar humano são complexas e incompreendidas. Os autores complementam que mesmo que não exista nenhuma valorização e/ou avaliação, o processo de listagem e mapeamento dos SE pode auxiliar no seu reconhecimento perante as políticas públicas.

Braat *et al.*, (2014) afirmam que a valorização é o primeiro passo para a avaliação econômica. Dessa forma, existem várias formas de expressar o valor dos SE, algumas opções são por meio de unidades monetárias, unidades de tempo, de trabalho ou em relação a uma variedade de indicadores (FIORAMONTI, 2014). Tais indicadores servem como via de comparação entre os serviços, com base em sua contribuição relativa quanto aos objetivos individuais e/ou sociais (CONSTANZA *et al.*, 2017). Como exemplo, Constanza *et al.*, (2017) ressalta que os indicadores podem incluir o número de pessoas que se beneficiam dos SE, o custo para obtenção e/ou manutenção, bem como, também, o custo da disponibilidade e/ou substituição dos serviços.

D'Amanto *et al.*, (2020) relatam que muitas pesquisas sobre SE se concentram no desenvolvimento e melhorias de métodos e indicadores biofísicos. Como exemplo, alguns estudos recentes avaliam os SE por meio de indicadores biofísicos e monetários (EYVINDSON *et al.*, 2018; EGGERS *et al.*, 2020; VRABCOVÁ *et al.*, 2020; LUNDHOLM *et al.*, 2020).

Adicionalmente, Manonen *et al.*, (2016) propuseram uma estrutura nacional com 28 indicadores para os SE para o nível macro (10 de provisionamento; 12 de regulação/manutenção

e 6 culturais) sob a perspectiva do modelo em Cascata (ver seção 2.2.2) e a classificação CICES para os SE finais (ver seção 2.2.1). Os autores destacaram que esses indicadores podem servir como medidas para sustentabilidade socioecológica, além de fornecer informações sobre a importância do fornecimento dos SE para a humanidade. Esses indicadores, contemplam as etapas da estrutura em cascata que relacionam os benefícios e valores, destacando, também, a importância social dos SE.

Na proposta de Manonen *et al.*, (2016) a cascata de SE consiste em somente quatro elementos: estrutura, função, benefício e valor para a sociedade. Os autores consideram o elemento “SE” como toda a estrutura em cascata em si, visto que são os benefícios que tem utilidade para os seres humanos, ou seja, os serviços finais.

A partir desta estrutura de indicadores biofísicos e monetários, Vermaat *et al.*, (2020) desenvolvem um modelo que combinam diferentes tipos de uso da terra (estrutura biofísica) com as estimativas de SE finais (benefícios e valores) que são relevantes para o contexto de uma bacia hidrográfica. Entre os principais serviços finais avaliados destacam-se a produção de diversas culturas, leite, carne, energia, água potável e o sequestro de carbono.

Tais estudos considerando as perspectivas de indicadores monetários e biofísicos tendem a fornecer informações para gestores a nível regional e local, colaborando – ainda mais – para a tomada de decisão sustentável (MANONEN *et al.*, 2017). No entanto, como mencionado anteriormente, os caminhos das conexões entre ecossistema e bem estar humano são complexas e uma abordagem pluralista para avaliar os benefícios é recomendada, destacando-se, também, para mais pesquisas voltadas para a avaliação, monitoramento, mapeamento e gerenciamento dos SE em diversas escalas (CONSTANZA *et al.*, 2017). Pensando nisso, alguns estudos vêm propondo a combinação dos SE com outros métodos de avaliação da sustentabilidade, tal como a ACV, no entanto, tais tentativas estão em fase embrionária. O grande desafio, ainda, é abordar toda a complexidade, conexões e interações do ecossistema em modelos dinâmicos e integrados. Na seção a seguir, será apresentada essa relação de forma mais aprofundada, considerando a técnica de avaliação ambiental ACV.

2.3 INTEGRAÇÃO ACV e SE

Atualmente, os estudos estão direcionados para preencher a lacuna presente na integração entre as abordagens de ACV e SE (RUGANI *et al.*, 2019). Para isso, ambas as abordagens devem abranger, de forma sistemática, os impactos das atividades humanas e o fornecimento de SE (LIU *et al.*, 2020).

Integrações que consideram as vias de impacto da AICV em SE foram sugeridas por Pavan; Ometto (2018). Tais interações propostas pelos autores resultaram em um modelo conceitual utilizando elementos do modelo em cascata de SE relacionados ao uso da terra. Nesse sentido, Rugani *et al.*, (2019) propuseram a integração do modelo cascata SE dentro da cadeia de causa e efeito da AICV. Tal estrutura abrange as mudanças do ecossistema para o fornecimento de benefícios (modelo cascata) e o impacto devido à ação humana (AICV), como exemplo, eutrofização e o aquecimento global. Segundo os autores, o modelo cascata complementa a AICV, gerando informações associadas a oferta (fluxos de provisão de SE) e a demanda (impactos ACV), resultando na relação de custo-benefício. Para isso, quatro etapas são propostas, que são: 1) fase do Inventário do Ciclo de Vida; 2) impactos nos processos ecológicos; 3) impactos no SE e; 4) valoração e ciclos de feedback para a tecnosfera. Essas 4 etapas estão em analogia com as etapas do modelo em cascata SE (estrutura, função, benefício e valor). Assim, na etapa 1, referem-se as interações entre os processos da tecnosfera (entradas e saídas do ICV) e o meio ambiente. Essas interações, geram os impactos nos compartimentos ambientais (etapa 2) e no fornecimento dos SE (etapa 3). Por fim, os impactos nos SE tendem a gerar benefícios ou custos para a sociedade (etapa 4) (RUGANI *et al.*, 2019).

Aplicando esta estrutura SE-AICV, para o contexto da produção de arroz, Liu *et al.*, (2020) compararam as mudanças no serviço de provisionamento de SE sobre o manejo da terra. Para isso, os autores utilizam modelos de cultivo de ferramentas determinísticas para a modelagem da cadeia de causa e efeito e a oferta de SE. Os resultados para este caso apontaram um impacto líquido negativo, ou seja, mais impactos prejudiciais nos SE do que os benefícios fornecidos.

Ao contrário da proposta apresentada no estudo anterior, Briones-Hidrovo *et al.*, (2020), propõe uma abordagem metodológica recente que combina e equilibra as duas ferramentas. Tal abordagem realiza uma avaliação independente para ACV e outra para SE, possibilitando uma contabilidade ambiental-ecológica. Para a ACV, os autores avaliam os impactos por meio do método ReCiPe, utilizando-se de fatores de ponderação monetários. Já para o contexto da ASE, a perspectiva monetária foi utilizada, seguindo algumas etapas, que são: 1) Identificação dos SE, benefícios e beneficiários; 2) Definição de escopo da avaliação; 3) Identificação do tipo de ecossistema e; 4) Identificação e aplicação do método monetário.

Nota-se que as etapas seguidas para a avaliação monetária no estudo de Briones-Hidrovo *et al.*, (2020) é semelhante com o modelo em cascata SE, principalmente, na fase de classificação e identificação dos benefícios e beneficiários. Adicionalmente, os métodos monetários que foram utilizados nesse estudo também são semelhantes aos propostos e

utilizados nos estudos de Manonen *et al.*, (2016) e Vermaat *et al.*, (2020).

2.4 MERCADO DA PRODUÇÃO DE LEITE

O leite bovino possui alta representatividade no mercado mundial. No ano de 2019, cerca de 81% da produção corresponde ao leite bovino, seguido pelo leite de búfalo (15%) e o de cabra (4%) (OECD/FAO, 2020). Apesar de o momento de pandemia traz incertezas para todos os setores, presume-se que as cadeias alimentares são as menos afetadas pelas restrições implementadas (OECD/FAO, 2020), visto que é um setor essencial para a sobrevivência humana. Devido a isso, segundo dados da OECD/FAO (2020) o setor de lácteos possui perspectivas de crescimento a uma taxa de 1,9% ao ano até 2029.

No contexto nacional, o Brasil se encontra entre uma das maiores produtoras de leite no mundo (AGOSTINHO *et al.*, 2019). Segundo dados da FAOSTAT (2019), no ano de 2019, o país foi o terceiro maior produtor mundial de leite, com mais de 35 bilhões de toneladas, ficando atrás somente dos Estados Unidos (EUA) e da Índia.

Quando comparado a alguns dados de produção e consumo do leite, tem-se uma produção mundial de 816 milhões de toneladas por ano e cerca de 116 kg/ano são consumidos, por habitante, em forma de leite ou derivados. Nos últimos dez anos, esse consumo no Brasil obteve um aumento anual de 2,7%, ou seja, mais que o dobro em relação a taxa de consumo mundial, que foi de 1,2% ao ano (EMBRAPA, 2019). Sendo assim, a demanda por produtos lácteos está crescendo cada vez em países em desenvolvimento. Isto implica em um aumento da produção de leite para suprir essa necessidade e, conseqüentemente, um aumento nos impactos ambientais, como a emissão de gases de efeito estufa, acidificação e a eutrofização (MUNYANEZA *et al.*, 2019).

2.4.1 Sistemas de produção de leite

Quando se trata de produção de leite uma das principais questões a serem mencionadas é em relação a classificação do tipo de sistema de produção. Essa identificação não é trivial, principalmente, para o caso do Brasil, que possui grande extensão territorial e alta variabilidade em seus sistemas de produção de leite. No entanto, de acordo com Assis *et al.*, (2005) a classificação desses sistemas é essencial para a identificação de gargalos de produção, além de proporcionar melhorias para o desenvolvimento regional.

Para isso existem diferentes tipos de sistemas que variam desde o grau de confinamento do animal até o tipo de tecnologia adotada pela fazenda. Dentre os principais, os mais citados

na literatura são: confinado/intensivo, semiconfinado/semiextensivo e extensivo/pastagem (ARSENAULT, 2005).

Arsenault *et al.*, (2009) destaca que no sistema de produção confinado, a alimentação do gado é realizada através de dieta controlada, por meio de ração comprada ou produzida na propriedade, como o feno/fორragem e sais minerais. Tal sistema é considerado como a de maior produtividade de leite. Já nos sistemas de produção configurados como extensivo, a alimentação base é o pasto, onde somente nos períodos de inverno existe a combinação com concentrados (como exemplo, grão de milho e sorgo) para complementação da dieta (ARSENAULT *et al.*, 2009).

No Brasil, o principal parâmetro da classificação adotada é a produtividade animal em função dos níveis de tecnologia adotado pelos sistemas de produção (ASSIS *et al.*, 2005). Dessa forma, as quatro tipologias de sistemas mais recorrentes são:

- Extensivo/pastagem: animais alimentados à base de pastagens e produção até 1200 litros de leite por vaca/ano;
- Semiextensivo/semiconfinado: animais alimentados de pastagens e com suplementação volumosa em períodos de pasto seco. Produtividade entre 1200 e 2000 litros de leite por vaca/ano;
- Intensivo a pasto: animais alimentados com forragem de alto teor nutricional e com suplementação em períodos de pasto seco, ou ao longo do ano. Produtividade 2000 a 4500 litros de leite por vaca/ano;
- Intensivo/confinado: animais confinados em local fechado e dieta a base de forragens com alta concentração nutricional. Produtividade acima de 4500 litros de leite por vaca/ano.

No entanto, Agostinho *et al.*, (2019) reclassificaram e validaram os tipos de sistemas de produção, para que não houvesse dificuldades no enquadramento nas fazendas leiteiras. A classificação proposta pelos autores segue três tipos, que são: 1) Extensivo: alimentação e criação do gado em pastagem, complemento com forragem suplementar em períodos de seca; 2) Semiconfinado: criação do gado em pastagem e suplementação ao longo do ano todo; 3) Confinado: criação em sistema de confinamento e alimentação somente com ração e forragem o ano todo. Neste estudo, para facilitar a compreensão, será adotado a seguinte nomenclatura: confinado, semiconfinado e extensivo.

Nota-se que a produtividade e o manejo do rebanho (alimentação) são fatores determinantes para a diferenciação da pecuária leiteira nacional. No entanto, é válido ressaltar

que existem outras variáveis que tendem a colaborar para que a estrutura de produção de leite no Brasil seja configurada como heterogênea (ASSIS *et al.*, 2005; AGOSTINHO *et al.*, 2019) como exemplo, as variações culturais, climáticas em cada região, manejo do rebanho, manejo dos dejetos além dos recursos disponíveis (tecnologia), disponibilidade de insumos e a raça/genética do animal.

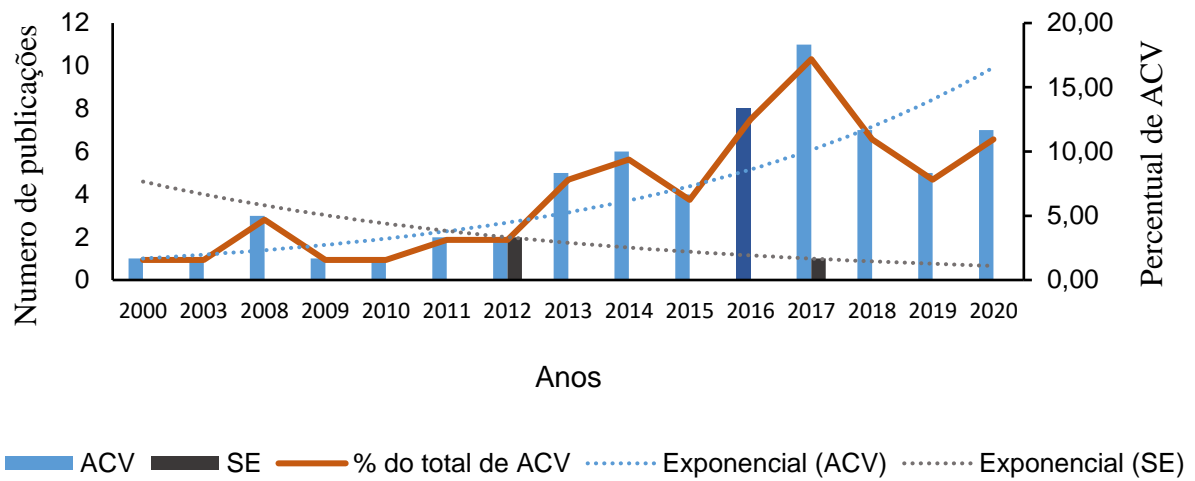
2.4.2 ACV e SE sobre a produção de leite

De acordo com o levantamento realizado por Silva *et al.*, (2021b), ainda não existem estudos que combinem e/ou integrem a técnica da ACV e a ASE para o contexto da produção de leite. Segundo os autores, somente dois estudos (KIEFER *et al.*, 2015; SALVADOR *et al.*, 2016) consideram os SE como um novo procedimento de alocação, sendo este denominado como Alocação Econômica dos Serviços Ecosistêmicos.

A produção do leite é um sistema multifuncional, ou seja, além do produto final (leite cru) tem-se a saída dos coprodutos, tais como a carne, dejetos e/ou alimentos. Nesse contexto, a alocação econômica de SE não considera somente esses produtos como saídas, mas, também, os serviços que são prestados ao meio ambiente, já que em certas regiões existem os pagamentos por serviços agroambientais (KIEFER *et al.*, 2015). Entretanto, para esta alocação, nenhuma avaliação completa foi realizada para a quantificação monetária dos SE. Somente foi considerada a receita líquida agrícola dos pagamentos pelo uso das terras em países europeus. Esta consideração é semelhante ao procedimento de alocação econômica, já conhecido nos estudos de ACV. É válido ressaltar que este tipo de alocação foi direcionado para as fazendas que utilizam pastagens e colaboram para a preservação da raça de animais em extinção e da paisagem natural (serviços culturais), o que leva a ideia de compensação ambiental na forma de pagamentos.

A Figura 6 mostra o evolutivo nas pesquisas de ACV e SE sobre a produção de leite. Como ainda não foi identificado nenhum estudo que abordasse as duas ferramentas, as análises a seguir são realizadas de forma individual para cada tema, dentro do contexto da pecuária leiteira.

Figura 6 - Evolutivo das publicações mapeadas sobre ACV e SE na produção de leite



Fonte: SILVA *et al.*, (2020b)

Nota-se que os trabalhos sobre ACV na produção de leite estão em crescimento, principalmente nos últimos anos (2016-2020) (BALDINI *et al.*, 2017; SILVA *et al.*, 2021b). Em contrapartida, os estudos sobre SE são escassos e direcionados para os impactos do uso da terra sobre os fornecimentos desses serviços. Como exemplo, Van Oudenhoven *et al.*, (2012) apresentam uma estrutura para seleção de indicadores de SE para uma área rural e, por meio dessa estrutura, modelam os impactos no uso da terra considerando a categoria de provisão de alimentos, incluindo o produto leite (PETZ; VAN OUDENHOVEN *et al.*, 2012). Para esse estudo a avaliação dos SE teve uma perspectiva a nível de pastagem/cobertura do solo. Outro estudo evidenciado na revisão de Silva *et al.*, (2021b) foi o de Nordborg *et al.*, (2017), que aborda as limitações do modelo desenvolvido por Koellner *et al.*, (2013) de impactos no uso da terra sobre os SE. Os autores avaliam o modelo em um estudo de caso para a produção de leite e carne, evidenciando os pontos fortes e fracos dos indicadores de SE que foram utilizados neste modelo.

Nota-se que os estudos identificados sobre o tema dos SE para o contexto da produção de leite concentram-se nos impactos relacionados ao manejo da terra e não sobre os benefícios e/ou avaliação desses serviços em si, partindo-se a partir de uma situação de referência, como no caso de uma paisagem, floresta ou área rural. Existe uma limitação nos estudos em abordar os SE a nível micro, de sistema de produto, como é contemplado nos estudos de ACV.

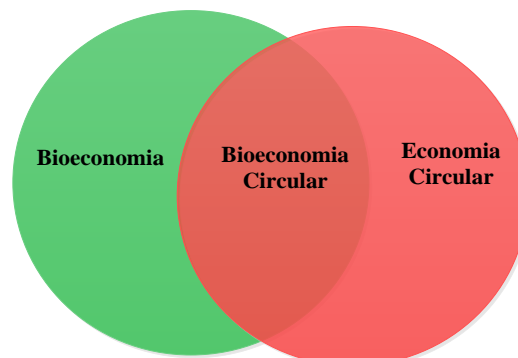
2.5 ACV e SE: CONECTANDO A BIOECONOMIA CIRCULAR

A Bioeconomia moderna teve suas origens nas pautas políticas a partir do século 21 (MCCORMIK; KAUTTO, 2013; NEILL *et al.*, 2020). Entretanto, as primeiras menções sobre o tema permeiam no final do século 20, quando Georgescu-Roegen (1975) evidenciou a perspectiva biofísica para a área econômica. Desde então, o interesse sobre o tema da Bioeconomia é perceptível e crescente devido aos inúmeros benefícios globais que podem ser proporcionados (OCDE, 2009). Tais benefícios abrangem as esferas econômica, social e ambiental. Como exemplo, a geração de empregos (social e econômico) a partir do desenvolvimento de novas tecnologias e produtos com menos impacto ambiental relativo (ambiental).

De acordo com a definição da União Europeia (2012) a Bioeconomia é “uma economia que se utiliza dos recursos biológicos da terra e do mar, bem como os resíduos, incluindo resíduos de alimentos, como insumos para a indústria e a produção de energia”. No entanto, tanto o termo da Bioeconomia Circular (BC) quanto a Economia Circular (EC) possuem o mesmo propósito rumo a uma economia com baixa emissão de carbono. A EC, por sua vez, pode ser definida como a uso otimizado dos recursos de entrada (insumos e energia) e de saída (produtos e subprodutos) dos sistemas produtivos (SALVADOR *et al.*, 2021).

Para Carus; Dammer (2018) e Newton *et al.*, (2017) as duas abordagens são complementares, todavia, a EC direciona-se para a eficiência dos recursos do processo e na utilização de insumos reciclados, para a redução do consumo de carbono fóssil; já a BC orienta-se para a substituição do carbono fóssil por uma opção a partir de biomassa renovável da agricultura, silvicultura e ecossistema marinho, incluindo, também, seus subprodutos e resíduos (CARUS; DAMMER 2018; NEWTON *et al.*, 2017). Assim, para Newton *et al.*, (2017) a BC é a interseção entre a base biológica e EC (Figura 7)

Figura 7-Interseção entre a Bioeconomia e a Economia circular



Fonte: NEWTON *et al.*, (2017)

Segundos os autores, na BC são incluídas as seguintes interfaces entre Bioeconomia e EC, que são: 1) Produtos a partir de recursos biológicos; 2) compartilhamento, reuso, remanufatura e reciclagem; 3) uso em cascata dos materiais; 4) utilização de fluxos de resíduos orgânicos; 5) cadeias de valor e eficiência dos recursos e; 6) reciclagem orgânica e ciclagem de nutrientes. Portanto, a BC advém de uma transição de uma economia baseada na linearidade para uma economia cíclica, com base nos recursos biológicos e renováveis, sendo este, uma das principais premissas para contribuir com o desenvolvimento sustentável.

Atualmente, os esforços globais são direcionados para incentivos em prol de aumentar a produção de produtos de base biológica, como biocombustíveis, bioprodutos e a biomassa renovável. Como exemplo, este tema está em destaque na agenda política de toda a Europa para iniciativas voltadas para o desenvolvimento da Bioeconomia (EC, 2018), abrangendo diversos países como a França, Alemanha, Holanda e os países nórdicos (Noruega e Finlândia).

No Brasil, o Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovação e Comunicação (MCTIC), lançou, em 2018, o Plano de Ação em Ciência, Tecnologia e Inovação em Bioeconomia (PACTI Bioeconomia) com o objetivo da promoção de ações visando o desenvolvimento sustentável amparadas em estratégias de inserção da Bioeconomia nacional dentro do cenário global. Tal iniciativa está de acordo, também, com o ODS da Agenda 2030 e o acordo de Paris, o qual o Brasil assumiu compromisso de redução das emissões de GEE para os próximos anos.

Dentre as questões que norteiam a Bioeconomia, este plano de ação destaca iniciativas em três principais linhas temáticas de atuação a nível nacional, que são: 1) biomassa; 2) processamento e biorrefinarias e; 3) bioprodutos. O uso sustentável da biomassa é uma das principais estratégias evidenciadas neste plano, visto que o setor agropecuário nacional produz grandes volumes de biomassa, incluindo culturas energéticas e resíduos agropecuários/agroindustriais. Estes resíduos podem ser valorizados e utilizados para o desenvolvimento de novos produtos em substituição dos recursos fósseis.

Nota-se que a Bioeconomia garantirá sistemas produtivos mais eficientes, proporcionando uma economia de baixo carbono, menos extração de recursos fósseis e, conseqüentemente, a preservação dos ecossistemas e da biodiversidade. Tais questões são evidenciadas como os principais desafios globais (EC, 2018) e estão em consonância com as ferramentas para a avaliação da sustentabilidade como, por exemplo, a ACVe os aspectos ecológicos, como no fornecimento dos SE. Assim, esses desafios globais levam à necessidade de entender como as pessoas interagem e dependem dos recursos naturais (NEILL *et al.*, 2020).

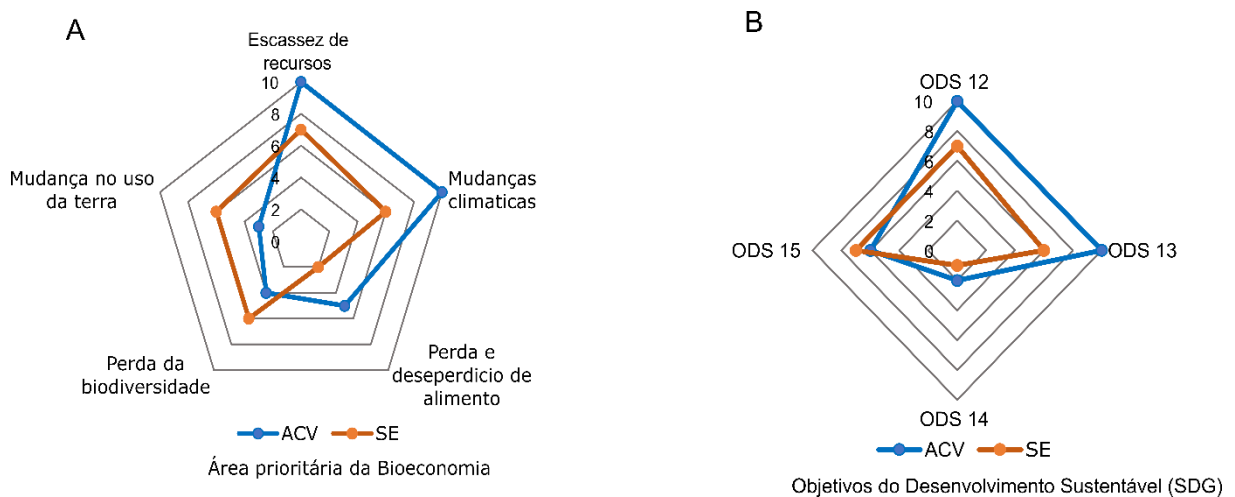
Como mostrado na seção 3.2, o CN é parte fundamental para o fornecimento de SE e

está interligado para proporcionar benefícios para os seres vivos na terra. Visto isso, as ferramentas e técnicas de avaliação da sustentabilidade, como a ACV, são essenciais para quantificar os impactos ambientais e a analisar os *trade-off* na transição para essa nova economia.

Atualmente, a implementação da Bioeconomia ainda não foi totalmente alinhada com os SE (D'AMATO *et al.*, 2020). A comunidade acadêmica ainda está avançando em pesquisas que consideram os SE e o uso sustentável dos recursos (D'AMATO *et al.*, 2020). É válido ressaltar que umas das maiores preocupações para a transição da Bioeconomia é sobre a exploração dos recursos (SILVA *et al.*, 2021c) e a pressão sobre o uso da terra (RAKOVIC *et al.*, 2020). Essas preocupações também foram reportadas pelo WBCSD (2017) como um dos cinco maiores desafios ambientais a serem enfrentados nessa transição. Tais desafios são considerados nas áreas prioritárias da Bioeconomia, que são: 1) Mudanças climáticas; 2) Escassez de recursos; 3) Perda da biodiversidade; 4) Mudanças no uso da terra; e 5) Perda e desperdício de alimentos.

Nesse sentido, Silva *et al.*, (2021c) investigaram quais dessas áreas estão mais proeminentes nas pesquisas sobre ACV e SE, relacionando, também, com os ODS da ONU (Figura 8).

Figura 8 -A) Classificação dos artigos mais relevantes de ACV e SE quanto às áreas prioritárias da Bioeconomia e B) sua relação com os ODS da Agenda 2030.



Fonte: Adaptado de Silva *et al.*, (2021c)

Na Figura 8, as áreas relacionadas às mudanças climáticas e a escassez de recursos são as mais abordadas na literatura. Isto colabora para atingir as metas do ODS 12 (consumo e produção sustentável) e 13 (ação contra a mudança climática) (SILVA *et al.*, 2021c). Em

contrapartida, nota-se que quando se trata sobre a perda da biodiversidade e as mudanças no uso da terra, os estudos sobre SE se destacam quando comparado com os estudos que utilizaram a técnica da ACV. Em consequência, os ODS 15 (vida terrestre e uso sustentável dos ecossistemas) e 14 (vida na água) são poucos explorados nas pesquisas. Esta relação mostra quais são os principais direcionamentos para os trabalhos futuros, que são as iniciativas visando à preservação do ecossistema como um dos pontos principais.

2.5.1 Principais estratégias da bioeconomia circular: resíduos agropecuários

Sabe-se que a Bioeconomia é uma das principais estratégias para o desenvolvimento sustentável. Entretanto, os estudos voltados para a Bioeconomia, utilizando a ferramenta da ACV, são direcionados para o desenvolvimento tecnológico de processos sustentáveis, como no caso das biorrefinarias (SILVA *et al.*, 2021c). As biorrefinarias são consideradas como uma das principais facilitadoras para a economia de base biológica (MANDEGARI *et al.*, 2017).

Segundo Corona *et al.*, (2018) existem classificações para as biorrefinarias, de acordo com o tipo de matéria prima ou biomassa utilizada, como, no caso, biorrefinarias verdes, amarelas, azuis e cinzas, que se refere a recursos a base de gramíneas, lignocelulósica (lignina mais celulose), algas marinhas e resíduos agroalimentares, respectivamente.

Outro ponto interessante é que entra em consonância com a proposta desta pesquisa, é sobre a relação dos resíduos gerados em sistemas NEXUS (alimento-energia-água-resíduo) de produção. Garcia *et al.*, (2019) reportam que os resíduos agropecuários, tais como os dejetos bovinos, originados desses sistemas, podem prejudicar a oferta SE e a perda da biodiversidade.

Assim, o melhoramento do manejo do rebanho e do tratamento de dejetos, de forma segura e adequada, são iniciativas a serem consideradas para a criação de alternativas mais sustentáveis em sistemas que visam a Bioeconomia (PERGOLA *et al.*, 2018). Como exemplo, Pergola *et al.*, (2018) avaliam os impactos ambientais, por meio da integração da ACV, análise de energia e custo do ciclo de vida (CCV), em diferentes estratégias para a sustentabilidade em sistemas de compostagem de baixa tecnologia em fazendas leiteiras (gado e búfalo). Para isso, os autores analisam o uso de diferentes vias de operações de agentes de volumosos na compostagem, tais como o cavaco de madeira, palha e resíduos de poda.

Quando se trata de produção de leite, os resíduos, como os dejetos bovinos (manejo de dejetos) é uma das principais causa de impactos ambientais, principalmente, sobre as emissões de GEE (ver seção 2.4.2.1). Assim, alternativas que visam a mitigação desses impactos, como a compostagem, são essenciais. A compostagem é uma das formas de tratamento de dejetos

com a finalidade de produção de adubo orgânico/biofertilizante. Seu sistema é semelhante às práticas de reflorestamento, com a adição de carbono no solo, no entanto, a sua utilização colabora, também, tanto para a redução do uso de fertilizantes minerais quanto para a mitigação do aquecimento global (PERGOLA *et al.*, 2018).

Além do método tradicional de compostagem, outra alternativa altamente pesquisada na literatura para resíduos agropecuários é a produção de biogás. O biogás pode ser produzido por meio de diversas culturas energéticas, como o bagaço de cana e milho e, também, por meio de dejetos bovinos, suínos e humanos. A sua produção é realizada por meio de um biodigestor, que resulta na produção de energia e na coprodução de digestato. A produção de biogás por DA melhora a eficiência das fazendas leiteiras e é uma das opções consideradas para a mitigação dos encargos ambientais (WEISKE *et al.*, 2006). A eficiência da DA foi reconhecida por diversos estudos (BACENETTI *et al.*, 2013; LIJÓ *et al.*, 2014; BACENETTI *et al.*, 2016) e, também, para produzir energia renovável e sustentável. Tais estratégias estão em consonância com a BC e com o ODS 12 (produção e consumo responsável), ODS 13 (ação contra a mudança global do clima), ODS 7 (energia acessível e limpa) e ODS 15 (uso sustentável do ecossistema terrestre – vida terrestre).

A sinergia das dessas duas metodologias ACV e SE, juntamente com o desenvolvimento da Bioeconomia Circular, são temas alinhados que colaboram para o desenvolvimento sustentável de sistemas de produção de leite. No entanto, como mencionado, as pesquisas nessas temáticas ainda estão em fase embrionária.

3 MÉTODO DE PESQUISA

Nas próximas seções, os materiais e métodos são descritos e organizados da seguinte forma: 3.1) descrição da abordagem de pesquisa; 3.2) pesquisa bibliográfica; 3.3) descrição do estudo de caso; 2.4) Avaliação do Ciclo de Vida; 2.5) Avaliação dos Serviços Ecossistêmicos e a 2.6) Avaliação do Desempenho Ambiental Líquido em uma abordagem de ciclo de vida, como proposta de integração e combinação de duas ferramentas ASE e ACV.

3.1 ABORDAGEM DE PESQUISA

O presente estudo é classificado como uma pesquisa aplicada de cunho quantitativa e qualitativa. De acordo com Gil (2008) a pesquisa aplicada tem a finalidade de gerar conhecimento para a resolução de problemas no âmbito da sociedade. Quanto aos objetivos, este trabalho configura-se como exploratória e descritiva, utilizando-se de métodos de pesquisa bibliográfica, documental e o estudo de caso. A pesquisa exploratória possibilita obter explicações sobre os fenômenos pesquisados, além de reformular novas ideias e conceitos com o intuito de desenvolver novas indagações (GIL, 2008).

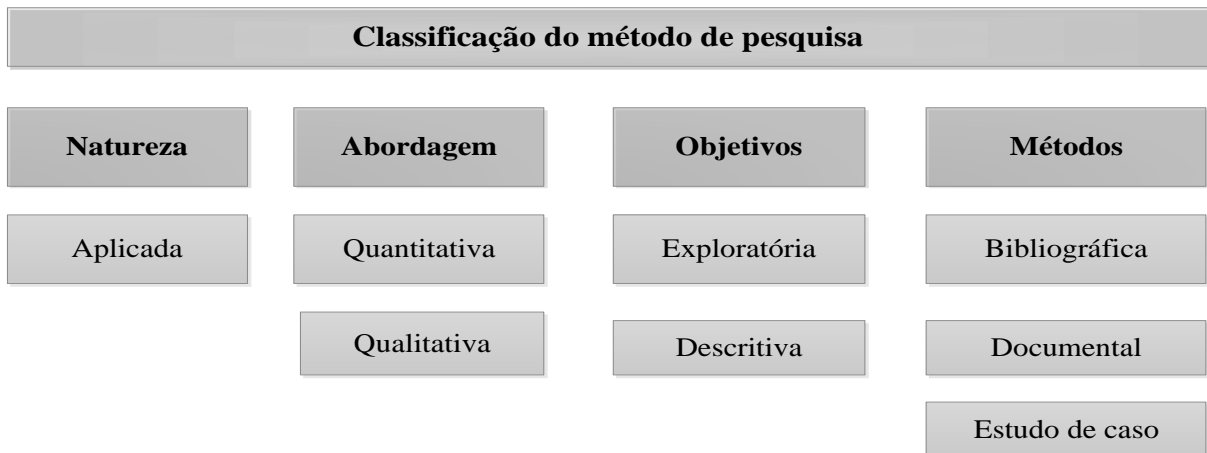
Em relação aos métodos pesquisa, neste estudo, a pesquisa bibliográfica teve contribuição de diversos artigos científicos em uma revisão aprofundada (seção 2). Além disso, utilizou-se de documentos/arquivos fornecidos pela empresa para auxiliar na coleta de dados.

Por fim, o estudo de caso ocorreu por meio de uma investigação detalhada do objeto de pesquisa, no caso a produção de leite em uma fazenda leiteira. Para Yin (2015) o estudo de caso é uma investigação empírica que acontece por meio da observação direta da realidade.

Assim, este estudo tem como intenção o profundo e detalhado conhecimento em relação aos processos que permeiam a propriedade analisada, a fim de apreender suas características e particularidades.

A Figura 9 apresenta a classificação desta pesquisa quanto a sua natureza, abordagem, objetivos e métodos.

Figura 9 - Classificação da pesquisa



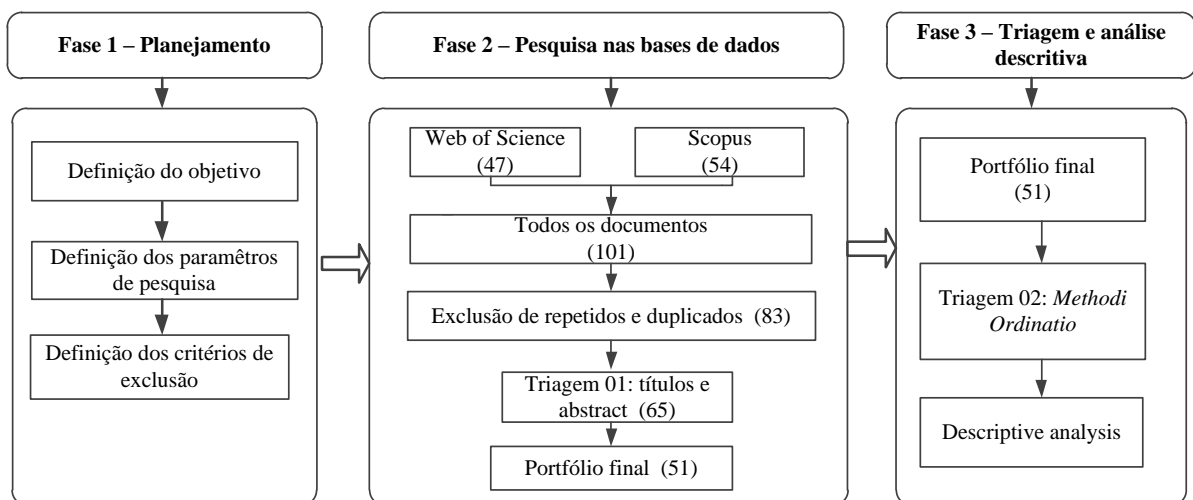
Fonte: Elaboração própria (2022)

3.2 PESQUISA BIBLIOGRÁFICA

O protocolo de Revisão Sistemática Bibliográfica (RBS) foi conduzido neste estudo (Figura 10), no período entre março e abril de 2021, para complementar o trabalho de Silva et al., (2021b). O objetivo foi identificar as principais pesquisas sobre ACV da produção de leite dos últimos 5 anos. Para isso, foi adotado o critério de seleção dos dez principais estudos sobre a ACV de sistemas de produção de leite.

As buscas foram realizadas nas bases de dados, *Scopus* e *Web of Science*, utilizando dos termos: ("life cycle assessment" OR "life cycle analys*" OR "LCA") AND ("dairy farm" OR "milk producton" OR "milk").

Figura 10 - Procedimento metodológica para a RBS



Fonte: Elaboração própria (2022)

A seleção dos artigos mais relevantes foi realizada por meio do indicador *Methodi Ordinatio*, proposto por Pagani *et al.*, (2015). Este indicador classifica os artigos de acordo com três critérios: 1) Fator de impacto (FI); 2) número de citações e, 3) ano de publicação do artigo. O número de citação foi extraído da base de dados *Scopus*, em justificativa pelo retorno do maior número de citações do artigo. Já o FI, foi retirado do *Journal Citation Reports (JCR)*. Como a pesquisa foi direcionada para os últimos cinco anos, o critério referente ao ano de publicação não foi levado em consideração. Os resultados e a discussão desses principais estudos estão apresentados na seção 4.1.

3.3 DESCRIÇÃO DO ESTUDO DE CASO

Esta pesquisa foi realizada em uma propriedade leiteira na região Sudeste do país, município de Angatuba, localizada no sudoeste do estado de São Paulo (Figura 11). O município de Angatuba-SP possui uma população estimada de 25.479 mil habitantes, área territorial de 1.027,288 km² e clima local predominante considerado como subtropical (IBGE, 2017).

Figura 11 - Localização da fazenda leiteira (Angatuba, Estado de São Paulo, Brasil)



Fonte: Elaboração própria (2022)

A propriedade é caracterizada pela produção de leite em sistema totalmente confinado, com instalação para o alojamento *compost barn* (estábulo de compostagem). Este tipo de instalação (Figura 12) consiste em um espaço físico (galpão) coberto e revestido por material volumoso orgânico que é rico em carbono, em contato direto com o solo (EMBRAPA, 2020).

Nessa propriedade, o material volumoso utilizado é a serragem em função da fácil disponibilidade e do baixo custo do insumo na região. Além da produção de leite, são produzidos dois coprodutos, a carne e os dejetos (fertilizante orgânico).

Figura 12 - Sistema confinado *compost barn* de produção de leite: (A) e (B) visão geral do galpão de confinamento; (C) alimentação do gado e (D) animais descansando no processo de ruminação



Fonte: Dados da propriedade (2022)

O rebanho da fazenda, no ano 2020/2021, foi composto, em média, por 374 animais da raça Holandês preto e branco, divididos em diferentes grupos (Tabela 1).

Tabela 1 - Visão geral do rebanho da fazenda e dados de produção

Categoria	Componentes	Quantidade
Rebanho/Gado	Vacas leiteiras (lactantes)	172
	Vacas secas	20
	Vacas pré parto	20
	Novilhas prenha	50
	Bezerros mamando (0 a 3 meses)	20
	Bezerros pré desmame (3 a 12 meses)	65
	Novilhas de substituição	25
Produção	Produtividade (litros/vacas lactantes/ano)	2.383.920
	Produtividade (litros/vacas lactantes/mês)	192.660
	Produtividade (litros/vacas lactantes/dia)	38.5
Característica do animal	Número de ciclo de lactação por animal	3
	Tempo médio de lactação (dias)	425

Fonte: Dados da propriedade (2021)

3.4 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) foi realizada de acordo com os princípios estabelecidos nas normas ABNT NBR ISO 14040 e 14044, baseado em dados primários e secundários. Os dados de background são da base de dados Ecoinvent® 3.7. O software OpenLCA versão 1.10.2 (GREEN DELTA, 2014) foi utilizado para a modelagem dos dados e a avaliação do impacto. Foi utilizado a abordagem atribucional da ACV e adotado os procedimentos metodológicos desenvolvidos especificamente para a ACV de produtos lácteos (IDF, 2015). Tais escolhas metodológicas também estão em conformidade com o levantamento bibliográfico realizado e com o estudo de SILVA et al., (2021b).

3.4.1 Definição de objetivo e escopo

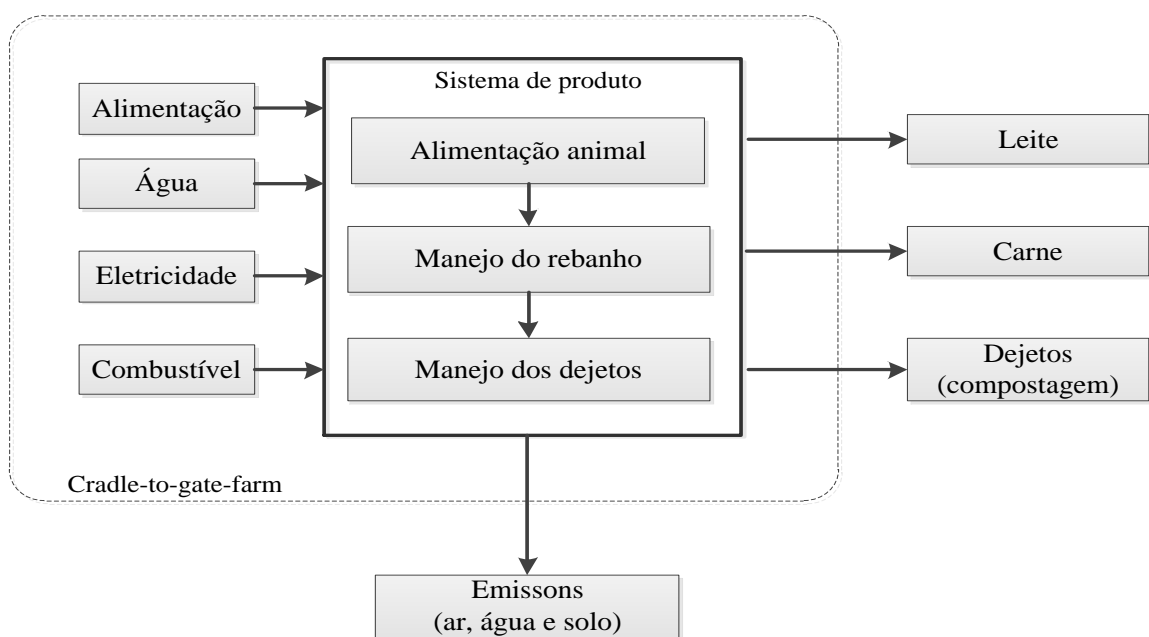
O objetivo da ACV foi avaliar o impacto ambiental do sistema de produção de leite confinado *compost barn*. Dentre as motivações deste estudo, pode-se citar, como uma das principais, o entendimento dos aspectos e impactos ambientais do produto (leite) e as particularidades/realidade dos sistemas de produção. Sabe-se que por mais que existam as classificações dos sistemas de produção de leite, ainda, há alta heterogeneidade entre eles. Isto se torna ainda maior quando avaliado em um país com grande extensão territorial, como no caso do Brasil (DE LEIS et al., 2015).

Em relação ao público alvo, o estudo é direcionado para a comunidade científica da ACV de produtos lácteos/agropecuária, a empresas de pesquisa brasileira, instituições/associações do setor lácteo e fazendas privadas, como no caso, a própria fazenda estudada e outras similares do mesmo ramo. Assim, espera-se que os resultados possam:

- Subsidiar a tomada de decisão para proporcionar bom desempenho econômico no sistema de produção de leite;
- Determinar o desempenho ambiental líquido das fazendas com sistema confinado e subsidiar comparações com outros sistemas de produção no Brasil;
- Fornecer compreensão dos impactos para um grupo mais amplo de pessoas do setor agropecuário e partes interessadas, usando métricas monetárias;
- Subsidiar a escolha de processos sustentáveis para promover a redução de impactos ambientais;

O estudo foi realizado na perspectiva “*cradle-to-gate farm*” abrangendo desde a extração da matéria prima até a fase em que o produto está pronto para comercialização. Os limites do sistema de produto (Figura 13) compreende as atividades dentro da fazenda para a produção de leite. Três processos elementares foram considerados nesse sistema: armazenamento de insumos (feed animal), manejo do rebanho e manejo dos dejetos.

Figura 13 - Descrição do sistema de produto



Fonte: Elaboração própria (2022)

A Unidade Funcional (UF) utilizada neste estudo é a mesma do fluxo de referência, no caso, a produção de 1 kg de leite cru com correção média de gordura (3.75%) e proteína (2.97%) (FPCM) (Equação 1). Este fator de correção está de acordo com as diretrizes do IDF (2015) e é utilizado para a padronização dos resultados, com o intuito de viabilizar comparações entre produtos. O FPCM foi calculado de acordo com as recomendações das diretrizes do *International Dairy Federation* (IDF, 2015).

$$FPCM (kg/yr) = Production (kg/yr) \times [0.1226 \times Fat (\%) + 0.0776 \times Protein (\%) + 0.2534] \text{ (Equação 1)}$$

O FPCM é calculado por meio da multiplicação da produção de leite pelas características nutricionais do produto (IDF, 2015). Neste estudo foram considerados as médias mensais do teor de gordura e proteína do leite cru da fazenda.

Um das particularidades observadas nos sistemas de produção de leite é a multifuncionalidade do sistema, ocasionando saídas de outros produtos além do leite cru, como por exemplo, carne, dejetos e/ou excedentes de alimentos. Desta forma, para equilibrar as emissões da produção de leite os métodos de alocação tornam-se necessários. No caso da fazenda analisada os coprodutos são a carne e os dejetos compostados (fertilizante orgânico).

Com base nisso, a ABNT (2009a) recomenda evitar a alocação, sempre que possível, por meio de dois procedimentos: divisão de processos e expansão do sistema. Caso a alocação seja inevitável, a aplicação de métodos de alocação torna-se necessário. Os métodos de alocação recomendados são baseados em energia, massa/física ou valor econômico (ABNT, 2009). Dessa forma, o método de alocação física foi utilizado neste estudo, que é o mesmo sugerido pelo IDF (2015) (Tabela 2).

Tabela 2- Participação dos produtos do processo de manejo de rebanho (1 kg FPCM)

Processo	Produto	Quantidade (kg)	Alocação (%)
Manejo do rebanho	Leite	1E+00	29.9
	Carne	1E-03	3.3
	Dejetos	2.33E+00	69.77

3.4.2 Análise do Inventário do Ciclo de Vida

A maioria dos dados dos inventários do ciclo de vida (Tabela 3-5) foram dados médios primários obtidos por meio de questionários e entrevistas com o gestor da fazenda.

A coleta dos dados foi realizada no período de 2020/2021. A base de dados da *Ecoinvent*® 3.7 foi utilizada para os processos de *background*. Os dados primários compreendem os insumos para a alimentação do gado (volumosos e concentrados), materiais de cama, consumo de energia elétrica (armazenamento de insumos, ordenha, ventilação e limpeza) e água (dessedentação e limpeza), materiais de limpeza e o consumo do diesel dos maquinários agrícolas dentro da fazenda. Entradas referentes a insumos para a inseminação artificial e medicamentos do gado não foram consideradas, pois representam menos de 1% dos insumos em termos mássicos (JOHNSON E SCHWARTZ, 2002), resultando em impactos insignificantes para o sistema avaliado (ROSS *et al.*, 2014).

Tabela 3 - Inventário do processo de alimentação animal por UF (1 kg de leite FPCM)

Processo elementar: armazenamento de insumos						
Fluxos de Entrada	Categoria	Dado bruto	Unidade bruta	Dado corrigido	Unidade corrigida	Origem
Feno	Consumo de materiais	1,67E-01	kg/l de leite	1,53E-01	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Silagem de milho	Consumo de materiais	1,11E+00	kg/l de leite	1,02E+00	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Caroço de algodão	Consumo de materiais	6,95E-02	kg/l de leite	6,35E-02	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Milho	Consumo de materiais	6,04E-02	kg/l de leite	5,52E-02	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Sorgo	Consumo de materiais	1,21E-01	kg/l de leite	1,10E-01	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Casca de soja	Consumo de materiais	7,46E-02	kg/l de leite	6,82E-02	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Soja processada	Consumo de materiais	2,11E-02	kg/l de leite	1,93E-02	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Amendoim	Consumo de materiais	1,36E-01	kg/l de leite	1,24E-01	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Óleo de palma	Consumo de materiais	4,76E-03	kg/l de leite	4,35E-03	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Núcleo Mineral	Consumo de materiais	1,57E-02	kg/l de leite	1,44E-02	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Ureia	Consumo de materiais	2,42E-03	kg/l de leite	2,21E-03	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Sal branco	Consumo de materiais	1,66E-03	kg/l de leite	1,52E-03	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Aditivo térmico	Consumo de materiais	1,33E-03	kg/l de leite	1,22E-03	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Concentrado pronto	Consumo de materiais	3,17E-02	kg/l de leite	3,18E-02	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Concentrado para bezerros	Consumo de materiais	3,02E-03	kg/l de leite	2,76E-03	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Diesel	Consumo de energia	1,41E-03	l/kg de leite	1,29E-03	l/kg de leite FPCM	Entrevista
Eletricidade	Consumo de energia	8,04E-04	kWh/l de leite	7,35E-04	kWh/l de leite FPCM	Entrevista
Fluxos de saída	Categoria	Dado bruto	Unidade bruta	Dado corrigido	Unidade corrigida	Origem
Emissões de CO ₂ (fóssil)	Emissões ao ar	1,26E-01	kg/l de leite	2,30E-02	kg/kg de leite FPCM	GHG <i>Protocol</i>
Emissões de CH ₄ (fóssil)	Emissões ao ar	5,03E-06	kg/l de leite	1,24E-06	kg/kg de leite FPCM	GHG <i>Protocol</i>
Emissões de N ₂ O	Emissões ao ar	5,03E-06	kg/l de leite	1,24E-06	kg/kg de leite FPCM	GHG <i>Protocol</i>

Fonte: Elaboração própria (2022)

Tabela 4 - Inventário do processo de manejo do rebanho por UF (1 kg de leite FPCM)

Processo elementar: Manejo do Rebanho						
Fluxos de Entrada	Categoria	Dado bruto	Unidade bruta	Dado corrigido	Unidade corrigida	Origem
Água para dessedentação	Consumo de materiais	6,50E-03	m3/l de leite	5,94E-03	m3/kg de leite FPCM	Entrevista
Ocupação de terra	Uso da terra	6,31E-01	M2/l de leite	5,77E-01	M2/l de leite	Entrevista
Eletricidade	Consumo de energia	4,73E-02	kWh/l de leite	4,38E-02	kWh/kg de leite FPCM	Entrevista
Detergente alcalino	Consumo de materiais	1,59E-07	l/l de leite	1,45E-07	l/kg de leite FPCM	Entrevista
Detergente ácido	Consumo de materiais	8,15E-08	l/l de leite	7,46E-08	l/kg de leite FPCM	Entrevista
Sanitizante	Consumo de materiais	4,53E-08	l/l de leite	4,14E-08	l/kg de leite FPCM	Entrevista
Diesel	Consumo de materiais	3,08E-04	l/l de leite	1,94E-03	l/kg de leite FPCM	Entrevista
Água para limpeza	Consumo de materiais	2,81E-03	m3/l de leite	1,70E+01	m3/kg de leite FPCM	Projeto CNPq*
Água para aspersão	Consumo de materiais	2,60E-05	m3/l de leite	2,38E-05	m3/kg de leite FPCM	Entrevista
Leite (próprio sistema)	Consumo de materiais	1,57E-02	l/l de leite	1,44E-02	l/kg de leite FPCM	Entrevista
Fluxos de saída	Categoria	Dado bruto	Unidade bruta	Dado corrigido	Unidade corrigida	Origem
Leite	Coproduto	1,00E+00	kg/l de leite	1,00E+00	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Animais para abate (peso vivo)	Coproduto	1,20E-02	kg/l de leite	1,10E-02	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Emissões de CH ₄ biogênico	Emissões ao ar	2,55E+00	kg/l de leite	2,33E+00	kg/kg de leite FPCM	Calculado
Emissões de CO ₂ (fóssil)	Emissões ao ar	1,07E-02	kg/l de leite	9,75E-03	kg/kg de leite FPCM	IPCC (2019)
Emissões de CH ₄ (fóssil)	Emissões ao ar	9,61E-03	kg/l de leite	8,79E-03	kg/kg de leite FPCM	GHG Protocol
Emissões de N ₂ O	Emissões ao ar	5,03E-07	kg/l de leite	4,60E-07	kg/kg de leite FPCM	GHG Protocol

* Projeto CNPq No. 440165/2019-9

Fonte: Elaboração própria (2022)

Tabela 5 - Inventário do processo de manejo dos dejetos por UF (1 kg de leite FPCM)

Processo elementar: Manejo de dejetos						
Fluxos de Entrada	Categoria	Dado Bruto	Unidade	Dado corrigido	Unidade corrigida	Origem
Serragem	Consumo de materiais	2,58E-03	m ³ /l de leite	2,36E-03	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Dejetos	Consumo de materiais	2,55E+00	kg/l de leite	2,33E+00	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Diesel	Consumo de materiais	6,34E-04	l/l de leite	5,80E-04	l/kg de leite FPCM	Entrevista
Fluxos de saída	Categoria	Dado bruto	Unidade	Dado corrigido	Unidade Corrigida	Origem
Dejetos compostados	Coproducto	1,3E+00	kg/kg de leite	1,15E+00	kg/kg de leite FPCM	Entrevista
Emissões de CH ₄ Biogênico	Emissões ao ar	1,1E-03	kg/kg de leite	9,60E-04	kg/kg de leite FPCM	IPCC (2019)
Emissões de NO ₂ (emissão direta)	Emissões ao ar	1,1E-05	kg/kg de leite	1,00E-05	kg/kg de leite FPCM	IPCC (2019)
Emissões de NO ₂ (emissão indireta)	Emissões ao ar	2,7E-06	kg/kg de leite	2,51E-06	kg/kg de leite FPCM	IPCC (2019)
Emissões de CO ₂ (fóssil)	Emissões ao ar	4,2E-07	kg/kg de leite	3,86E-07	kg/kg de leite FPCM	GHG <i>Protocol</i>
Emissões de CH ₄ (fóssil)	Emissões ao ar	2,0E-02	kg/kg de leite	1,81E-02	kg/kg de leite FPCM	GHG <i>Protocol</i>
Emissões de N ₂ O	Emissões ao ar	1,1E-06	kg/kg de leite	9,67E-07	kg/kg de leite FPCM	GHG <i>Protocol</i>

Fonte: Elaboração própria (2022)

Em consequência dos insumos farelo de soja e a soja grão serem cultivados no Brasil, não foram consideradas nenhuma mudança no uso da terra nos últimos 20 anos (DOURMAD *et al.*, 2014).

As emissões de poluentes (CO₂, CH₄ e N₂O), gerada pelo motor a diesel de maquinários e implementos agrícolas, foram calculadas utilizando a ferramenta do *GHG Protocol* para combustão móvel por tipo de combustível (óleo diesel comercial). Em razão de ser um sistema confinado, a propriedade utiliza-se de uma dieta/alimentação padrão para o gado, ou seja, sem muitas variações ao longo do tempo. Cada categoria do rebanho recebe um tipo de alimentação específica conforme seu peso e necessidade.

Quanto aos animais para o abate (carne), foram considerados o período de produção total de uma vaca desde o início de sua lactação. No sistema avaliado os animais possuem, em média, três lactações antes de serem enviadas para o a abate. Quando enviadas para o abate, os animais pesam, em média, 600 kg. Os dados dos dejetos foram estimados com base que cada animal produz, em média, 10% do seu peso em dejetos por dia (CARVALHO; SILVA 2006).

As emissões de CH₄ pela fermentação entérica e pelo gerenciamento de dejetos foram calculadas de acordo com as recomendações do Tier 2 das diretrizes do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2019).

Para as emissões de CH₄ pela fermentação entérica foi considerado o fator de conversão do metano (Y_m) de 5.7 para vacas leiteiras de alta produtividade com digestibilidade (DE) ≥ 70% e Fibra em detergente neutra (NDF) ≤ 35. Para as demais categorias do rebanho (bovinos não leiteiros) o Y_m considerado foi de 4.0, destinado para os animais em confinamento com DE > 72. Dietas com alto índice de DE (> 70%) e com NDF na ingestão de matéria seca (DMI) inferior a 35% referem-se a sistemas de produção cuja dieta é complementada com aditivos e suplementos que estimulam a eficiência alimentar (IPCC,2019). A propriedade investigada configura-se nessas características. Em relação à categoria de bezeros, em fase de amamentação, que consomem em grande parte da alimentação, o leite do próprio sistema, o fator de conversão pode ser considerado igual a zero (IPCC, 2019).

Sobre as emissões de CH₄ em função do armazenamento e gerenciamento de dejetos, foram considerados dados específicos para o tipo de sistema de manejo utilizado na propriedade. Os Sólidos Voláteis excretados diariamente (SV) foram calculados de acordo com o Tier 1, considerando valores padrão de taxa de excreção SV para os sistemas de alta produtividade na América Latina, para as categorias de gado leiteiro e outros gados (demais

categorias do rebanho). Dados sobre a massa do gado leiteiro foram coletados pelo gerente da fazenda. Já a massa para as demais categorias foi considerada o valor padrão médio como recomendado pelo IPCC.

A capacidade máxima de produção de CH₄ pelos dejetos (Bo) foi determinada conforme valores padrão tabelados para sistemas de alta produtividade, na categoria de gados leiteiro e não leiteiros, para outras regiões do país. O fator de conversão de CH₄ (*MCF*) é determinado para cada sistema de gerenciamento de dejetos. A propriedade utiliza-se do sistema *compost barn*, com entrada de pó de serra como revestimento para a cama dos animais. Esse material é diariamente acrescentado por um período de 12 meses. Assim, foi considerado o sistema *Cattle deep bedding*, para a zona climática tropical úmido. Este tipo de sistema de gerenciamento de dejetos utiliza de material volumoso (cama) constantemente, para a retenção de umidade, à medida que os dejetos se acumulam no ambiente, por um período de 6 a 12 meses (IPCC, 2019).

Para a fração de dejetos dos bovinos (AWMS) foram considerados valores padrão de acordo com a categoria climática da região e o tipo de sistema de gerenciamento de dejetos. Devido a falta de valores para o sistema *deep bedding*, foi considerado, dentre as opções fornecidas pelo IPCC (2019), o sistema que apresentava as características mais similares com o gerenciamento em questão. Assim, os valores para o sistema de dejetos *Solid Storage* foi o mais apropriado devido a adição de material volumoso. De acordo com o IPCC (2019) este sistema armazena os dejetos durante vários meses com adição de agente de volumes ou perda da umidade por evaporação.

As emissões diretas e indiretas de N₂O pelo gerenciamento de dejetos também foram calculadas conforme o Tier 2 do IPCC (2019). Para tanto, a excreção média anual de Nitrogênio (N) foi calculada utilizando do consumo de ingestão diário de N, por cabeça de animal, considerando o consumo de Energia Bruta (EB) por kg/dia e o percentual de proteína bruta em matéria prima (valor tabelado). A fração de ingestão de N que é retirada pelo animal foi estimada conforme valores disponibilizados pelo IPCC (2019), para os sistemas de alta produtividade, categoria gado leiteiro e outros gados, na região da América Latina. Em relação ao fator de emissão direta de N₂O foram considerados para o sistema de gerenciamento *deep bedding*. Para AWMS bovinos manteve-se os valores que foram utilizados para as estimativas das emissões de CH₄. As emissões indiretas causadas pela volatilização de amônia e lixiviação de nitrato foram estimadas usando valores padrões das frações de perda de N e fatores de emissões específicos para o sistema *deep bedding*, conforme recomendações do IPCC (2019).

3.4.3 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida

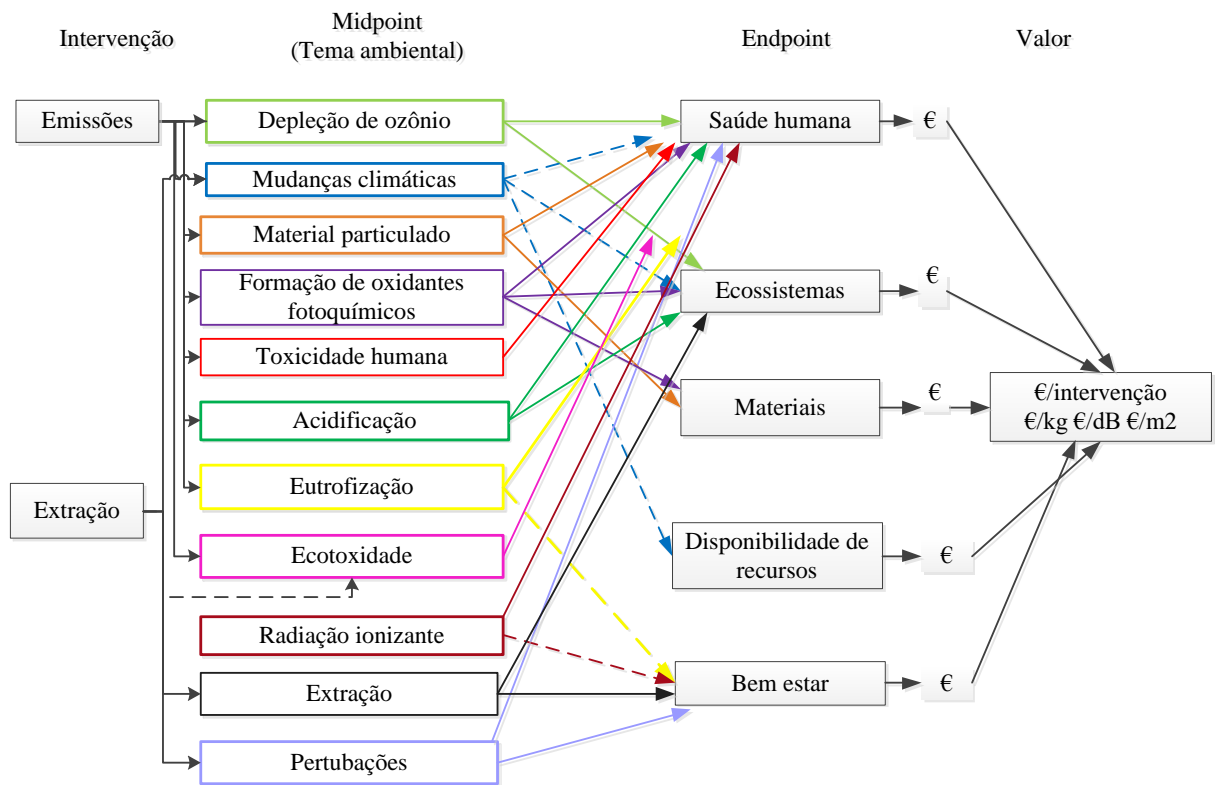
As categorias de impacto selecionadas neste estudo foram: 1) Potencial de mudanças climáticas (kg CO₂-eq/kg FPCM); 2) Potencial de acidificação terrestre (kg SO₂-eq/kg FPCM); 3) Potencial de eutrofização de água doce (kg P-eq/kg FPCM); 4) Potencial de eutrofização marinha (kg P-eq/kg FPCM); 5) Potencial de ecotoxicidade de água doce (kg 1,4-DB-eq/kg FPCM); 6) Potencial de ecotoxicidade marinha (kg 1,4-DB-eq/kg FPCM) e 7) Potencial de ecotoxicidade terrestre (kg 1,4-DB-eq/kg FPCM). A avaliação do impacto ambiental foi realizada por meio do método *Environmental Prices* 2015 (DE BRUYN *et al.*, 2018) usando o *software OpenLCA* versão 1.10.16 (GREEN DELTA, 2014).

A escolha deste método de avaliação de potencial de impacto ambiental foi o fator principal para alcançar o objetivo deste estudo, pois vincula os impactos ambientais a preços monetários, possibilitando uma análise de custo-benefício social em decorrência da poluição. Para De Bruyn *et al.*, (2018) os preços ambientais sinalizam o valor marginal social para a prevenção de emissões ou intervenções humanas, indicando a perda de bem-estar devido a liberação de um quilograma de poluente para o meio ambiente, ou seja, os custos dos impactos nos recursos naturais devido à atividade humana.

A metodologia do *Environmental Prices* é baseada nos fatores de caracterização (FC) do método Recipe 2008. Isso significa que a ponderação, em termos de preços monetários são compatíveis somente com este método, nessa versão (DE BRUYN *et al.*, 2018).

Além disso, o método harmoniza os valores de preços ambientais em três níveis (Figura 14): 1) poluente: valor das substâncias nocivas para o meio ambiente; 2) médio: valores referentes a categorias de impacto ambiental; e 3) ponto final: valores referentes à área de proteção ambiental (DE BRUYN *et al.*, 2018). Neste estudo o foco são os valores a nível médio como fator de ponderação na ACV.

Figura 14 - As relações mapeadas no manual do método Environmental Prices



Fonte: Traduzido de DE BRYEN *et al.*, (2018)

Devido a utilização de valores médios, referentes a países da União Europeia (UE), para a fonte de emissão média no ano de 2015, foi necessário o ajuste da correção da inflação para a moeda real (2021). Assim, os impactos de ponto médio são somados em uma única medida monetária (R\$) e comparados numericamente.

A modelagem do sistema de produto foi realizada no *software OpenLCA*, versão 10.1.2, utilizando-se dos bancos de dados *Ecoinvent3.7.1* (Quadro 2)

Quadro 2 - Processos adotados na modelagem da Avaliação do Ciclo de Vida de 1 kg de leite FPCM

Processo elementar	Entradas	Fonte dos dados		Descrição do processo à montante / fluxo primário
		Tipo	Base de dados	
Armazenamento de insumos	cottonseed	Secundário	Ecoinvent 3.7	fibre production, cotton, ginning cottonseed Cutoff, U - RoW
	hay	Secundário	Ecoinvent 3.7	hay production hay Cutoff, U - RoW
	maize grain	Secundário	Ecoinvent 3.7	maize grain production maize grain Cutoff, U - BR-PR
	maize silage	Secundário	Ecoinvent 3.7	maize silage production maize silage Cutoff, U - BR
	mineral supplement, for beef cattle	Secundário	Ecoinvent 3.7	mineral supplement production, for beef cattle mineral supplement, for beef cattle Cutoff, U - GLO
	palm oil, crude	Secundário	Ecoinvent 3.7	palm oil mill operation palm oil, crude Cutoff, U - RoW
	peanut	Secundário	Ecoinvent 3.7	peanut production peanut Cutoff, U - RoW
	protein feed, 100% crude	Secundário	Ecoinvent 3.7	tofu production protein feed, 100% crude Cutoff, U - RoW
	Sodium bicarbonate, animal feed, at retailer gate	Secundário	Ecoinvent 3.7	Sodium bicarbonate, animal feed, at retailer gate - RER
	soybean meal	Secundário	Ecoinvent 3.7	soybean meal and crude oil production soybean meal Cutoff, U - BR
	soybean feed	Secundário	Ecoinvent 3.7	soybean, feed production soybean, feed Cutoff, U - RoW
	Urea	Secundário	Ecoinvent 3.7	urea production urea Cutoff, U - RoW
	electricity, medium voltage	Secundário	Ecoinvent 3.7	electricity voltage transformation from high to medium voltage electricity, medium voltage Cutoff, U - BR-South-eastern grid
diesel, burned in agricultural machinery	Secundário	Ecoinvent 3.7	diesel, burned in agricultural machinery diesel, burned in agricultural machinery Cutoff, U - GLO	

Processo elementar	Entradas	Fonte dos dados		Descrição do processo à montante / fluxo primário
		Tipo	Base de dados	
Manejo de rebanho	cleaning consumables, without water, in 13.6% solution state	Secundário	Ecoinvent 3.7	cleaning consumables, without water, in 13.6% solution state cleaning consumables, without water, in 13.6% solution state Cutoff, U - GLO
	electricity, medium voltage	Secundário	Ecoinvent 3.7	electricity voltage transformation from high to medium voltage electricity, medium voltage Cutoff, U - BR-South-eastern grid
	Water, unspecified natural origin, BR	Primário	Entrevista	Proveniente do Rio Paranapanema
	diesel, burned in agricultural machinery	Secundário	Ecoinvent 3.7	diesel, burned in agricultural machinery diesel, burned in agricultural machinery Cutoff, U - GLO
	sodium hypochlorite, without water, in 15% solution state	Secundário	Ecoinvent 3.7	sodium hypochlorite production, product in 15% solution state sodium hypochlorite, without water, in 15% solution state Cutoff, U - RoW
Manejo de dejetos	Manure	Primário	Calculado	Calculado conforme IPCC 2019
	diesel, burned in agricultural machinery	Secundário	Ecoinvent 3.7	diesel, burned in agricultural machinery diesel, burned in agricultural machinery Cutoff, U - GLO
	sawdust, loose, wet, measured as dry mass	Secundário	Ecoinvent 3.7	sawing, softwood sawdust, loose, wet, measured as dry mass Cutoff, U - RoW

Fonte: Elaboração própria (2022)

3.4.4 Interpretação

Uma análise de sensibilidade foi realizada para produzir conclusões fundamentadas tanto para as questões metodológicas quanto para compreender as diferenças entre os sistemas de produção. Essa análise se torna relevante para o contexto desse estudo, visto que ainda não existe consenso sobre o método mais adequado para ponderar os impactos ambientais da ACV (CANAJ *et al.*, 2021).

Para as questões metodológicas foram considerados diferentes procedimentos de alocação e o método de AICV ReCipe 2016 (HUIJBREGTS *et al.*, 2016). Os fatores de monetização, para a ponderação monetária da ACV, foram os mesmos utilizados por Canaj *et al.*, (2021). Tais fatores são disponibilizados no documento de Possioen *et al.*, (2021) e foram calculados utilizando fatores de conversão com base na ACV de 72.000€ / DALY e $11,5 \times 10^6$ € / espécie.ano. Assim, as modificações metodológicas dos resultados em relação ao cenário base de estudo foram:

- Cenário 1: método de avaliação de impacto ambiental ReCipe 2016 (HUIJBREGTS *et al.*, 2016);
- Cenário 2: sem nenhum procedimento de alocação;
- Cenário 3: alocação econômica (dados fornecidos pela propriedade leiteira).

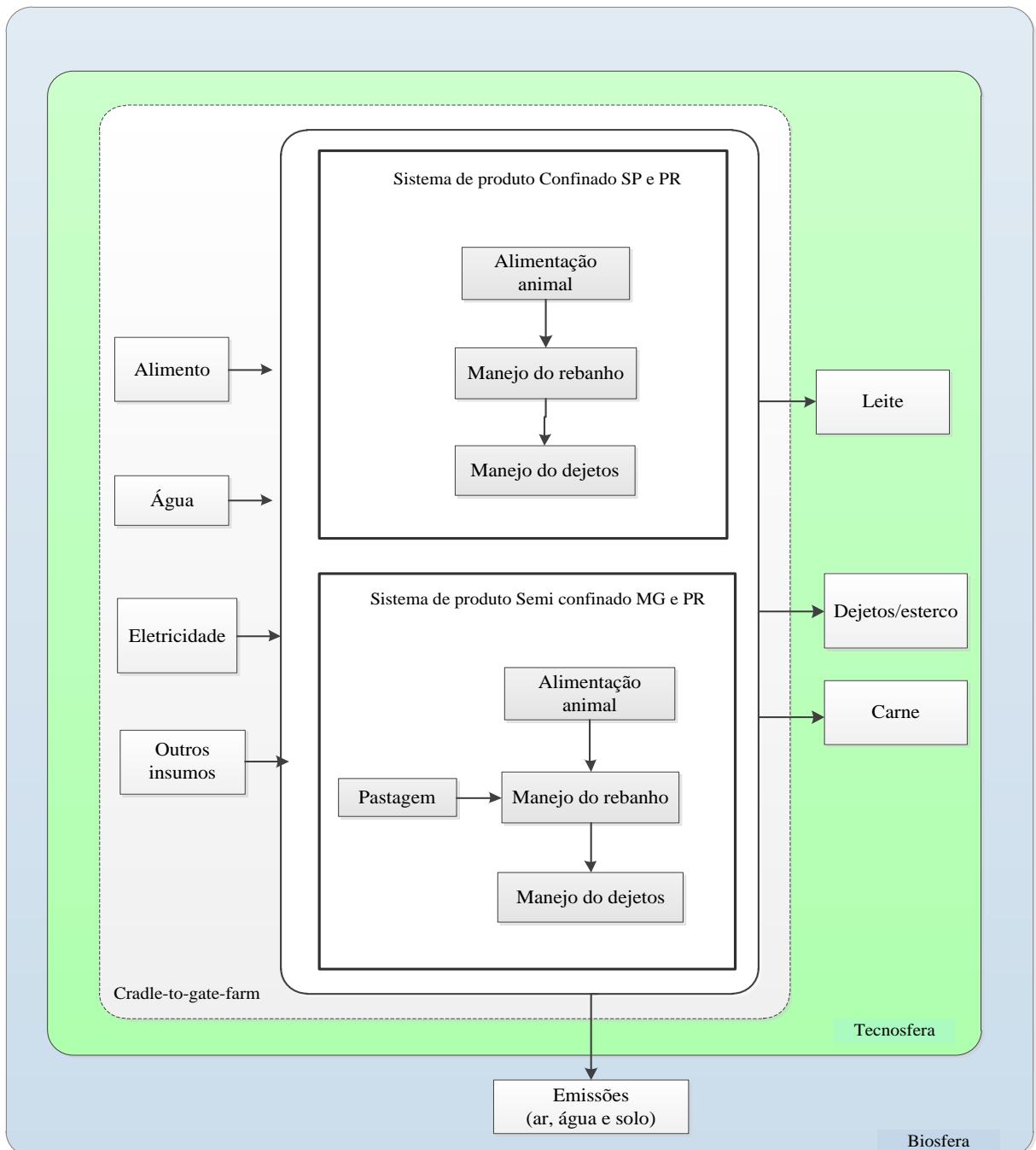
Também, foram propostos três cenários alternativos para compreender os diferentes sistemas de produção de leite no Brasil. Esses sistemas estão localizados nas duas regiões de maior produção de leite: Sul (PR) e Sudeste (MG e SP) (EMBRAPA, 2020). Os ICV's desses sistemas produtivos de leite foram extraídos do projeto de pesquisa CNPq número 440165/2019-9. São eles:

- Cenário 1: *Milk production, from cow, confined system, Central-eastern mesoregion of Paraná* (Sistema confinado PR);
- Cenário 2: *Milk production, from cow, semi-confined system, Central-eastern mesoregion of Paraná* (Sistema semi confinado PR);
- Cenário 3: *Milk production, from cow, semi-confined system, Zona da Mata region* (Sistema semi confinado MG).

É válido ressaltar que tais cenários não tem como foco a comparação entre os sistemas de produção devido a sua heterogeneidade no Brasil (DE LEIS *et al.*, 2015). Tal atividade

demandaria uma análise mais aprofundada de como as suas diferenças interferem nos resultados. Contudo, a Figura 15 e a Tabela 6 apresentam os sistemas de produto analisados e as particularidades de cada fazenda, respectivamente. É válido ressaltar que nessa análise de cenários a ACV foi realizada seguindo os mesmos procedimentos metodológicos adotados na seção 3.4. Em ambos os casos, a carne e os dejetos, foram considerados como coproduto e os processos de *background* estão em consonância com os processos modelados neste estudo, ou seja, utilizando as bases de dados da *ECOINVENT 3.7*.

Figura 15 - Representação do sistema de produto das fazendas confinadas e semi confinadas



Fonte: Elaboração própria (2022)

Tabela 6 - Características dos diferentes sistemas de produção de leite nas fazendas analisadas

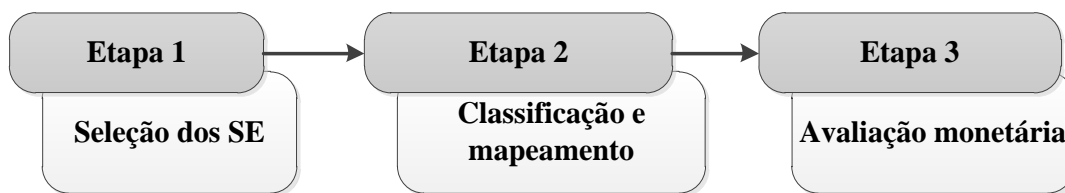
Parâmetros	Sistemas de produção de leite			
	Semi confinado <i>compost barn</i> SP	Confinado PR	Semi confinado PR	Semi confinado MG
Abrangência regional	Vale do Paraíba (Sudoeste do estado de São Paulo)	Campos Gerais (centro-leste do estado do Paraná)	Campos Gerais (centro-leste do estado do Paraná)	Zona da Mata (sudoeste do estado de Minas Gerais)
Raça do gado	Holandês preto e branco	Holandês preto e branco	Holandês preto e branco	Girolando
Escopo tecnológico	Ordenha mecânica; limpeza manual e automática; reprodução por inseminação artificial	Ordenha mecânica; limpeza manual e automática; reprodução por inseminação artificial	Ordenha mecânica; limpeza manual e automática; reprodução por inseminação artificial	Ordenha mecânica; limpeza manual e automática; reprodução por inseminação artificial
Gerenciamento de dejetos	<i>Compost barn</i> (material volumoso de cama pó de serra)	Lagoa coberta e descoberta	Lagoa coberta e descoberta	Dispersão diária (50%) e esterco depositado no pasto (50%)
Geração de coprodutos	Carne e dejetos (compostagem/biofertilizante).	Carne e dejetos (biofertilizante e/ou produção de biogás)	Carne e dejetos (biofertilizante e/ou produção de biogás)	Carne e dejetos (50% como biofertilizante e 50% em pastagem)
Tempo médio de lactação	3 lactações (365 dias em lactação + 60 dias seca)	2,8 lactações (365 dias em lactação + 60 dias seca)	2,8 lactações (365 dias em lactação + 60 dias seca)	5 Lactações (305 dias em lactação + 90 dias seca)
Percentual de proteína e gordura (média)	2,97% de proteína e 3,75% de gordura	3,26% de proteína e 3,61% de gordura	3,22% de proteína e 3,53% de gordura	3,40% de proteína e 3,84% de gordura

Fonte: Elaboração própria (2022).

3.5 AVALIAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

Para a Avaliação dos Serviços Ecosistêmicos foi utilizado o método com base no preço de mercado dentro de uma perspectiva de valorização monetária. As etapas definidas para a valorização são: 1) seleção dos SE; 2) classificação e mapeamento e 3) avaliação monetária (Figura 16).

Figura 16 - Etapas para a Avaliação dos Serviços Ecosistêmicos



Fonte: Elaboração própria (2022)

Na Etapa 1, foi realizada a seleção dos benefícios dos SE correspondentes ao sistema avaliado. Tais benefícios dos SE se referem a saída de dejetos/esterco que serve como fertilizante natural para o solo. No entanto, os sistemas confinados não utilizam de pastagem. Assim, tais SE foram identificados e mapeados somente para os sistemas configurados como semi confinados, ou seja, que tenha o processo de pastagem para usufruir desse benefício.

Em seguida, os SE foram classificados e mapeados (Etapa 2) de acordo com a estrutura da *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES) versão 5.1 (<https://cices.eu/>) (HAINES-YOUNG E POTSCHIN 2013). Tal estrutura possibilita alinhar o maior número de serviços devido ao alto nível de detalhamento de forma hierárquica (CZÚCZ *et al.*, 2018). Além disso, é considerada o sistema de classificação de referência do Mapeamento e Avaliação de Serviço Ecosistêmicos direcionado para os beneficiários finais, ou seja, para a sociedade e os ecossistemas (MAES *et al.*, 2016).

Na Etapa 3, para a avaliação monetária dos SE, foram considerados os preços de mercado desses benefícios. Tais preços foram coletados mediante entrevista com o gestor da fazenda para o ano de 2021 e ajustados para a mesma unidade da ACV, ou seja, 1 kg de leite com correção da gordura e proteína (FPCM).

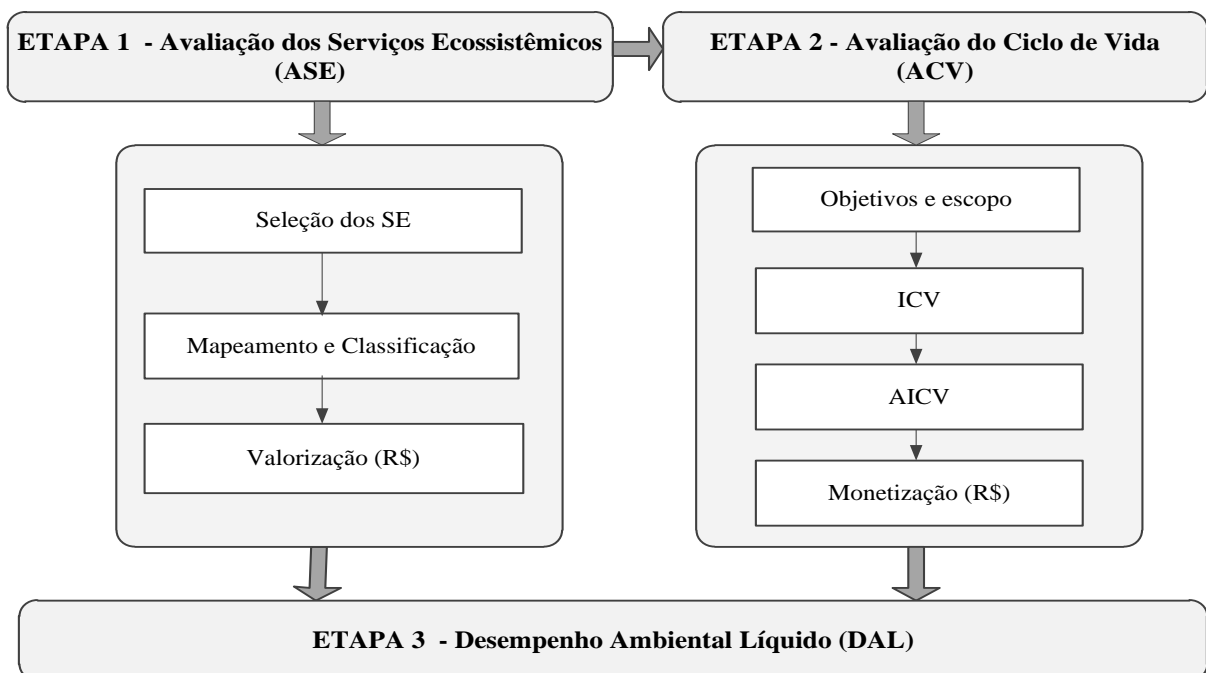
3.6 CÁLCULO DO DESEMPENHO LÍQUIDO AMBIENTAL (ACV-ASE)

A integração e combinação dos resultados da ASE-ACV foi realizada conforme proposto por Briones-Hidrovo et al., (2020), para a determinação do DAL (Equação 2).

$$DAL = ASE - ACV \quad (\text{Equação 2})$$

Aqui os resultados dos impactos calculados pela ACV são negativos enquanto os resultados da ASE são positivos (benéficos) (BRIONES-HIDOVO *et al.*, 2020). Nessa proposta (Figura 17) os resultados da ACV e da ASE possuem a mesma unidade de medida, ou seja, valores monetários (R\$) em relação a UF utilizada para a saída do produto final (Figura 15). Assim, os resultados da ACV significam os custos para a mitigação dos impactos ambientais quando um quilograma de poluente é emitido para o meio ambiente. Já os resultados da ASE se referem a parcela de benefício gerado no sistema produtivo. É válido ressaltar que devido às limitações para mapear e avaliar os SE para os processos de *Background*, o cálculo do DAL foi realizado somente os processos de *foreground*, ou seja, os impactos diretos da ACV, considerando um sistema *Gate to Gate* (G2G).

Figura 17- Descrição do modelo integrado em três etapas



Fonte: Elaboração própria (2022)

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados os resultados desta dissertação. A seção 4.1 mostra a análise geral dos principais artigos sobre ACV da produção de leite; na seção 4.2 apresenta a Avaliação dos serviços ecossistêmicos; na seção 4.3 os resultados da Avaliação do ciclo de vida são apresentados e, na seção 4.4 os resultados do indicador de determinação do desempenho ambiental líquido (DAL) para diferentes sistemas de produção de leite. Por fim, foi realizada uma discussão considerando algumas implicações da pesquisa (seção 4.5).

4.1 RESULTADOS DA RBS SOBRE ACV NA PRODUÇÃO DE LEITE

Atualmente, a literatura sobre a ACV da produção de leite se concentra em países Europeus, em destaque para a Itália (SILVA *et al.*, 2021b) que é um país representativo na pecuária leiteira mundial (BALDINI *et al.*, 2018). Existe uma carência de estudos em países que pertencem à América do Sul (LACA *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2021b). No estudo de Silva *et al.*, (2021b) somente foram identificadas duas publicações em países latino-americanos, pertencentes aos países de Peru (1) e Brasil (2).

No caso da publicação do Brasil, De Leis *et al.*, (2015) objetivaram comparar a pegada de carbono (PC) entre dois sistemas de produção de leite (confinado e semiconfinado) na região sul do país. Nesse estudo os autores constatarem que o sistema confinado tem o melhor desempenho ambiental em termos de emissão de Gases de Efeito Estufa (GEE). No entanto, destaca-se a necessidade uma avaliação mais abrangente para o caso do Brasil, com a inclusão de mais categorias de impactos de modo a obter uma avaliação mais completa do sistema.

Dessa forma, devido à falta de estudos para o contexto brasileiro e visando obter mais informações robustas e recentes para subsidiar este estudo, as análises a seguir são direcionadas para as dez principais publicações dos últimos cinco anos. A tabela 7, mostra os principais artigos recentes sobre o tema de ACV em sistemas de produção de leite.

Tabela 7- Principais artigos recentes sobre ACV de sistemas de produção de leite

Referência	Objetivo	País	Sistema de produção	UF	Alocação	Categorias de impacto	Método	Classificação
SALOU <i>et al.</i> , (2017)	Avaliar os impactos ambientais da intensificação da produção de leite	França	Diferentes níveis de intensificação	FPCM*/ hectare de terra total ocupada (ha)	Econômica / Física (IDF, 2010)	PAG; DEC;PA;PE; PEC;CT;PB	IPCC, CML-IA, CML-IA não linha de base, CED, USETox, ReCiPe	42,01
BATTINI <i>et al.</i> , (2016)	Comparar diferentes sistemas de produção de leite localizados na mesma região	Itália	Diferentes níveis de intensificação	FPCM	Sem alocação, Massa, Econômica, Biológica	PAG; PA; PE; OT;PB;UEF	IPCC (2007) / ReCiPe / CML 2001 / Método de excelência acumulada	41,01
BACENETTI <i>et al.</i> , (2016)	Avaliar os impactos ambientais da produção de leite por meio de estratégias de mitigação	Itália	Intensivo	FPCM	Biológica	PAG; PA;PE;OF;UEF	EDP (2008)	32,01
STYLES <i>et al.</i> , (2018)	Investigar as consequências para as emissões de GEE quando muda para fazendas intensivas	Itália	Pastagem e confinado	1 kg de leite cru	Energia	PAG	IPCC (2007)	26,01
SALVADOR <i>et al.</i> , (2017)	Avaliar o efeito da contabilização do sequestro de carbono em fazendas extensivas no impacto de mudanças climáticas	Itália	Pastagem	FPCM	Sem alocação / Física (IDF, 2015)	PAG	IPCC (2007)	26,01
SALVADOR <i>et al.</i> , (2016)	Estimar o impacto ambiental de fazendas de pequena escala orgânica e convencional	Itália	Orgânico e convencional	FPCM / área	Sem alocação / Biológica / Econômica dos SE	PAG, PA, PE	CML, IPCC (2007)	24,01

Referência	Objetivo	País	Sistema de produção	UF	Alocação	Categorias de impacto	Método	Classificação
WANG <i>et al.</i> , (2016)	Avaliar as emissões de GEE e o uso da terra na produção de leite na China	China	Confinado	FPCM	Econômica	PAG, UT	IPCC (2013)	22,01
CHOBTANG <i>et al.</i> , (2017)	Quantificar os impactos e <i>hotspots</i> ambientais em sistemas diferentes níveis de pastagens	Nova Zelândia	Diferentes níveis de pastagens	FPCM	Biológica	PAG; PDCO; TH; MP; RI; FOF; PA; PE; PE C; DRM; DRF; UA; UT	IPCC e NI*	21,01
WANG <i>et al.</i> , (2018)	Estimar o impacto ambiental e o uso de recursos na produção de leite na china	China	NI*	FPCM	Econômica	PAG; PE; PA; UEF; UT; UA	IPCC (2013) / Guinee et al (2002) / Huijbregts (1999)	21,01
CHOBTANG <i>et al.</i> , (2016)	Avaliar o perfil ambiental e identificar os principais <i>hotspots</i> ambientais	Nova Zelândia	Pastagem	FPCM	Biológica	PAG; PDCO; TH; MP; RI; FOF; PA; PE; PE C; DRM; DRF; UA; UT	IPCC (2013) e NI*	20
DE LÉIS <i>et al.</i> , (2015)	Avaliar a Pegada de Carbono em diferentes sistemas de produção leiteira na região sul	Brasil	Semi confinado/confinado/pastagem	ECM	Sem alocação	PAG	IPCC (2007)	-
CARVALHO <i>et al.</i> , (2021)	Avaliar os impactos ambientais do leite no estado da Bahia	Brasil	Semi-confinado	FPCM	Física, econômica, sem alocação	PAG; PA; UT; EAD; DR; UA	ReCipe 2016	-

Potencial de Aquecimento Global (PAG); Demanda energia cumulativa (DEC); Potencial de acidificação (PA); Potencial de eutrofização (PE); Potencial de ecotoxicidade (PEC); Competição da terra (CT); Perda da Biodiversidade (PB); Ocupação da terra (OT); Uso de Energia Fóssil (UEF); Oxidação fotoquímica (OF); Potencial de depleção da camada de ozônio (PDCO); Toxicidade Humana (TH); Material particulado (MP); Radiação ionizante (RI); Formação Ozônio Fotoquímico (FOF); Depleção de recursos minerais (DRM); Depleção de recursos fósseis (DRF); Uso da água (UA); Uso da terra (UT). Eutrofização de água doce (EAD) /NI* - Não identificado

Todos os artigos recentes utilizaram a fronteira do sistema “*Cradle to gate farm*”. O procedimento de alocação mais proeminente foi a alocação econômica (5 ocorrências) e a biológica (4 ocorrências). Os principais impactos ambientais identificados foram o potencial de aquecimento global (9 ocorrências) e acidificação (6 ocorrências). As categorias de eutrofização, uso da terra e uso de energia não renovável tiveram 3 ocorrências cada uma. Os principais métodos utilizados na avaliação desses impactos foram o IPCC (2007 – 2013) (8 ocorrências), CML (4 ocorrências) e ReCiPe (2 ocorrências). Tais resultados proeminentes desta busca recente estão de acordo com os estudos de Silva et al., (2021b) e Battini *et al.*, (2017). A maioria desses estudos direcionaram suas pesquisas para avaliação e comparação dos impactos de diferentes tipos de sistemas de leite bem como a identificação dos principais *hotspots* ambientais.

Nesse sentido, com o propósito de identificar sistemas intensivos que combinam alta produtividade e baixo impacto ambiental, Salou *et al.*, (2017), avaliam fazendas leiteiras com diferentes níveis de intensificação, considerando duas unidades funcionais, a saber, tonelada de leite e a área total da fazenda. Os autores constatarem que a UF, baseada na área, ocasionou aumento em todas as categorias de impacto analisadas no estudo (Tabela 7), no entanto, quando considerada a unidade FPCM, houve diminuição nas categorias de eutrofização e do uso da terra. Ambas as mudanças são provenientes de uma dieta rica em ração, sendo essa uma característica típica dos sistemas mais intensivos.

Ainda comparando o impacto dos resultados por meio das escolhas metodológicas, Wang *et al.*, (2016) avaliam as emissões de GEE e o uso da terra em fazendas intensivas e constatarem que as fazendas com maior produtividade tendem a obter menores emissões. Os autores concluíram que a inclusão da Mudança no Uso da Terra (MUT) e do farelo de soja importado, tendem a aumentar as emissões de GEE na medida em que diminui o uso total da terra por kg de FPCM. Além disso, destaca-se que as escolhas metodológicas das métricas de GEE podem interferir nos resultados finais, assim, uma análise de sensibilidade torna-se necessária para a tomada de decisão.

Nesse sentido, considerando diferentes métodos de alocação, Salvador *et al.*, (2016) avaliam o impacto ambiental nas fazendas extensivas e confinadas, considerando três diferentes métodos de alocação: 1) Sem alocação; 2) Biológica e; 3) Economia dos SE. Para a alocação econômica dos SE foram considerados os pagamentos por serviços agroambientais, de acordo com o estudo de Kiefer *et al.*, (2015). Neste estudo, os serviços oferecidos pela fazenda foram a manutenção da raça do gado local e o manejo das pastagens. Assim, os autores constatarem que a eutrofização das fazendas extensivas, nos três métodos de alocação, foi significativamente

menor do que nas fazendas intensiva. Adicionalmente, destacam a importância de incluir os SE como parte da multifuncionalidade dos sistemas de produção de leite.

A partir dos estudos anteriores, que relatam que a intensificação reduz a Pegada de Carbono (PC) do leite, Styles *et al.*, (2018), investigam o efeito da transição de fazendas extensivas para confinadas, utilizando a abordagem atribucional (ALCA) e a consequential (CLCA). De acordo com os autores, os resultados tiveram uma redução de GEE com o aumento da intensificação na ALCA, todavia, para a perspectiva CLCA as emissões aumentaram significativamente.

Adicionalmente, Chobtang *et al.*, (2017) também avaliam os impactos ambientais de diferentes níveis de intensificação (alta versus baixa), em sistemas extensivos, na Nova Zelândia. Ao contrário do estudo anterior, os resultados mostram que o aumento da intensificação ocasionou maiores impactos ambientais para a maioria das categorias analisadas, incluindo O GEE. Os autores relatam que a ingestão de pastagem na dieta é considerada uma medida de sustentabilidade nos sistemas extensivos, visto que o uso de ração comprada é relativamente menor quando comparado a um sistema totalmente intensivo.

Comparando os impactos ambientais de diferentes sistemas de produção de leite típicos da região do vale do pó, na Itália, Battini *et al.*, (2016), relatam *trade-off* entre os impactos globais e os impactos locais. De acordo com os autores, quanto maior a produtividade do leite maior foi a perda da biodiversidade local. Além disso, o aumento da produtividade também interferiu sobre os impactos globais, visto que, quando considerado o MUT e o sequestro de carbono, foi constatado um aumento considerável no GEE, devido ao uso de insumo importado (farelo de soja).

Wang *et al.*, (2018) também reportam os *trade off* em seus resultados, no entanto sobre as cargas ambientais e o uso de recursos. Os autores relatam que a substituição do uso de ração por feno de alfafa diminuiu o impacto na maioria das categorias analisadas, no entanto, aumenta significativamente o uso da água azul (retirada da água). Ao contrário do estudo de Batini *et al.*, (2016) o uso da soja importado diminui a MUT, mas, em contrapartida, aumentou o GEE e o uso de energia não renovável. Neste caso também entra nos *trade off* local e global, conforme discutidos nos artigos anteriores. Por fim, os autores destacam, que no caso analisado, as medidas de sustentabilidade recomendada é melhorar a produtividade do rebanho e o gerenciamento de dejetos.

Investigando soluções que reduzam as emissões de GEE, (SALVADOR *et al.*, 2017) avaliam o efeito do sequestro de carbono do solo nas mudanças climáticas, em dois grupos de fazendas extensivas que foram divididas conforme a quantidade de animais. Os autores

constatarem uma redução significativa de emissões quando considerado o sequestro de carbono, em ambos os grupos, contudo, as fazendas com menor criação de animais tendem a obter maior emissões de GEE por Kg/FPCM. Além disso, conclui-se que nas fazendas extensivas a presença da pastagem é essencial para auxiliar na mitigação da PC. É válido ressaltar, que devido ao fato de não existir uma metodologia estabelecida na literatura para estimar o sequestro de carbono do solo, os autores utilizam a abordagem de Peterson *et al.*, (2013). Nessa abordagem é considerada uma perspectiva de absorção em até 100 anos, onde 10% da pegada de carbono total é adicionada ao solo.

Ainda sobre as fazendas extensivas, Chobtang *et al.*, (2016) identificam que as atividades dentro da fazenda, relacionadas ao manejo do gado, representam mais da metade das emissões para a maioria dos indicadores avaliados. Os autores também ressaltam a importância em considerar uma ampla gama de categorias de impacto, visto que a maioria dos estudos de ACV na produção de leite englobam somente a categoria de mudanças climáticas.

Por fim, na tentativa de investigar estratégias de mitigação dos impactos ambientais da produção de leite, Bacettini *et al.*, (2016) avaliam duas alternativas, que são: Digestão Anaeróbica (DA) de dejetos dos animais e o aumento da frequência da ordenha (três vezes por dia). Os autores concluíram que a inclusão de uma terceira ordenha na produção de leite melhora o desempenho ambiental das fazendas leiteiras, reduzindo os impactos em todas as categorias analisadas. Entretanto, este aumento da frequência da ordenha somente é válido para as fazendas que fazem uso de grande volume de ração (intensivas), pois aumenta a produtividade de leite. Sobre a inclusão do AD, o mesmo teve efeito positivo quanto às emissões de GEE e acidificação, sendo considerado, pelos autores, como uma estratégia eficaz para a mitigação dos impactos ambientais.

Nota-se que os estudos de ACV da produção de leite estão consolidados na literatura científica, no entanto, os direcionamentos recentes investigam alternativas para a mitigação dos impactos ambientais, principalmente, considerando mudanças na alimentação do gado. Outro ponto relatado e que se torna muito importante são as escolhas metodológicas. A ACV de produtos lácteos possui diretrizes que auxiliam na padronização dos estudos, como o *International Dairy Federation* (IDF, 2015). Entretanto, uma análise de sensibilidade considerando métodos de alocação e UF são recomendados. Por fim, em relação aos *hotspots* ambientais, em todos os artigos, listados na Tabela 7, apontaram a fermentação entérica (metano entérico) e o manejo de dejetos como os principais pontos críticos no processo. Assim, iniciativas voltadas para a mitigação e/ou redução desses impactos se tornam interessantes, principalmente, quando alinhadas com os conceitos de Economia/Bioeconomia circular.

4.2 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE LEITE

Os potenciais impactos ambientais relacionado à produção de 1 kg de leite FPCM foram: potencial de mudanças climáticas = 0,365 kg CO₂ eq; potencial de acidificação terrestre = 0,00227 kg SO₂ eq; potencial de eutrofização de água doce = 0,000177 kg P eq; potencial de eutrofização marinha = 0,00578 kg P eq; potencial ecotoxicidade marinha = 0,00305 kg 1,4 DB eq; potencial de ecotoxicidade de água doce = 0,00416 kg 1,4 DB e potencial de ecotoxicidade terrestre = 0,0186 kg 1,4 DB eq, (Tabela 8).

Tabela 8 - Potencial de impacto ambiental para o sistema de produção de leite FPCM

Categorias de impacto	Unidade	Processos elementares			Total
		Alimentação animal	Manejo do rebanho	Manejo dos dejetos	
Mudanças climáticas	kg CO ₂ eq	2,31E-01	8,36E-02	5,07E-02	3,65E-01
Acidificação terrestre	kg SO ₂ eq	2,24E-03	1,03E-05	2,16E-05	2,27E-03
Eutrofização de água doce	kg P eq	1,77E-04	2,24E-07	1,78E-07	1,77E-04
Eutrofização marinha	kg N eq	2,89E-03	2,89E-03	4,77E-07	5,78E-03
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DB eq	3,02E-03	1,18E-05	1,61E-05	3,05E-03
Ecotoxicidade água doce	kg 1,4-DB eq	4,13E-03	1,50E-05	1,95E-05	4,16E-03
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DB eq	1,86E-03	2,47E-07	3,97E-07	1,86E-03

Fonte: Elaboração própria (2022)

O resultado encontrado (0,365 kg CO₂ eq/kg FPCM), para a categoria de mudanças climáticas, foi relativamente menor do que a estimativa nacional que foi realizada para o sistema confinado no sul do país (0,535 kg CO₂ eq/ kg ECM) (DE LÉIS *et al.*, 2015). Tais valores também foram próximos aos dados relatados por Belflower *et al.*, (2012), Reising *et al.*, (2017), Jayasundra *et al.*, (2019) e Pirlo; Lollo (2019), que apresentaram resultados variando de 0,17 a 1,73 kg CO₂ eq/ kg FPCM e 0,39 a 1,39 kg CO₂ eq/kg ECM. Esses estudos englobam a produção de leite internacional para o sistema de produção confinado nos países da Europa e América do Norte. É válido destacar, que no estudo de De Léis *et al.*, (2015), os autores utilizaram a UF baseada somente pela energia (ECM) e nenhum método de alocação foi considerado. Essas escolhas tendem a gerar resultados diferentes, como o observado neste estudo.

Carvalho *et al.*, (2021) obtiveram valores superiores ao deste estudo para a região nordeste do Brasil (1,41 kg CO₂ eq/kg FPCM). Entretanto, tais valores correspondem a sistemas

de produção semi-intensivo, o que justifica, em grande parte, a diferença significativa nos resultados. Os sistemas de produção confinados são sistemas intensivos, onde os animais são alojados em galpões com espaço reduzido (BAHLO *et al.*, 2019). Além disso, existe uma relação entre a produtividade do leite com as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) (GUERCI *et al.*, 2013; KIEFER *et al.*, 2014; O'BRIEN *et al.*, 2014). Em outras palavras, sistemas de produção de leite mais produtivos tendem a ter menores valores de GEE por FPCM (PIRLO; LOLLI, 2019). Por outro lado, os sistemas extensivos e/ou de baixa produção de leite contribuem para mais emissões de GEE (CARVALHO *et al.*, 2021), sendo este, uma característica relacionada às fazendas com a alimentação a pasto (WILKES *et al.*, 2020).

Os valores encontrados para o potencial de acidificação terrestre foram menores aos valores obtidos por Carvalho *et al.*, (2021), Bacenetti *et al.*, (2016) e Baldini *et al.*, (2020), respectivamente, de 0,0011, 6,5 e 15 g SO₂-eq. / kg de leite FPCM. A variabilidade dos resultados, nesta categoria, pode ser relacionada às práticas de gestão, em cada fazenda, principalmente, quando relacionada à dieta adotada (SALVADOR *et al.*, 2016).

Para a categoria de eutrofização marinha os valores foram consistentes aos de Battini *et al.*, (2014) e Battini *et al.*, (2016) variando de 0,00012 a 0,00913g PO-eq./ kg FPCM. Já para a categoria de eutrofização de água doce o resultado encontrado foi relativamente menor em comparação com os que foram encontrados por Battini *et al.*, (2014), Battini *et al.*, (2016) e Noya *et al.*, (2018) e cujas emissões foram 9,13 g PO eq/ kg FPCM e 9,4-17,2 g N eq/ kg FPCM e 2,85 g N eq/kg FPCM, respectivamente.

Quando se trata de ACV aplicado a produtos de origem animal existem várias controvérsias em relação aos resultados (VIDA; TEDESCO, 2018). Bacenetti *et al.*, (2016); Baldini *et al.*, (2020) e Berton *et al.*, (2020) encontraram valores semelhantes (2,95; 5 e 6,27 g PO eq/ kg de FPCM, respectivamente), todavia, a avaliação realizada foi baseada em fatores de caracterização (FC) que combinam todos os impactos de eutrofização. Isso gera uma questão a ser considerada nos estudos de ACV em termos comparativos. Neste estudo, o método escolhido tem seus fatores de caracterização (FC) baseados no método ReCipe (2008). O ReCipe divide o potencial de eutrofização e ecotoxicidade em duas ou mais categorias de impacto expressando as emissões em unidades de fósforo e nitrogênio (NOYA *et al.*, 2018). Visto isso, tal consideração dificulta a análise dessas categorias com outros estudos.

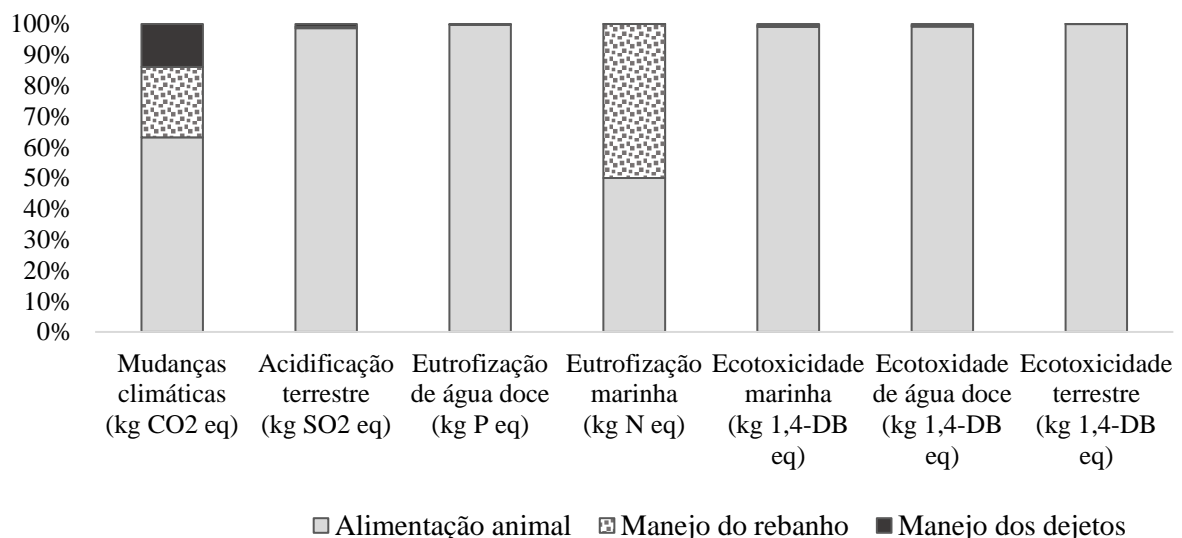
Sobre os impactos relacionados às categorias de ecotoxicidade (marinha, água doce e terrestre) ambos os resultados estão relativamente de acordo com Bakken *et al.*, (2016) e Roer *et al.*, (2013), que encontraram valores variando de 0,001 a 0,004 kg DB eq/ kg ECM.

Entretanto, quando comparado com os estudos de Knudsen *et al.*, (2019) e Chobtang *et al.*, (2017) os valores foram significativamente menores. É válido ressaltar que as escolhas metodológicas consideradas em cada estudo, como exemplo a alocação e a unidade funcional podem trazer incertezas e resultados diferentes nas análises realizadas.

A Figura 18 mostra que a principal parcela dos impactos ambientais ocorre devido ao processo de alimentação animal. Isto ocorre com grande destaque (acima de 99%) nas categorias de potencial de acidificação terrestre, eutrofização de água doce e ecotoxicidade marinha, de água doce e terrestre. Nesse processo todos os insumos da dieta (sorgo, milho, feno..) dos bovinos (Tabela 3) são armazenados e preparados. Nessa preparação, ocorre o uso de consumíveis em equipamentos agrícolas na moagem de grãos, como o sorgo e o milho. De acordo com Salvador *et al.*, (2016) a alimentação animal tem grande influência nos impactos para a categoria de acidificação. Roy *et al.*, (2009), por sua vez, destaca que a produção agrícola tem contribuição relevante para a eutrofização devido, principalmente, à fertilização nitrogenada.

O processo de manejo do rebanho apresenta uma parte notória dos impactos para a categoria de potencial de aquecimento global (19%) e eutrofização marinha (50%). Os impactos mais comuns ocasionados nos sistemas de produção de leite estão relacionados às categorias de mudança climática, acidificação e eutrofização para Yan *et al.*, (2011). Essa afirmativa está em consonância também com o manejo dos dejetos que teve contribuição representativa somente para a categoria de mudanças climáticas (38,9%).

Figura 18 - Desempenho ambiental líquido de diferentes sistemas de produção de leite



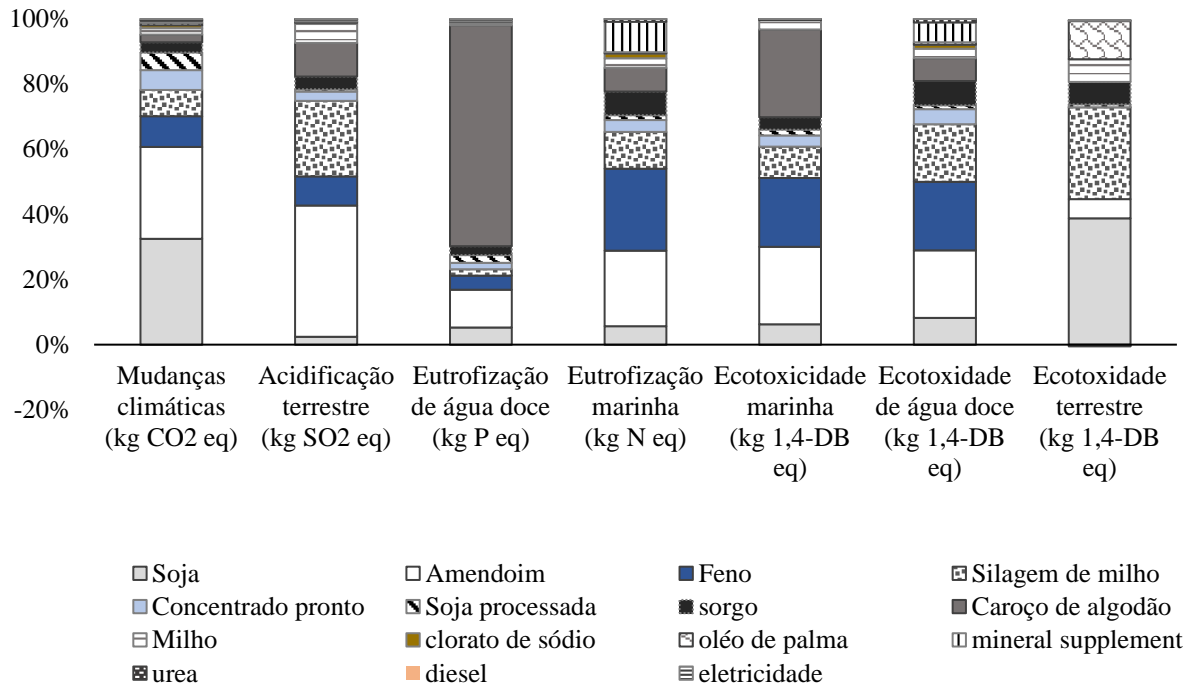
Fonte: Elaboração própria (2022)

As Figuras 19-21 apresentam as contribuições relativas das diferentes atividades e insumos para os impactos ambientais de cada processo elementar do sistema. Na Figura 19, os insumos referentes ao amendoim, caroço de algodão, soja, feno e silagem de milho tiveram resultados representativos para as categorias de impacto avaliadas. O caroço de algodão apresentou impacto profundo nas categorias de potencial de eutrofização de água doce (67,7%) e eutrofização marinha (26,9%). O amendoim desempenha um papel importante em cinco das sete categorias de impacto, variando entre 40 a 20% dos impactos. A soja colaborou, em grande parte, para os impactos da categoria de mudanças climáticas (32,4%) e de ecotoxicidade terrestre (39%). Já nas categorias de potencial de ecotoxicidade e eutrofização marinha e ecotoxicidade de água doce, o feno teve contribuições significativas, representando 21, 25 e 21% dos impactos, respectivamente. A silagem de milho foi o segundo maior contribuinte para a categoria de acidificação e ecotoxicidade terrestre (23% e 28%, respectivamente). No estudo de Carvalho *et al.*, (2021), quando avaliado em termos gerais, a silagem de milho foi o principal contribuinte para a categoria de acidificação (39,4%) e o segundo principal *hotspots* na eutrofização de água doce (12,8%). Os autores relatam que a contribuição mais significativa desse processo é advinda do cultivo do milho grão.

A produção de suplemento mineral, juntamente com o sorgo e óleo de palma teve baixo impacto em todas as categorias analisadas. Entretanto é válido destacar que o óleo de palma é utilizado, em grande quantidade, somente em períodos quentes para facilitar a digestibilidade do animal. Em períodos de clima ameno e/ou no inverno seu consumo é reduzido pela metade. Os consumíveis (óleo diesel e eletricidade), que também tiveram baixo impacto nas categorias avaliadas, são referentes a utilização de maquinários agrícolas para a moagem do milho e sorgo, além da iluminação do ambiente onde os insumos são armazenados. É válido ressaltar que o tipo de alimentação e as quantidades consumidas nas dietas dos animais variam de acordo com o tipo de sistema adotado pela fazenda, a raça do rebanho e a localidade.

Dessa forma, a variabilidade dos resultados referentes aos insumos e, conseqüentemente, aos impactos, pode ocorrer, visto que os alimentos podem ser substituídos dependendo da disponibilidade do insumo na região e época do ano. Para a fazenda estudada, os insumos descritos nas tabelas do inventário (Tabelas 3-5) são a realidade atual para o sistema confinado da região sudoeste do estado de SP.

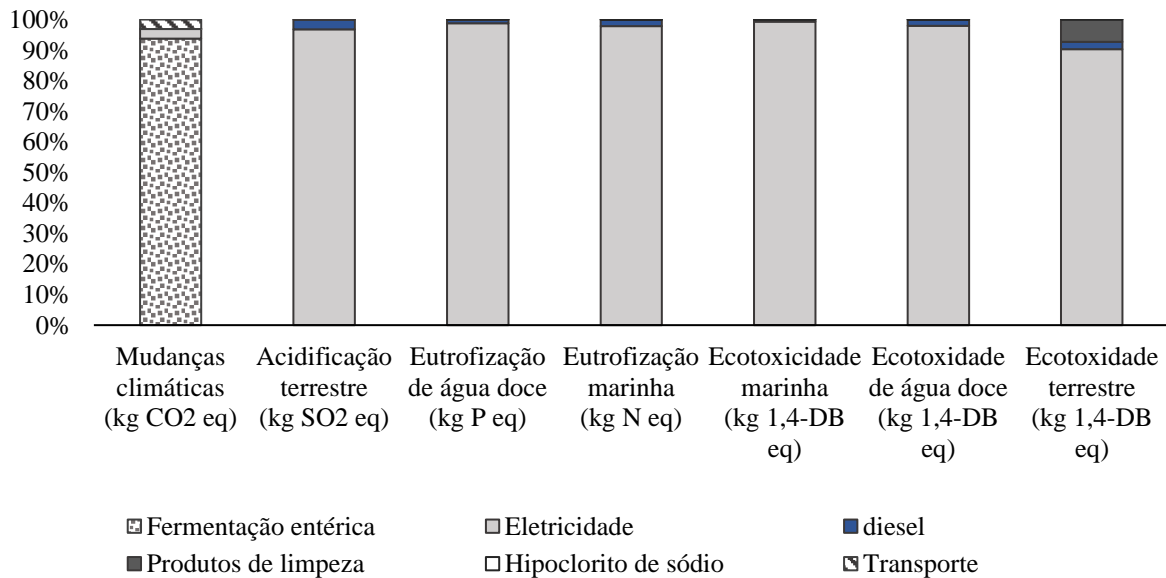
Figura 19 - Contribuição relativa dos diferentes insumos e atividades do processo alimentação do animal por kg de leite FPCM



Fonte: elaboração própria (2022)

A Figura 20 mostra a análise de contribuição da ACV com foco nos insumos e atividades do processo de manejo do rebanho.

Figura 20 - Contribuição relativa dos diferentes insumos e atividades do processo manejo do rebanho por kg de leite FPCM



Fonte: elaboração própria (2022)

A fermentação entérica (92%) foi o principal *hotspot* ambiental para a categoria de mudanças climáticas. E isso está relacionado à emissão de gás metano biogênico (CH₄) que faz parte do ciclo biológico dos animais ruminantes (LACA *et al.*, 2020; LEDGARD *et al.*, 2020). O principal fator que colabora para o aumento da emissão de CH₄ é a dieta do animal (IPCC, 2019). Em outras palavras, dietas que possuem alto teor de proteína e alta digestibilidade no organismo dos bovinos tendem a ter baixa emissão de CH₄. Assim, fazendas que possuem alto índice de confinamento tendem a ter menor emissão do gás, quando comparadas às fazendas baseadas em pastagens (IPCC, 2019).

Nos estudos de Noya *et al.*, (2018) e Battini *et al.*, (2016) foram identificados que a fermentação entérica foi o principal *hotspots* para a categoria de aquecimento global (mudanças climáticas) e isso está de acordo com a literatura atual. Quando analisado para o contexto brasileiro, De Leis *et al.*, (2015) também constataram que a fermentação entérica foi o principal impacto para a pegada de carbono em fazendas confinadas.

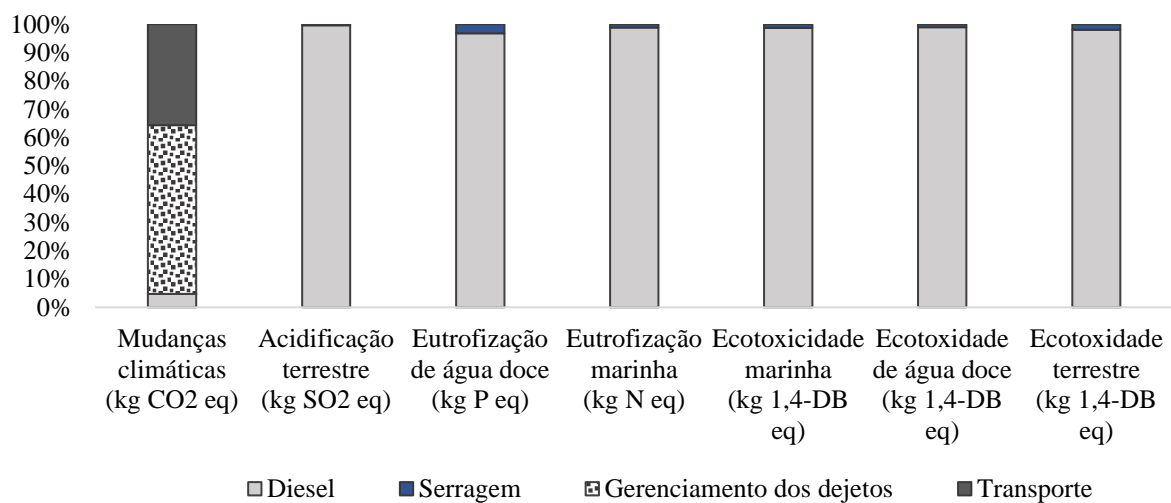
O consumo de eletricidade teve contribuição significativa em todas as seis das sete categorias de impacto avaliadas. O uso da energia nesse processo se dá principalmente pelo uso de aspersores, ventiladores e pelo sistema de ordenha. A fazenda adota o uso de três ordenhas por dia. A estratégia de três ordenhas diárias gera maior consumo de eletricidade (BACENETTI *et al.*, 2016), mas tende a aumentar a produção de leite por ano (SMITH *et al.*, 2002). Bacenetti *et al.*, (2016) também observaram que o aumento da frequência da ordenha (duas para três vezes) geram melhores resultados de desempenho ambiental, principalmente, para as categorias de acidificação, eutrofização e aquecimento global. Segundo os autores, um dos motivos é o aumento da eficiência alimentar do rebanho, ou seja, o aumento da produção está diretamente relacionado a uma dieta mais eficiente e, conseqüentemente, ocasionou uma redução desses impactos. Lovarelli *et al.*, (2019) também relatou que os sistemas intensivos de produção de leite, que possuem alta eficiência de produção, tendem a colaborar para a sustentabilidade. Isso está de acordo com o discutido anteriormente sobre os estudos que constataram que fazendas confinadas tendem a obter menor impacto ambiental por UF na categoria de mudanças climáticas, onde o principal *hotspot* é a fermentação entérica. Este, por sua vez, está relacionado com a alimentação animal no processo de ruminação dos bovinos.

Reforçando, Flysjo *et al.* (2011), relatam que um dos indicadores chave para medidas de desempenho com foco na redução da pegada de carbono do leite está relacionada com a produção de leite e a eficiência alimentar. Em contrapartida, deve-se atentar para o aumento do consumo de eletricidade, visto que como mostrado na Figura 20, existe uma alta representatividade nas demais categorias de impacto. O diesel teve baixo impacto em todas as

categorias da Figura 20, variando entre 4% a 17%.

O processo de manejo de dejetos está estratificado na Figura 21. Os dejetos dos animais são manejados no mesmo local que acontece o manejo do rebanho para o estudo de caso realizado. Nota-se que o diesel teve alto impacto (mais de 95% de contribuição) em seis das sete categorias avaliadas. Essa alta contribuição se deve principalmente às emissões da atividade de transporte (CO₂) com o uso de tratores agrícolas. Isso ocorre devido ao tipo de gerenciamento de dejetos que foi adotado pela fazenda. Existem diferentes tipos de gestão de dejetos nas fazendas leiteiras. E, devido a isso, as emissões dos dejetos se diferem de um sistema a outro, pois dependem de como são tratados (YORK *et al.*, 2018). O *compost barn* (ler seção 3.3) demanda pela adição de serragem em mistura com os dejetos bovinos (fezes mais urina) para obter uma “cama” macia e seca para os animais. Contudo, o manejo da “cama” acontece por meio de uma enxada rotativa acoplada em tratores agrícolas, para que aconteça a escarificação. Essa atividade de escarificação acontece três vezes por dia, o que resulta em emissões de combustível fóssil para o meio ambiente. As emissões resultantes do gerenciamento dos dejetos (CH₄ biogênico e NH₃) tiveram alto impacto ambiental (60% nas mudanças climáticas). Entretanto, a entrada de serragem teve uma baixa influência sobre os impactos. É válido ressaltar que a utilização da serragem nesse sistema é devido ao baixo custo do insumo na região. Entretanto, o material volumoso pode ser substituído por outros materiais (orgânicos e/ou inorgânicos) podendo, assim, variar o total das emissões.

Figura 21 - Contribuição relativa dos diferentes insumos e atividades do processo manejo de dejetos por kg de leite FPCM



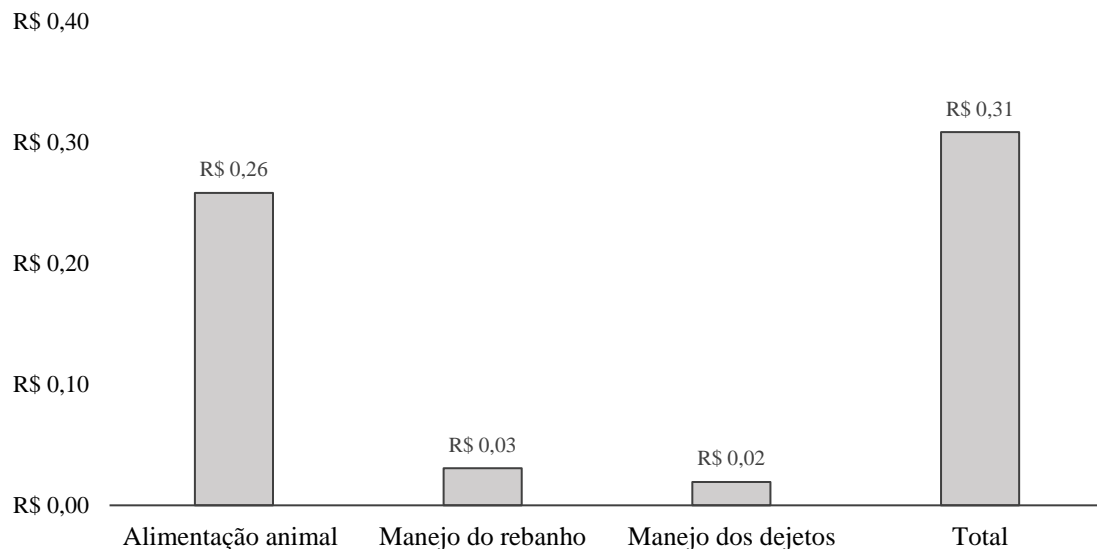
Fonte: Elaboração própria (2022)

Dessa forma, tem-se como conclusão que o manejo do rebanho e o manejo de dejetos adotado pela fazenda impacta diretamente nos resultados da ACV da produção de leite, porém, de forma secundária como abordado anteriormente.

4.2.1 Monetização dos impactos da ACV

A monetização dos resultados da ACV foi realizada para quantificar os custos de compensação dos impactos ambientais. O resultado total da avaliação monetária (Figura 22), via ponderação dos impactos mediante a adoção do método *Environmental Prices*, foi de 0,31R\$/kg de leite FPCM. O processo de alimentação animal teve os custos externos mais elevados para a compensação ambiental. O menor custo se refere ao processo de manejo dos dejetos.

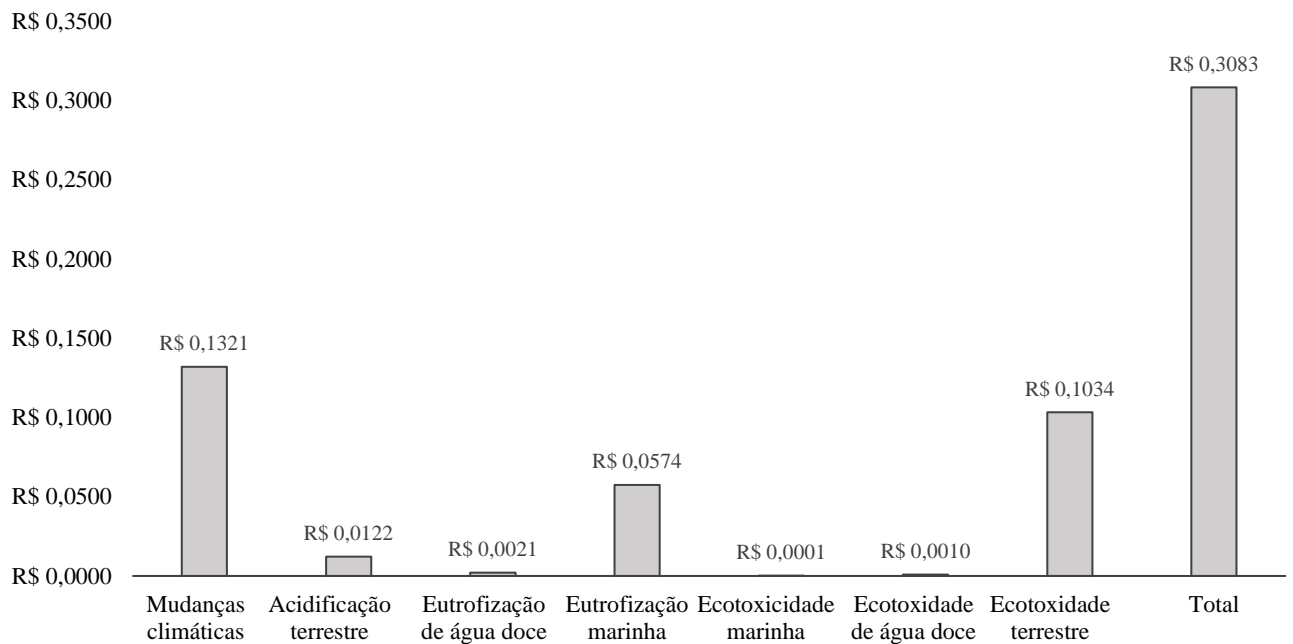
Figura 22 - Custo de compensação ambiental total por processo elementar (R\$/kg de leite FPCM)



Fonte: elaboração própria (2022)

O resultado total dos valores monetizados (Figura 23) para cada categoria de impacto ambiental mostra que o potencial de aquecimento global (43%) foi o que mais contribuiu para os custos externos. Esses resultados estão em consonância com os resultados encontrados para os impactos ambientais caracterizados (Tabela 8).

Figura 23 - Custo de compensação ambiental por categorias de impacto (R\$/kg de leite FPCM)



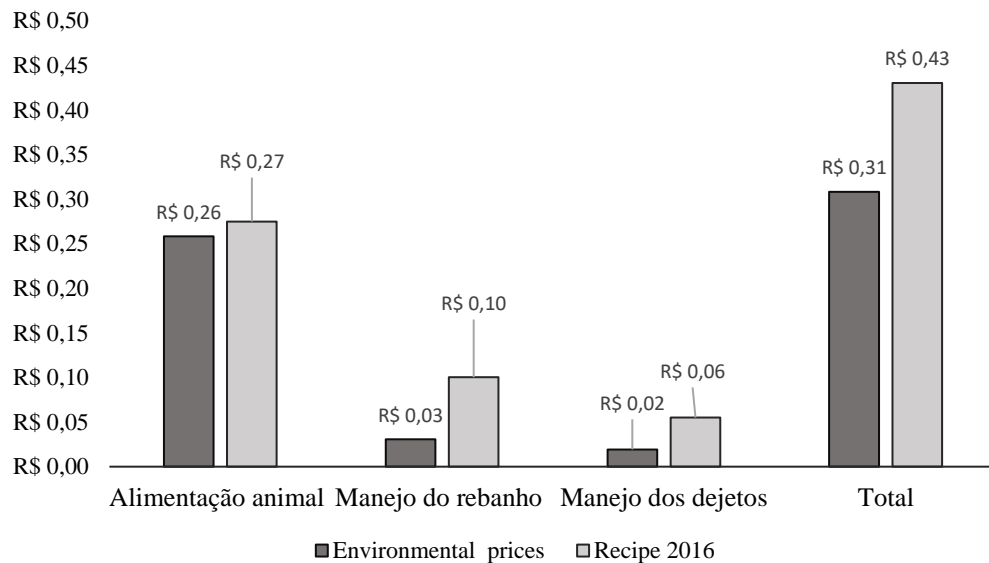
Fonte: Elaboração própria (2022)

Por fim, nota-se que nenhuma categoria de impacto apresentou benefícios externos. Tais benefícios poderiam ser adquiridos, por exemplo, com a reutilização dos dejetos em forma de biogás e/ou uso de fertilizante orgânico em alguma atividade agrícola dos insumos na alimentação.

4.2.2 Análise de sensibilidade sobre o método de AICV com ponderação monetária

A Figura 24 mostra os resultados da análise de sensibilidade da monetização dos impactos ambientais para cada processo elementar, variando o método de avaliação de impactos utilizados na ACV. Observa-se que o método *ReCipe* (2016) midpoint (H) gerou valores mais altos nos impactos potenciais quando comparado à ponderação monetária feita usando o método de *Environmental prices* (cenário base). Assim, os resultados com o *ReCipe* (2016) tiveram os custos ambientais totais mais elevados.

Figura 24 - Comparação dos métodos de monetização aplicados na ponderação dos impactos ambientais por processo elementar (R\$/kg de leite FPCM)



Fonte: Elaboração própria (2022)

Nota-se que a diferença mais marcante foi relacionada com os resultados do processo de manejo do rebanho. Tais diferenças acontecem devido às diversas escolhas metodológicas que podem gerar resultados diferentes na ACV. Neste caso, além das incertezas das metodologias, para o cálculo do impacto, considerando cada método de AICV, tem-se, também, as considerações nas estimativas da monetização, contribuindo, assim, para o aumento das incertezas.

4.2.3 Análise de sensibilidade sobre diferentes critérios de alocação

A Tabela 9 mostra a sensibilidade dos resultados quanto aos diferentes métodos de alocação, considerando três cenários (ver seção 3.5.4): 1) cenário 1 (base): alocação física; 2) cenário 2: sem alocação e, 3) cenário 3: alocação econômica.

Nota-se que a alocação econômica foi o método que apresentou os menores potenciais de impacto ambiental, em todas as categorias avaliadas (Figura 25). A diferença, quando comparado ao cenário base, foi em média -49%. No entanto, quando considerado o cenário 2 (sem alocação) com o cenário base, a diferença foi bastante elevada (média de +200%). Isso é perceptível quando analisado as emissões das mudanças climáticas sem alocação em comparação com o cenário base, o resultado foi de 1,09 e 0,365 kg CO₂ eq FPCM de leite, respectivamente. Isso corresponde a uma diferença de menos de 60% de emissões de CO₂, para o cenário base. Entretanto, quando comparado com as emissões de CO₂ eq por kg de FPCM, no método econômico, a diferença foi ainda maior, -80% (ver tabela 9).

Tabela 9 - Cenários de sensibilidade para diferentes métodos de alocação

Categorias de impacto	Unidade	Métodos de alocação		
		Cenário 1 (alocação física)	Cenário 2 (sem alocação)	Cenário 3 (Alocação econômica)
Mudanças climáticas	kg CO ₂ eq	3,65E-01	1,09E+00	2,18E-01
Acidificação terrestre	kg SO ₂ eq	2,27E-03	7,53E-03	1,22E-03
Eutrofização de água doce	kg P eq	1,77E-04	5,80E-04	9,26E-05
Eutrofização marinha	kg N eq	5,78E-03	9,67E-03	1,55E-03
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DB eq	3,05E-03	1,01E-02	1,64E-03
Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DB eq	4,16E-03	1,39E-02	2,24E-03
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DB eq	1,86E-03	6,22E-03	1,00E-03

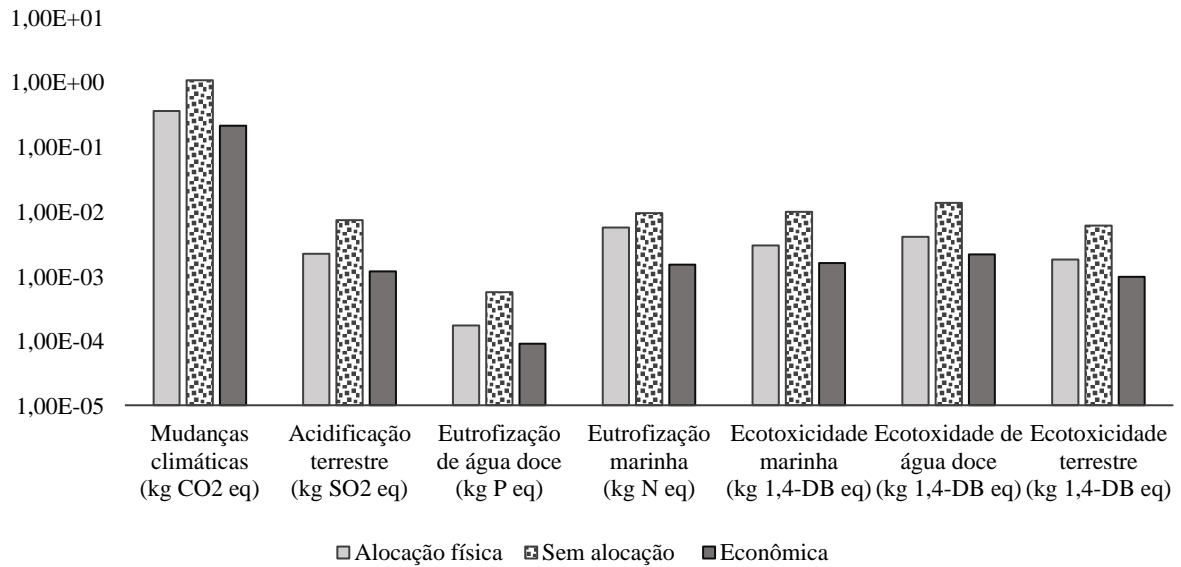
Fonte: Elaboração própria (2022)

É válido ressaltar que, neste estudo, os dejetos são considerados como coproduto, assim, as emissões foram divididas proporcionalmente, de acordo com o método de alocação, entre o leite, carne e dejetos compostados. Quando não se utiliza nenhum método de alocação (cenário 2), os impactos são atribuídos somente para o produto principal. Neste estudo, a quantidade (massa) e o valor econômico dos dejetos foram significativamente maiores que o leite e a carne, ou seja, a maioria das emissões foram rateadas para os dejetos.

Assim, a partir dessa consideração, tem-se menores emissões para o produto principal (leite) quando são submetidos aos métodos de alocação física e econômica. Isso justifica o fato de que, na maioria dos estudos de ACV da produção de leite, o percentual da emissão para o produto principal (leite) é relativamente mais alto, variando entre 80% a 90% (BALDINI et al., 2017; BATTINI et al., 2016; CARVALHO et al., 2021).

Isso ocorre porque os dejetos não são considerados como coproduto nas fazendas analisadas, ou seja, a alocação é realizada somente para o leite e a carne. Nesse aspecto, tem-se uma observação quanto às fazendas que fazem o uso dos dejetos como coprodutos, visto que a sua unidade de massa é mais elevada. Essa consideração se torna importante, ainda mais no contexto rumo à bioeconomia circular (ler seção 2.5.1).

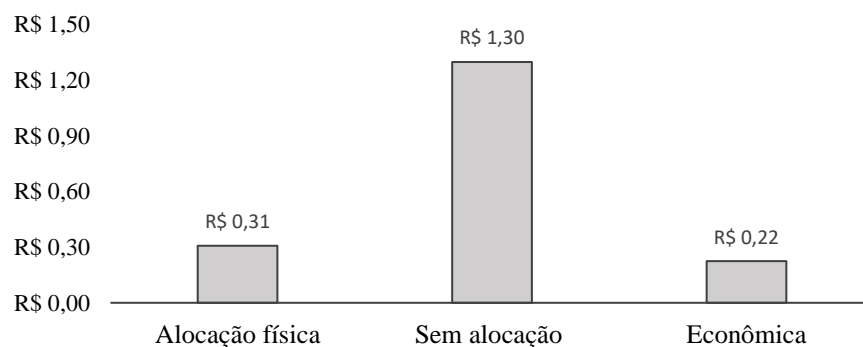
Figura 25 - Análise dos impactos ambientais dos cenários metodológicos (alocação)



Fonte: Elaboração própria (2022)

Quando os resultados foram submetidos a avaliação monetária (Figura 26), os valores foram ajustados conforme a ponderação do método *Environmental prices* (DE BRUYEN *et al.*, 2018) (Figura 15). Como esperado, a alocação econômica continuou com os menores valores de custos externos (R\$ 0,22), seguido pela alocação física (R\$ 0,31) e sem alocação (R\$ 1,30).

Figura 26 - Análise de cenário metodológicos considerando a monetização dos resultados



Fonte: Elaboração própria (2022)

Em termos monetários, o cenário base apresentou os custos externos ligeiramente mais elevados em relação ao cenário 3 (+ R\$ 0,09 centavos de diferença). Já quando comparado ao cenário 2, a diferença foi de R\$ 0,99 centavos a menos. Vale ressaltar que esses valores são correspondentes a 1 kg de leite FPCM. Se considerar a produção diária, mensal e anual dos

sistemas de produção de leite, a diferença tende a aumentar significativamente.

Nota-se uma diferença considerável nos resultados finais dos impactos e da monetização (Figura 25 e 26), quanto a escolha do método de alocação. Adicionalmente, existe o método de alocação biológica, desenvolvido pelo IDF (2015). Esse método é baseado na energia necessária contida na ração para produzir carne ou leite (BATTINI *et al.*, 2016). No entanto, nas revisões realizadas por Baldini *et al.*, (2017) o método econômico foi mais utilizado, seguido pela biológica e física (massa). Já em um novo levantamento atual, realizado por Silva *et al.*, (2021b), a alocação biológica foi a mais utilizada nos estudos recentes. Para Kristensen *et al.*, (2011), a alocação biológica seria o mais adequado para avaliação ambiental da produção de leite. Entretanto, este método considera a distribuição das emissões somente para produção de 1 kg de leite ou carne, o que não se torna aplicável neste estudo.

Por fim, caso não for aplicável as regras de alocação (biológica e econômica), a alocação física (massa) é a sugerida tanto pelas diretrizes da ISO quanto pelo IDF (2015). Ainda mais, quando considerado outros coprodutos, além da carne. Assim, o método físico (massa), tende a ser o mais recomendado neste estudo, pois se nenhum método for considerado, os resultados podem ser subestimados somente para o leite. Já quando considerada a alocação econômica, os resultados podem se tornar muito suscetíveis, devido ao valor atribuído à carne e ao leite, em cada país e região. Em outras palavras, os preços dos produtos e coprodutos tendem a ser altamente voláteis (BATTINI *et al.*, 2016).

4.2.4 Análise de cenários: diferentes sistemas de produção de leite no Brasil

Diferentes sistemas de produção de leite tendem a gerar diferentes resultados na avaliação do impacto ambiental. Isso ocorre devido às particularidades de cada sistema de produção, bem como a região que está inserida. O Brasil é um país de grande extensão territorial e variações de clima e solo. Devido a isso, existe uma enorme diversidade entre os sistemas de produção, principalmente, em relação a produtividade, rebanho, alimentação do gado e práticas agronômicas (DE LEIS *et al.*, 2015).

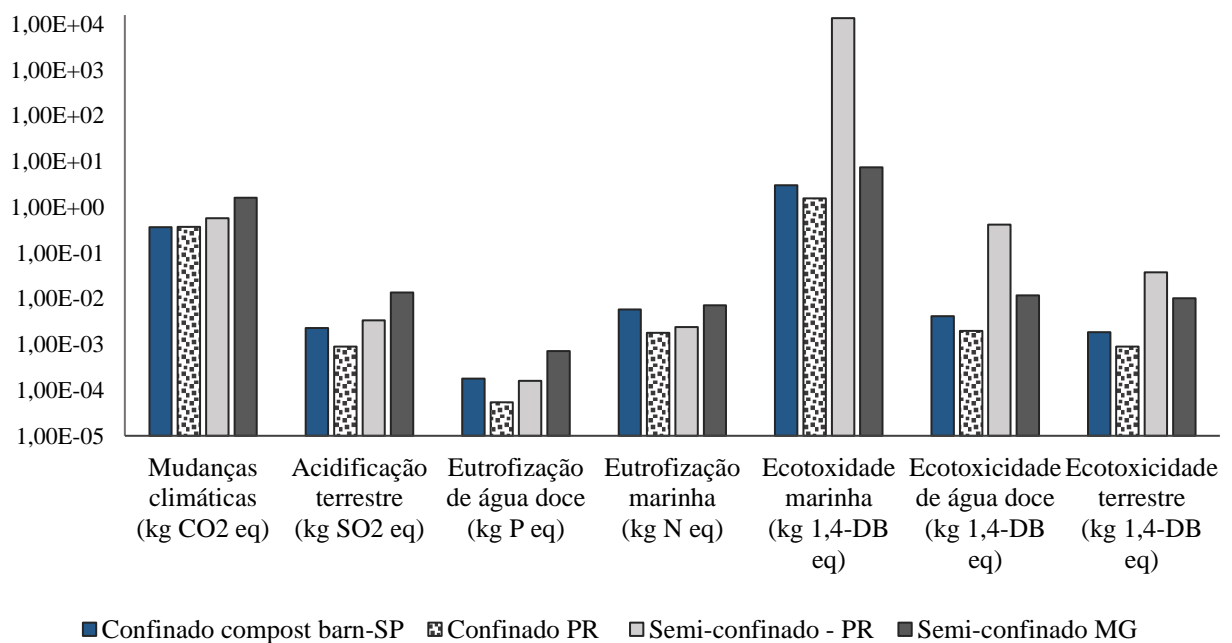
A Figura 27, mostra os impactos ambientais de diferentes sistemas de produção de leite que estão localizados na região sudeste e sul do país. Tais resultados foram calculados seguindo os mesmos procedimentos metodológicos adotados na seção 3.5. Em ambos os casos, a carne e os dejetos, foram considerados como coproduto.

É nitidamente claro que os impactos ambientais por kg de leite FPCM são significativamente inferiores para os sistemas de produção confinados em comparação com os

sistemas semiconfinado. O sistema confinado, da Região de Campos Gerais/PR (cenário 2), foi o que apresentou o melhor perfil ambiental para todas as categorias de impacto avaliadas. Quando comparado com o cenário base (cenário 1 – confinado *compost barn*) nota-se uma ligeira diferença nos resultados. Essa diferença foi ainda menos significativa para a categoria de mudanças climáticas, onde foi registrado que o cenário base teve um aumento de 2% em relação ao sistema confinado-PR. É válido ressaltar que a categoria de mudanças climáticas é a mais afetada quando analisada em termos de práticas no sistema de produção de leite, pois é nela que são geradas as emissões de metano biogênico e fóssil. Tais emissões foram discutidas no tópico a seguir (4.2.5).

A diferença mais perceptível nos resultados, entre os sistemas de produção, foi apresentada para a categoria de ecotoxicidade marinha (cenário 3), com o impacto 8745% maior em relação ao sistema de produção de menor resultado (cenário 2). Quando comparado ao cenário base (cenário 1), a diferença também foi significativamente mais elevada (4472%). Esse resultado discrepante, na categoria de ecotoxicidade marinha, está relacionado ao uso de pesticidas nas pastagens, como no caso das emissões do lambda cyhalothrin.

Figura 27- Impactos ambientais em diferentes sistemas de produção de leite

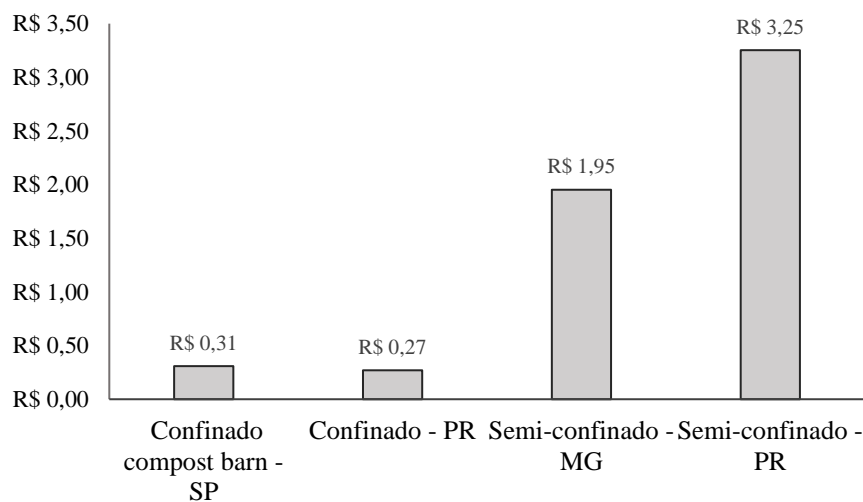


Fonte: Elaboração própria (2021)

Os resultados que foram apresentados nesse estudo estão em consonância com o estudo de DE LEIS *et al.*, (2015). Na ACV comparativa, realizada em propriedades localizadas na região sul do Brasil, os autores registraram menores valores da Pegada de Carbono (PC) do leite em sistemas confinados (0,535 kg CO₂ ECM) quando comparado aos sistemas semiconfinado (0,778 kg CO₂ ECM) e a base de pasto (extensivo) (0,738 kg CO₂ ECM). Todavia, mesmo com esses fatores em consideração, nota-se que, os sistemas configurados como confinados possuem melhor desempenho ambiental.

De forma análoga, os resultados da monetização dos impactos ambientais (Figura 28), para os diferentes sistemas de produção de leite sinalizaram valores de custos externos mais elevados para os sistemas semi confinado, como o sistema da Zona da Mata MG e o sistema da região de Campos Gerais/PR.

Figura 28 - Monetização dos impactos de diferentes sistemas de produção de leite



Fonte: Elaboração própria (2022)

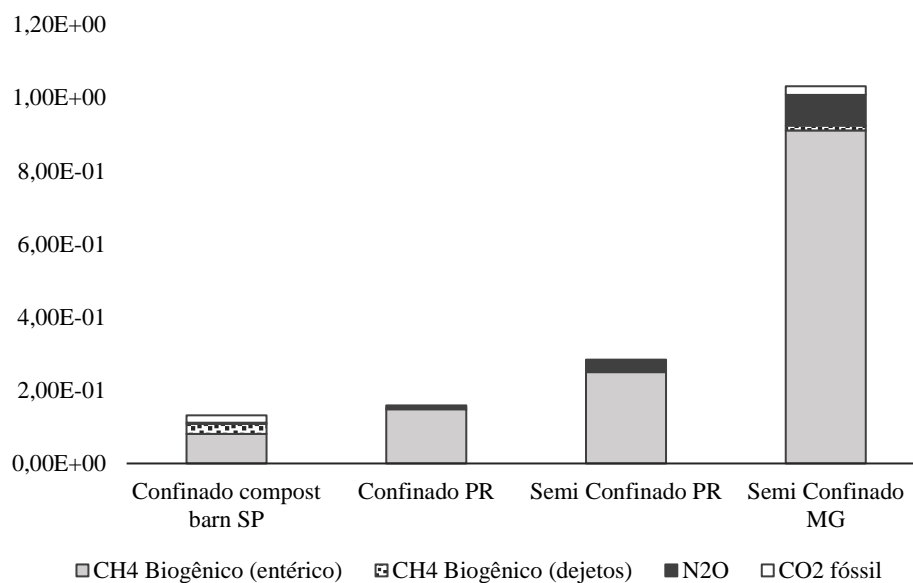
4.2.5 Análise sobre as emissões de carbono em diferentes cenários de produção

A Figura 29 mostra as emissões de carbono associadas aos processos de *Foreground* do sistema de produção de leite, ou seja, as emissões diretas de CO₂ biogênico e fóssil. No cenário base (confinado SP) 70% das emissões são para o carbono biogênico. O percentual de CO₂ fóssil e N₂O foi relativamente baixo. O mesmo acontece para os demais sistemas de produção analisados, onde as emissões provenientes de CO₂ biogênico se sobressai aos demais. Entretanto, nota-se que existe uma variabilidade na quantidade emitida de CO₂ entérico entre

os sistemas de produção, principalmente, nos sistemas semi confinados. Sabe-se que as emissões de fermentação entérica dos bovinos, são originadas, em sua maioria, em sistemas extensivos (COATES *et al.*, 2017) devido a alimentação do rebanho e práticas de manejo. Quanto mais eficiente torna-se o sistema de produção de leite, menos impacto de CO₂ gera para o meio ambiente. Dessa forma, a baixa emissão de carbono biogênico encontrada em sistemas confinados, está em consonância com essa premissa.

Outro ponto a ser destacado é em relação às práticas de gestão dos dejetos bovinos. Apesar do sistema base ter tido menor emissão de CO₂ via fermentação entérica, o mesmo também gerou os mais elevados valores de CO₂ devido a gestão dos dejetos com cama para animais e acúmulo de dejetos para obter a compostagem. O sistema que teve menor emissão foram os sistemas confinado e semiconfinado do PR. Esse sistema de gerenciamento de dejetos é realizado por meio de sistema anaeróbico.

Figura 29 - Emissões diretas de CO₂ de diferentes sistemas de produção de leite



Fonte: Elaboração própria (2022)

É válido destacar que essas emissões foram consideradas neste estudo, separadamente, pois existe uma discussão na literatura quanto à consideração das emissões de fonte biogênica e fóssil. O carbono biogênico faz parte do processo do ciclo biológico/natural no organismo dos bovinos (LACA *et al.*, 2020; LEDGARD *et al.*, 2020). Assim, no sistema de produção de leite, a maioria dos impactos são oriundos por meio das emissões de CO₂ dos processos de

fermentação entérica dos animais e gerenciamento dos dejetos (ver seção 4.2). Tais processos foram os principais *hotspots* identificados neste estudo e estão em consonância com a literatura atual. Devido a isso, a norma padrão ISO 14067 recomenda que tanto o CO₂ biogênico quanto o fóssil devem ser avaliados na Pegada de Carbono. Contudo, de acordo com o IPCC (2006) as fontes biogênicas, originadas pelos animais, plantações e/ou resíduos (dejetos), são emissões eliminadas a curto prazo pela atmosfera (O'BRIEN *et al.*, 2014a). Assim, alguns estudos tendem a considerar tais emissões como neutras (IDF, 2015).

Entretanto, iniciativas globais rumo a neutralização de CO₂ na cadeia láctea estão sendo debatidas no Brasil e no mundo. Tais iniciativas podem ser evidenciadas, na Agenda 2030, da Organização das Nações Unidas (ONU), por meio das metas para os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) bem como a Conferência das Nações Unidas contra as mudanças climáticas (COP 26). Em 2021, a COP 26 estabeleceu o compromisso da redução gradativa de 30% das emissões de metano em relação ao ano base de 2020 (UNITED NATIONS, 2021). Desta forma, o setor lácteo, configurado como um dos principais setores alimentícios que emitem CO₂ (York *et al.*, 2018), estão em busca de uma produção e comercialização mais sustentável de seus produtos. E, isso ocorre, através de análises, como a realizada nesta seção, para auxiliar na tomada de decisão de empresas, associações e produtores.

4.3 AVALIAÇÃO, CLASSIFICAÇÃO E MAPEAMENTO DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

O Quadro 3 apresenta o mapeamento e classificação dos SE conforme a tipologia CICES. Como os dejetos foi o único SE gerado, dentro do limite do sistema, a classificação e mapeamento foi realizada somente para este benefício.

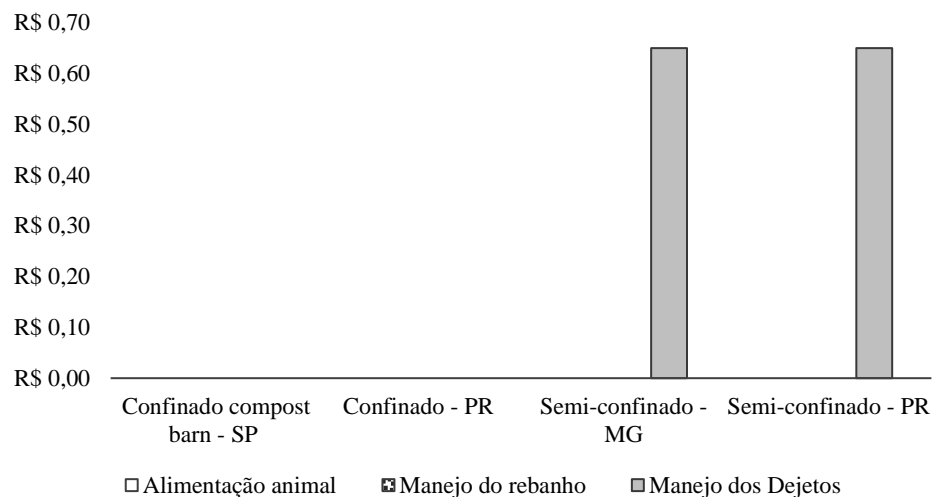
Percebe-se que os dejetos foram mapeados e classificados para mais de um serviço ecossistêmico, no caso para os serviços de provisionamento e regulação/manutenção. Para o serviço de provisionamento este benefício foi classificado como biomassa gerado por meio de animais criados para fins de uso direto, como a substituição de um fertilizante de origem mineral pelo orgânico. Em relação à regulação/manutenção, a classificação foi voltada para a qualidade do solo.

Dessa forma, a valorização dos dejetos indicada no Quadro 3, correspondentes a unidade de 1 kg de leite FPCM. Esse ajuste foi realizado para que seja possível calcular os resultados para a próxima etapa do *framework* proposto (cálculo do DAL).

A valorização total dos SE para os sistemas de produção de leite semi confinado PR e MG foi de 0,65 R\$/kg de leite FPCM e para os sistemas confinados PR e SP foram nulos (0,00 R\$/kg de leite FPCM) (Figura 30). Isso ocorreu devido porque em sistemas confinados tem-se o processo de pastagem com a entrada de fertilizante orgânico e mineral. O fertilizante orgânico corresponde a entrada dos dejetos/esterco, ou seja, dos benefícios que o próprio sistema gera.

Quando analisado em relação aos processos elementares, nota-se que o processo de manejo dos dejetos foi o único que obteve os benefícios (esterco). Os demais correspondem aos processos de *background*. É válido ressaltar novamente que essa foi uma limitação do estudo. Assim, para a avaliação dos SE e para o cálculo do DAL foram considerados somente os processos e os benefícios *G2G* do sistema, ou seja, que são gerados dentro do limite definido (Figura 15).

Figura 30 - Valorização dos benefícios dos SE para cada processo elementar



Fonte: Elaboração própria (2022)

Quadro 3 - Mapeamento e Classificação dos SE conforme a tipologia CICES para o processo de armazenamento de insumos (1 kg de leite FPCM)

Seção	Divisão	Grupo	Classe	Tipo de classe	Código	Benefício	Valorização (RS)							
							Preço de mercado	Un	Quantidade	Valor	Un	Fonte		
Provisionament	Biótico	Biomassa	Animais criados para nutrição, materiais ou energia	Fibras e outros materiais de animais de criação para uso ou processamento direto	Material por quantidade, tipo, uso, mídia (terra, solo, água doce, marinha)	1.1.3.2	R\$ 50,00	kg	1,30E-02	0,65	R\$/l de leite FPCM	Entrevista		
		Regulação e manutenção	Biótico	Transformação de insumos bioquímicos ou físicos em ecossistemas	Mediação de resíduos ou substâncias tóxicas de origem antropogênica por processos vivos	Mediação de resíduos ou substâncias tóxicas de origem antropogênica por processos vivos							Bio-remediação por microorganismos, algas, plantas e animais	2.1.1.1
													Filtração/sequestro/armazenamento/acumulação por microrganismos, algas, plantas e animais	2.1.1.2
		Regulamentação das condições físicas, químicas e biológicas	Regulação da qualidade do solo	Filtração/sequestração/armazenamento/acumulação por ecossistemas	Processos de decomposição e fixação e seu efeito na qualidade do solo	2.2.4.2	Dejetos/ esterco							

*Un- Unidade

Fonte: Elaboração própria (2022)

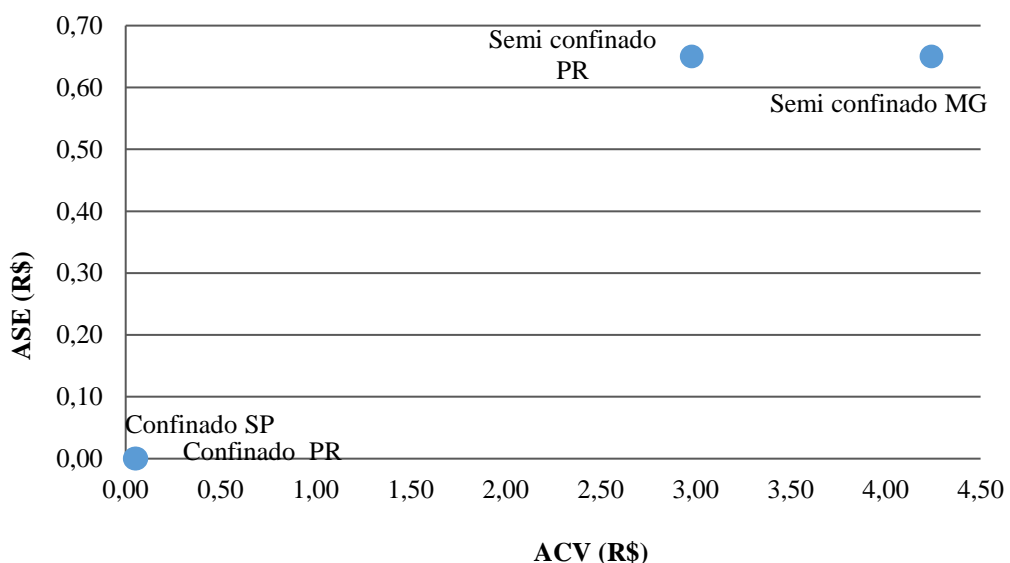
4.4 DAL DE DIFERENTES SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE LEITE NO BRASIL

A Figura 31 mostra o DAL dos diferentes sistemas de produção de leite considerando a abordagem G2G. Nota-se que os cenários com melhores desempenho ambiental são correspondentes aos sistemas caracterizados como confinado (-R\$0,05 e -R\$-0,06). Mas, em contrapartida, não possuem nenhum benefício ambiental (ver seção 4.3).

Em relação aos cenários dos sistemas semi confinado, nota-se que os mesmos obtiveram desempenho negativo (-R\$ 3,78 e -R\$ 2,51) com elevado impacto ambiental por causa do uso de fertilizantes. Contudo, devido ao processo de pastagem no sistema (ver Figura 15) tem-se a geração de benefícios ambientais (dejetos). Assim, por mais que os sistemas confinados não geram nenhum benefício dentro do sistema avaliado, o impacto gerado foi relativamente menor e, conseqüentemente, teve o melhor desempenho. Assim, conclui-se que quanto menor o impacto ambiental e maior o benefício que o sistema de produção gerar, maior será o DAL (Figura 32).

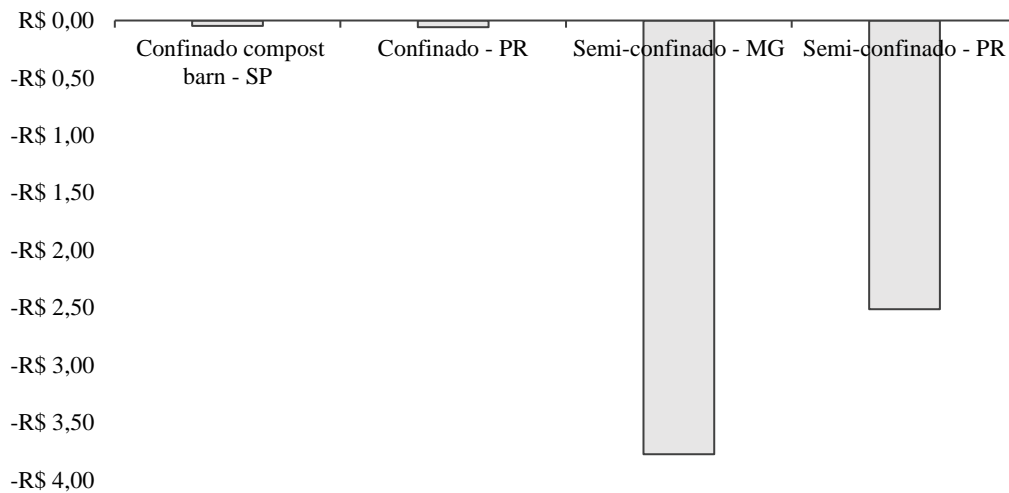
. Nota-se também uma relação constatada de acordo com a literatura da ACV da cadeia leiteira, onde se referem que as fazendas confinadas possuem melhor desempenho ambiental (Figura 32). Como já discutido (seção 4.2), os impactos gerados são menores devido às práticas de gestão que essas fazendas adotam. No entanto, tal desempenho poderia ser melhorado, em ambos os sistemas, com a geração de biogás dentro do limite da fazenda, o que retornaria em benefício ambiental.

Figura 31- Desempenho ambiental líquido de diferentes sistemas de produção de leite



Fonte: Elaboração própria (2022)

Figura 32 - Desempenho ambiental líquido de diferentes sistemas de produção de leite



Fonte: Elaboração própria (2022)

4.5 IMPLICAÇÕES DA PESQUISA

Uma produção mais sustentável deve ser orientada pela demanda atual de produzir leite com baixo teor de carbono e/ou a neutralidade de CO₂. Para isso, as iniciativas atuais devem estar em consonância com o cumprimento das principais ações mundiais, tais como os ODS, Bioeconomia e Economia Circular. Sabe-se que o setor agropecuário possui capacidade de gerar biomassa para a produção de biogás e biofertilizantes, que podem retornar ao ciclo do processo produtivo, contribuindo diretamente para a bioeconomia circular. Isso foi evidenciado neste estudo, que além da produção de leite tem-se a produção da compostagem.

Outro ponto evidenciado neste estudo – e está em consonância com a literatura atual – foi que fazendas mais intensivas tendem a emitir menos impacto ambiental por kg de leite FPCM. No entanto, o Brasil, por ser um país com extensa área territorial, possui muita diversificação entre os sistemas de produção (DE LEIS *et al.*, 2015), variando entre as regiões, estados e até mesmo dentro de uma área local. Sendo assim, isso dificulta a mensuração das emissões para o perfil nacional e a estipulação de políticas centradas para a neutralidade de carbono deste produto.

O equilíbrio entre a intensificação e a produtividade de leite é uma questão preocupante, pois existem diversos pequenos produtores que adotam sistemas extensivos de produção. Além

disso, geralmente os rebanhos das fazendas leiteiras são compostos por várias categorias de gado, tais como vacas secas e bezerros. Tais categorias não contribuem com a produção de leite durante determinado período, entretanto, emitem CO₂ biogênico, um dos principais *hotspots* deste setor. Tais pontos evidenciados são limitações do setor que tornam - ainda mais - desafiante a adoção de estratégias para a redução de CO₂ no setor lácteo nacional.

Algumas estratégias são indicadas na literatura, tais como, o aumento de concentrados na alimentação, o uso de proteína adequada para melhorar a digestibilidade do gado, o investimento de animais com genética boa e/ou raça, pastejo rotacionado, além de alternativas exploradas na indústria 4.0, como sistemas inteligentes eletrônicos – muito utilizado nas fazendas de precisão. Todavia, a mensuração dos impactos ambientais, como realizado neste estudo, é configurado como um excelente levantamento para contribuir com uma produção mais sustentável para o setor lácteo nacional e mundial e, assim, auxiliar na tomada de decisão. Um dos grandes desafios, desse setor, agora, é o aumento da produtividade com menos emissão de impacto ambiental por kg de leite.

A adoção de uma análise holística, considerando também os benefícios dos ecossistemas, permite ter uma visão mais ampla de todo o processo, implicando diretamente na identificação de onde/quais processos são os pontos críticos para focar em melhorias e, conseqüentemente, aumentar o desempenho (DAL) do sistema avaliado. Tal consideração avalia tanto os impactos da ACV (ambiental) quanto os benefícios (ecológica) que os ecossistemas representam para a sociedade. Sistemas produtivos agropecuários tendem a ter alta geração desses benefícios ao mesmo tempo em que contribui para a sua degradação. Portanto, o framework desenvolvido nesta pesquisa mostra, de forma simples, em três etapas, como calcular o DAL integrando tanto a ACV quanto a ASE.

A integração ACV-ASE ainda está em fase embrionária na literatura corrente, ou seja, as pesquisas ainda estão em desenvolvimento inicial. Nesse sentido, Brione-Hidrovo *et al.*, (2020) ressalta que as propostas para essa integração podem variar de uma para outra, principalmente, na forma como os SE são avaliados e integrados em estudos de ACV. Um dos motivos disso acontecer pode ser relacionado devido à falta de consenso na literatura sobre como valorar os SE (MAIA DE SOUZA *et al.*, 2018), assim, como a não existência de normas técnicas sobre tal integração. Isso faz com que diversos estudos avaliem de diferentes formas e em diversas perspectivas como integrar ACV e ASE (NORGAARD, 2010). Para Jordan *et al.*, (2021), a melhor escolha de valorização e/ou avaliação, depende, de forma exclusiva, do contexto da aplicação. Todavia, sabe-se que a valorização é uma medida tangível para que melhorias sejam incluídas na tomada de decisão, principalmente, em uma perspectiva que visa

a sustentabilidade.

Outro ponto observado é que a maioria dos estudos de SE para o contexto da produção de leite concentram-se nos impactos relacionados ao manejo da terra e não sobre os benefícios e/ou avaliação desses serviços em si (SILVA *et al.*, 2021b). Tais estudos contemplam uma situação/região de referência, como no caso de uma paisagem, floresta ou até mesmo uma área rural. Dessa forma, certifica-se, ainda mais, a limitação em abordar os SE a nível micro, de sistema de produto, como é contemplado nos estudos de ACV. Mais uma vez, o framework proposto neste estudo pode auxiliar nesse processo, visto que foi proposta uma forma de se integrar ACV e ASE em avaliações a nível micro/sistemas de produto.

Aqui, utilizamos métodos de AICV que realizam a monetização dos impactos da ACV por meio da ponderação desses impactos. Assim, é possível obter os custos para a compensação ambiental. Já no SE, foi feito o cálculo por meio de uma abordagem monetária (preço de mercado) e considerando todos os benefícios que a produção de leite oferece. Entretanto, algumas limitações foram identificadas quanto a proposta apresentada:

- Incertezas decorrentes dos métodos de conversão dos impactos ambientais: existem alguns métodos que realizam a conversão dos impactos em unidades monetárias (PONSINIEN *et al.*, 2020). Contudo, cada método utiliza de fatores e considerações específicas para realizar a ponderação dos resultados. Isso implica em incertezas nos resultados avaliados. Uma análise mais aprofundada de todos os métodos aplicáveis pode ser benéfica em trabalhos futuros visando analisar a sensibilidade do cálculo de DAL.
- Os preços médios utilizados no método *Environmental Prices* se referem a preços para emissões médias para países da União Europeia (DE BRUEYN *et al.*, 2018), ou seja, podem não ser adequados para aplicações em nível local/regional específicos.
- Operacionalização da classificação e mapeamento dos serviços ecossistêmicos: a matriz CICES é a tipologia mais detalhada para alinhar e identificar os serviços finais. Mas, a falta de ferramentas/software que podem realizar a relação dos tipos de serviços e seus respectivos grupos, seções de divisões torna-se uma limitação caso fosse necessário considerar dados robustos englobando uma cadeia produtiva mais extensa.
- Neste estudo de caso, a ASE foi feita com base apenas na categoria de provisionamento da matriz CICES. Assim, outras categorias (regulação, aspectos culturais) podem ser exploradas no estudo para o cálculo de DAL.

Por fim, as implicações também se relacionam com o desenvolvimento da Bioeconomia

(BC), visto que o sistema avaliado faz o uso da compostagem. Atualmente, a implementação da Bioeconomia ainda não foi totalmente alinhada com os SE (D'AMATO *et al.*, 2020). A comunidade acadêmica ainda está avançando em pesquisas que consideram os SE e o uso sustentável dos recursos (D'AMATO *et al.*, 2020). É válido ressaltar que umas das maiores preocupações para a transição da Bioeconomia é sobre a exploração dos recursos (SILVA *et al.*, 2021c) e a pressão sobre o uso da terra (RAKOVIC *et al.*, 2020). Tais tópicos podem também ser explorados em trabalhos futuros envolvendo o cálculo de DAL.

5 CONCLUSÃO

A Avaliação do Ciclo de Vida e a Avaliação dos Serviços Ecosistêmicos foi realizada considerando o sistema de produção de leite confinado *compost barn*, localizado no estado de São Paulo. Para isso, os impactos ambientais potenciais e a parcela de benefícios dos ecossistemas foram calculados, considerando diferentes métodos de alocação e sistemas de produção.

No que se refere aos impactos ambientais do sistema de produção de leite, a alimentação animal foi o processo elementar que mais contribuiu em todas as categorias de impacto avaliadas. Quando considerado as mudanças climáticas, devido às principais emissões diretas do produto, tem-se que a fermentação entérica foi o principal *hotspots* do sistema avaliado (92%).

Em termos de sensibilidade dos resultados, constatou-se que os métodos de alocação são um ponto crítico nos estudos de ACV do leite, conforme reforçado na literatura. Entretanto, a sua consideração deve levar em conta o objetivo do estudo e as particularidades de cada sistema. No presente estudo o método mais adequado utilizado foi a alocação física (massa) devido a saída dos coprodutos carne e dejetos. Entretanto, devido às novas demandas que circundam para uma produção mais sustentável do produto, com práticas voltadas para a economia circular e bioeconomia, a alocação dos dejetos é um ponto a ser discutido com mais profundidade em estudos futuros.

No que diz respeito aos diferentes sistemas de produção de leite, os sistemas configurados como confinados possuem melhor desempenho ambiental quando comparado com os sistemas semiconfinados. Assim, independente da região ou das variações existentes, a intensificação tende a reduzir a emissão.

Sobre a ASE, os sistemas semi confinados, devido ao processo de pastagem, foram os que teve a contabilização dos benefícios ecosistêmicos, devido a geração de esterco em substituição do fertilizante mineral. Todavia, apesar de consumir mais recursos, os impactos foram significativamente menores, quando comparado ao sistema confinado.

Considerando a necessidade de novas propostas para integrar ACV-SE em sistemas produtivos, esse estudo, também, foi gerado uma simples proposta/demonstração para considerar os SE na avaliação ambiental, por meio do indicador DAL. Tal proposta foi realizada com o intuito de gerar subsídios para uma avaliação mais abrangente, tanto dos aspectos ecológicos quanto dos impactos ambientais. Os resultados apontaram um desempenho negativo

em todos os sistemas avaliados, no entanto, deve-se levar em consideração os métodos de monetização utilizados para ponderar os resultados da ACV, visto que isso pode ocasionar em altas incertezas. Tal resultado pode variar conforme a realidade, escopo e limite de cada sistema de produto em estudo.

Por fim, esse estudo colabora com as iniciativas sustentáveis para melhorias em sistemas produtivos de leite, fornecendo a compreensão dos impactos ambientais e dos benefícios dos ecossistemas a um grupo amplo de partes interessadas por meio de métricas monetárias. Além disso, está alinhado para o alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU e o fortalecimento da BC.

Trabalhos futuros devem considerar a aplicação/contabilidade do DAL utilizando outros SE. A elaboração de fatores de monetização específicos para mais países e/ou abrangendo mais continentes torna-se uma oportunidade interessante para avaliações menos incertas.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, F; OLIVEIRA, M W; PULSELLI, F M; ALMEIDA, C M V B; GIANNETTI, B F. Emery accounting as a support for a strategic planning towards a regional sustainable milk production. **AGRICULTURAL SYSTEMS**, vol. 176, Nov. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2019.102647>.
- ARSENAULT, Nicole; TYEDMERS, Peter; FREDEEN, Alan. Comparing the environmental impacts of pasture-based and confinement-based dairy systems in Nova Scotia (Canada) using life cycle assessment. **INTERNATIONAL JOURNAL OF AGRICULTURAL SUSTAINABILITY**, vol. 7, no. 1, p. 19–41, 2009. <https://doi.org/10.3763/ijas.2009.0356>.
- ASSIS, A.G. Sistemas de produção de leite no Brasil. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Circular Técnica 85**. Embrapa Gado de Leite, Juiz de Fora, MG, 2005.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TECNICAS (2009). NBR ISO 14044: Gestão ambiental – avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TECNICAS. (2009). NBR ISO 14040: Gestão ambiental – avaliação do ciclo de vida – Requisitos e estrutura. Rio de Janeiro.
- BACENETTI, Jacopo; NEGRI, Marco; FIALA, Marco; GONZÁLEZ-GARCÍA, Sara. Anaerobic digestion of different feedstocks: Impact on energetic and environmental balances of biogas process. **Science of the Total Environment**, vol. 463–464, p. 541–551, 2013. DOI 10.1016/j.scitotenv.2013.06.058. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.058>.
- BALDINI, Cecilia; GARDONI, Davide; GUARINO, Marcella. A critical review of the recent evolution of Life Cycle Assessment applied to milk production. **Journal of Cleaner Production**, vol. 140, p. 421–435, 2017. DOI 10.1016/j.jclepro.2016.06.078. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.078>.
- BATTINI, F.; AGOSTINI, A.; TABAGLIO, V.; AMADUCCI, S. Environmental impacts of different dairy farming systems in the Po Valley. **Journal of Cleaner Production**, vol. 112, p. 91–102, 2016. DOI 10.1016/j.jclepro.2015.09.062. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.062>.
- BACENETTI, Jacopo; BAVA, Luciana; ZUCALI, Maddalena; LOVARELLI, Daniela; SANDRUCCI, Anna; TAMBURINI, Alberto; FIALA, Marco. Anaerobic digestion and milking frequency as mitigation strategies of the environmental burden in the milk production system. **SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT**, vol. 539, p. 450–459, Jan. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.015>.
- BAHLO, Christiane; DAHLHAUS, Peter; THOMPSON, Helen; TROTTER, Mark. The role of interoperable data standards in precision livestock farming in extensive livestock systems: A review. **Computers and Electronics in Agriculture**, vol. 156, no. December 2018, p. 459–466, 2019. DOI 10.1016/j.compag.2018.12.007. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.compag.2018.12.007>.
- BAKKEN, A K; DAUGSTAD, K; JOHANSEN, A; HJELKREM, A.-G.R.; FYSTRO, G; STRØMMAN, A H; KORSAETH, A. Environmental impacts along intensity gradients in Norwegian dairy production as evaluated by life cycle assessments. **Agricultural Systems**, vol. 158, p. 50–60, 2017. DOI 10.1016/j.agry.2017.09.001. Available at: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85029460705&doi=10.1016%2Fj.agry.2017.09.001&partnerID=40&md5=1c41daaf34fd93dbced2e7cb6ac42db2>.
- BALDINI, Mario; DA BORSO, Francesco; ROSSI, Andrea; TAVERNA, Mario; BOVOLENTA, Stefano; PIASENTIER, Edi; CORAZZIN, Mirco. Environmental Sustainability Assessment of Dairy

Farms Rearing the Italian Simmental Dual-Purpose Breed. **ANIMALS**, vol. 10, no. 2, 2020. <https://doi.org/10.3390/ani10020296>.

BRAAT, Leon C.; DE GROOT, Rudolf. The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. **Ecosystem Services**, vol. 1, no. 1, p. 4–15, 2012. DOI 10.1016/j.ecoser.2012.07.011. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.011>.

BRAAT, L.C. et al. **Framework for integration of valuation methods to assess ecosystem service policies**. Brussels, European Commission FP7, 2014.

BELFLOWER, Jeff B.; BERNARD, John K.; GATTIE, David K.; HANCOCK, Dennis W.; RISSE, Lawrence M.; ALAN ROTZ, C. A case study of the potential environmental impacts of different dairy production systems in Georgia. **Agricultural Systems**, vol. 108, p. 84–93, 2012. DOI 10.1016/j.agsy.2012.01.005. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2012.01.005>.

BERTON, M.; BITTANTE, G.; ZENDRI, F.; RAMANZIN, M.; SCHIAVON, S.; STURARO, E. Environmental impact and efficiency of use of resources of different mountain dairy farming systems. **Agricultural Systems**, vol. 181, no. October 2019, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102806>.

BLANCO, Carlos Felipe; MARQUES, Alexandra; VAN BODEGOM, Peter M. An integrated framework to assess impacts on ecosystem services in LCA demonstrated by a case study of mining in Chile. **Ecosystem Services**, vol. 30, p. 211–219, 2018. DOI 10.1016/j.ecoser.2017.11.011. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.11.011>.

BRIONES-HIDROVO, Andrei; UCHE, Javier; MARTÍNEZ-GRACIA, Amaya. Determining the net environmental performance of hydropower: A new methodological approach by combining life cycle and ecosystem services assessment. **Science of the Total Environment**, vol. 712, p. 136369, 2020. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.136369. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136369>.

BRIONES-HIDROVO, Andrei; UCHE, Javier; MARTÍNEZ-GRACIA, Amaya. Determining the net environmental performance of hydropower: A new methodological approach by combining life cycle and ecosystem services assessment. **Science of the Total Environment**, vol. 712, p. 136369, 2020. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.136369. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136369>.

CANAJ, Kledja; MEHMETI, Andi; MORRONE, Domenico; TOMA, Pierluigi; TODOROVIĆ, Mladen. Life cycle-based evaluation of environmental impacts and external costs of treated wastewater reuse for irrigation: A case study in southern Italy. **Journal of Cleaner Production**, vol. 293, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126142>.

CARVALHO, Laurine Santos; WILLERS, Camila Daniele; SOARES, Bruna Borges; NOGUEIRA, Alex Rodrigues; DE ALMEIDA NETO, José Adolfo; RODRIGUES, Luciano Brito. Environmental life cycle assessment of cow milk in a conventional semi-intensive Brazilian production system. **Environmental Science and Pollution Research**, no. 0123456789, 2021. DOI 10.1007/s11356-021-17317-5. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17317-5>.

CICES – **Towards a common classification of ecosystem services**. Disponível em: <https://cices.eu/>. Acesso em: 19 de março de 2021.

COSTANZA, Robert; DE GROOT, Rudolf; BRAAT, Leon; KUBISZEWSKI, Ida; FIORAMONTI, Lorenzo; SUTTON, Paul; FARBER, Steve; GRASSO, Monica. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**, vol. 28, p. 1–16, 2017. DOI 10.1016/j.ecoser.2017.09.008. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>.

CZÚCZ, Bálint; ARANY, Ildikó; POTSCHEIN-YOUNG, Marion; BERECZKI, Krisztina; KERTÉSZ,

Miklós; KISS, Márton; ASZALÓS, Réka; HAINES-YOUNG, Roy. Where concepts meet the real world: A systematic review of ecosystem service indicators and their classification using CICES. **Ecosystem Services**, vol. 29, p. 145–157, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.11.018>.

CARUS, Michael; DAMMER, Lara. The Circular Bioeconomy - Concepts, Opportunities, and Limitations. **Industrial Biotechnology**, vol. 14, no. 2, p. 83–91, 2018. <https://doi.org/10.1089/ind.2018.29121.mca>.

CHOBTANG, Jeerasak; LEDGARD, Stewart F; MCLAREN, Sarah J; DONAGHY, Daniel J. Life cycle environmental impacts of high and low intensification pasture-based milk production systems: A case study of the Waikato region, New Zealand. **JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION**, vol. 140, no. 2, SI, p. 664–674, Jan. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.079>.

CHOBTANG, Jeerasak; LEDGARD, Stewart F; MCLAREN, Sarah J; ZONDERLAND-THOMASSEN, Marlies; DONAGHY, Daniel J. Appraisal of environmental profiles of pasture-based milk production: a case study of dairy farms in the Waikato region, New Zealand. **INTERNATIONAL JOURNAL OF LIFE CYCLE ASSESSMENT**, vol. 21, no. 3, p. 311–325, Mar. 2016. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1033-9>.

CORONA, Andrea; AMBYE-JENSEN, Morten; VEGA, Giovanna Croxatto; HAUSCHILD, Michael Zwicky; BIRKVED, Morten. Techno-environmental assessment of the green biorefinery concept: Combining process simulation and life cycle assessment at an early design stage. **Science of the Total Environment**, vol. 635, p. 100–111, 2018. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.03.357. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.357>.

COSTANZA, Robert; D'ARGE, Ralph; DE GROOT, Rudolf; FARBER, Stephen; GRASSO, Monica; HANNON, Bruce; LIMBURG, Karin; NAEEM, Shahid; O'NEILL, Robert V.; PARUELO, Jose; RASKIN, Robert G.; SUTTON, Paul; VAN DEN BELT, Marjan. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, vol. 387, no. 6630, p. 253–260, 1997. Available at: <https://www-nature-com.ezproxy.royalroads.ca/articles/387253a0.pdf>.

COSTANZA, Robert; DE GROOT, Rudolf; BRAAT, Leon; KUBISZEWSKI, Ida; FIORAMONTI, Lorenzo; SUTTON, Paul; FARBER, Steve; GRASSO, Monica. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**, vol. 28, p. 1–16, 2017. DOI 10.1016/j.ecoser.2017.09.008. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>.

COSTANZA, Robert; DE GROOT, Rudolf; SUTTON, Paul; VAN DER PLOEG, Sander; ANDERSON, Sharolyn J.; KUBISZEWSKI, Ida; FARBER, Stephen; TURNER, R. Kerry. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, vol. 26, no. 1, p. 152–158, 2014. DOI 10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>.

COSTANZA, Robert; PÉREZ-MAQUEO, Octavio; MARTINEZ, M. Luisa; SUTTON, Paul; ANDERSON, Sharolyn J.; MULDER, Kenneth. The value of coastal wetlands for hurricane protection. **Ambio**, vol. 37, no. 4, p. 241–248, 2008. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2008\)37\[241:TVOCWF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2008)37[241:TVOCWF]2.0.CO;2).

D'AMATO, D.; WAN, M.; LI, N.; REKOLA, M.; TOPPINEN, A. Managerial Views of Corporate Impacts and Dependencies on Ecosystem Services: A Case of International and Domestic Forestry Companies in China. **Journal of Business Ethics**, vol. 150, no. 4, p. 1011–1028, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10551-016-3169-8>.

D'AMATO, D.; GAIO, M.; SEMENZIN, E. A review of LCA assessments of forest-based bioeconomy products and processes under an ecosystem services perspective. **Science of the Total Environment**,

vol. 706, p. 135859, 2020. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.135859. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135859>.

D'AMATO, Dalia; BARTKOWSKI, Bartosz; DROSTE, Nils. Reviewing the interface of bioeconomy and ecosystem service research. **Ambio**, vol. 49, no. 12, p. 1878–1896, 2020. DOI 10.1007/s13280-020-01374-0. Available at: <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01374-0>.

DALE, JOHNSON; DONALD, Schwartz. Milk Production Costs , How Much Does It Cost You to Produce " " 100 " " lbs ./ Milk. , p. 1–7, 2002. .

DE BRUYN, Sander; BIJLEVELD, Marijn; DE GRAAFF, Lonneke; SCHEP, Ellen; SCHROTEN, Arno; VERGEER, Robert; AHDOUR, Saliha. Environmental Prices Handbook. **Committed to the Environment Delft**, vol. 18.7N54.12, 2018. Available at: <https://cedelft.eu/publications/environmental-prices-handbook-eu28-version/>.

DE LEIS, Cristiane Maria; CHERUBINI, Edivan; RUVIARO, Clandio Favarini; DA SILVA, Vamilson Prudencio; LAMPERT, Vinicius do Nascimento; SPIES, Airton; SOARES, Sebastiao Roberto. Carbon footprint of milk production in Brazil: a comparative case study. **INTERNATIONAL JOURNAL OF LIFE CYCLE ASSESSMENT**, vol. 20, no. 1, p. 46–60, Jan. 2015. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0813-3>.

DAILY, G.C. **Introduction: What are ecosystem service? In GC Daily, Ed. Nature's Service: Societal Dependence on Natural Ecosystem**, Island Press, Washigton, DC., 1997.

DALY, H.E; FARLEY.J. **Ecological Economics: principles and applications**. Island Press, Washington, DC, 2004.

DOURMAD, J. Y.; RYSCHAWY, J.; TROUSSON, T.; BONNEAU, M.; GONZÁLEZ, J.; HOUWERS, H. W.J.; HVIID, M.; ZIMMER, C.; NGUYEN, T. L.T.; MORGENSEN, L. Evaluating environmental impacts of contrasting pig farming systems with life cycle assessment. **Animal**, vol. 8, no. 12, p. 2027–2037, 2014. DOI 10.1017/S1751731114002134. Available at: <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731114002134>.

DE GROOT, Rudolf S. Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics. **The Environmentalist**, vol. 7, no. 2, p. 105–109, 1987. <https://doi.org/10.1007/BF02240292>.

DE GROOT, Rudolf S.; WILSON, Matthew A.; BOUMANS, Roelof M.J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, vol. 41, no. 3, p. 393–408, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7).

EGGERS, J; MELIN, Y; LUNDSTRÖM, J; BERGSTRÖM, D; ÖHMAN, K. Management strategies for wood fuel harvesting-trade-offs with biodiversity and forest ecosystem services. **Sustainability (Switzerland)**, vol. 12, no. 10, 2020. DOI 10.3390/su12104089. Available at: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85085571426&doi=10.3390%2Fsu12104089&partnerID=40&md5=bc4a438670fc6476c5f62bac5eab077>.

EHRlich, P. R; MOONEY, H. A. Extinction, substitution, and ecosystem services. **BioScience**, v.33, n.4, p. 248-254, 1983.

EHRlich, P.R. and Ehrlich, A.H. **Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species**. Random House, New York, 72-98, 1981.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Anuário leite 2019: Sua excelência, o consumidor**. 53 p. Disponível em: Juiz de fora: EGB – Editora Gráfica Bernardi. Disponível em: www.embrapa.br/gado-de-leite. Acesso em: 21 de maio de 2021.

EMBRAPA. Anuário Leite 2020. **Anuário do Leite**, , p. 104, 2020. Available at: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1124722/anuario-leite-2020-leite-de-vacas-felizes>.

EYVINDSON, K; REPO, A; MÖNKKÖNEN, M. Mitigating forest biodiversity and ecosystem service losses in the era of bio-based economy. **Forest Policy and Economics**, vol. 92, p. 119–127, 2018. DOI 10.1016/j.forpol.2018.04.009. Available at: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85046797925&doi=10.1016%2Fj.forpol.2018.04.009&partnerID=40&md5=0b7eeb2c8ccbcebe26e80e1a2e9c3631>.

FAO-FAOSTAT – Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Livestock Primary**. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QL>. Acesso em: 05 de maio de 2021.

FIORAMONTI, L. **How Numbers Rule the World: The Use and Abuse of Statistics in Global Politics**. Zed Books, London, 2014.

FLYSJO, Anna; HENRIKSSON, Maria; CEDERBERG, Christel; LEDGARD, Stewart; ENGLUND, Jan-Eric. The impact of various parameters on the carbon footprint of milk production in New Zealand and Sweden. **AGRICULTURAL SYSTEMS**, vol. 104, no. 6, p. 459–469, Jul. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2011.03.003>.

GARCIA, Daniel J.; LOVETT, Brittainy M.; YOU, Fengqi. Considering agricultural wastes and ecosystem services in Food-Energy-Water-Waste Nexus system design. **Journal of Cleaner Production**, vol. 228, p. 941–955, 2019. DOI 10.1016/j.jclepro.2019.04.314. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.314>.

GARCIA, Sara N.; OSBURN, Bennie I.; CULLOR, James S. A one health perspective on dairy production and dairy food safety. **One Health**, vol. 7, no. November 2018, p. 100086, 2019. DOI 10.1016/j.onehlt.2019.100086. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.onehlt.2019.100086>.

GEORGESCU-ROEGEN, N. **The Entropy Law and the Economic Process**. Cambridge, MA: Harvard University Press, 1971.

GIL, A.C. **Métodos e técnicas de pesquisa social**. 6ª edição, São Paulo: Atlas, 2008.

GUERCI, Matteo; KNUDSEN, Marie Trydeman; BAVA, Luciana; ZUCALI, Maddalena; SCHOENBACH, Philipp; KRISTENSEN, Troels. Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. **JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION**, vol. 54, p. 133–141, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.035>.

GÓMEZ-BAGGETHUN. et al. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. **Ecological Economics**, v. 69, n.6, p. 1209–1218, 2010.

HAINES, Y. R; POTSCHIN, M. A Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003, 2013.

Haines-Young, R., Potschin, M., The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. **Ecosystem Ecology**. A new Synth. V.1 p. 110–139, 2010.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. B. Revision of the Common International Classification for Ecosystem Services (CICES V5.1): a policy brief. *One Ecosystem* 3, article e27108, 2018.

HAUSCHILD, M. Z. et al. **Life Cycle Assessment: Theory and Practice**. Springer International Publishing AG, 2018.

HEISKANEN, Eva. The institutional logic of life cycle thinking. **Journal of Cleaner Production**, vol. 10, no. 5, p. 427–437, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(02\)00014-8](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(02)00014-8).

HUIJBREGTS, Mark A.J.; STEINMANN, Zoran J.N.; ELSHOUT, Pieter M.F.; STAM, Gea; VERONES, Francesca; VIEIRA, Marisa; ZIJP, Michiel; HOLLANDER, Anne; VAN ZELM, Rosalie. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. **International Journal of Life Cycle Assessment**, vol. 22, no. 2, p. 138–147, 2017. DOI 10.1007/s11367-016-1246-y. Available at: <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>

HELLWEG, Stefanie; CANALS, Llorenç Milà I. Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. **Science**, vol. 344, no. 6188, p. 1109–1113, 2014. <https://doi.org/10.1126/science.1248361>.

JAYASUNDARA, Susantha; WORDEN, David; WEERSINK, Alfons; WRIGHT, Tom; VANDERZAAG, Andrew; GORDON, Robert; WAGNER-RIDDLE, Claudia. Improving farm profitability also reduces the carbon footprint of milk production in intensive dairy production systems. **Journal of Cleaner Production**, vol. 229, p. 1018–1028, 2019. DOI 10.1016/j.jclepro.2019.04.013. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.013>.

JORDAAN, Sarah M.; LEE, Junghun; MCCLUNG, Maureen R.; MORAN, Matthew D. Quantifying the ecosystem services values of electricity generation in the US Chihuahuan Desert: A life cycle perspective. **Journal of Industrial Ecology**, vol. 25, no. 4, p. 1089–1101, 2021. <https://doi.org/10.1111/jiec.13111>.

KIEFER, Lukas; MENZEL, Friederike; BAHRS, Enno. The effect of feed demand on greenhouse gas emissions and farm profitability for organic and conventional dairy farms. **JOURNAL OF DAIRY SCIENCE**, vol. 97, no. 12, p. 7564–7574, 2014. <https://doi.org/10.3168/jds.2014-8284>.

KNUDSEN, Marie Trydeman; DORCA-PREDA, Teodora; DJOMO, Sylvestre Njakou; PENA, Nancy; PADEL, Susanne; SMITH, Laurence G; ZOLLITSCH, Werner; HOERTENHUBER, Stefan; HERMANSEN, John E. The importance of including soil carbon changes, ecotoxicity and biodiversity impacts in environmental life cycle assessments of organic and conventional milk in Western Europe. **JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION**, vol. 215, p. 433–443, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.273>.

KOELLNER, Thomas; BAAN, Laura; BECK, Tabea; BRANDÃO, Miguel; CIVIT, Barbara; MARGNI, Manuele; CANALS, Llorenç Milà; SAAD, Rosie; SOUZA, Danielle Maia; MÜLLER-WENK, Ruedi. UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, vol. 18, no. 6, p. 1188–1202, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0579-z>.

LACA, Amanda; GOMEZ, Natalia; LACA, Adriana; DIAZ, Mario. Overview on GHG emissions of raw milk production and a comparison of milk and cheese carbon footprints of two different systems from northern Spain. **ENVIRONMENTAL SCIENCE AND POLLUTION RESEARCH**, vol. 27, no. 2, p. 1650–1666, Jan. 2020. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06857-6>.

LEDGARD, S F; FALCONER, S J; ABERCROMBIE, R; PHILIP, G; HILL, J P. Temporal, spatial, and management variability in the carbon footprint of New Zealand milk. **JOURNAL OF DAIRY SCIENCE**, vol. 103, no. 1, p. 1031–1046, Jan. 2020. <https://doi.org/10.3168/jds.2019-17182>.

LIU, Xinyu; BAKSHI, Bhavik R.; RUGANI, Benedetto; DE SOUZA, Danielle Maia; BARE, Jane; JOHNSTON, John M.; LAURENT, Alexis; VERONES, Francesca. Quantification and valuation of

ecosystem services in life cycle assessment: Application of the cascade framework to rice farming systems. **Science of the Total Environment**, vol. 747, p. 141278, 2020. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.141278. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141278>.

LOVARELLI, Daniela; BACENETTI, Jacopo; GUARINO, Marcella. A review on dairy cattle farming: Is precision livestock farming the compromise for an environmental, economic and social sustainable production? **Journal of Cleaner Production**, vol. 262, p. 121409, 2020. DOI 10.1016/j.jclepro.2020.121409. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121409>.

LIANG, D; SUN, F; WATTIAUX, M A; CABRERA, V E; HEDTCKE, J L; SILVA, E M. Effect of feeding strategies and cropping systems on greenhouse gas emission from Wisconsin certified organic dairy farms. **JOURNAL OF DAIRY SCIENCE**, vol. 100, no. 7, p. 5957–5973, Jul. 2017. <https://doi.org/10.3168/jds.2016-11909>.

LIJÓ, L. et al. Life cycle assessment of electricity production in Italy from anaerobic co-digestion of pig slurry and energy crops. **Renewable Energy**, v.68, p.625-635, 2014.

LUNDHOLM, Anders; BLACK, Kevin; CORRIGAN, Edwin; NIEUWENHUIS, Maarten. Evaluating the Impact of Future Global Climate Change and Bioeconomy Scenarios on Ecosystem Services Using a Strategic Forest Management Decision Support System. **Frontiers in Ecology and Evolution**, vol. 8, no. July, p. 1–21, 2020. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00200>.

MACE, Georgina M. The ecology of natural capital accounting. **Oxford Review of Economic Policy**, vol. 35, no. 1, p. 54–67, 2019. <https://doi.org/10.1093/oxrep/gry023>.

MAIA DE SOUZA, Danielle; LOPES, Gabriela Russo; HANSSON, Julia; HANSEN, Karin. Ecosystem services in life cycle assessment: A synthesis of knowledge and recommendations for biofuels. **Ecosystem Services**, vol. 30, p. 200–210, 2018. DOI 10.1016/j.ecoser.2018.02.014. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.02.014>.

MANDEGARI, M A; FARZAD, S; VAN RENSBURG, E; GÖRGENS, J F. Multi-criteria analysis of a biorefinery for co-production of lactic acid and ethanol from sugarcane lignocellulose. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, vol. 11, no. 6, p. 971–990, 2017. DOI 10.1002/bbb.1801. Available at: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85028776229&doi=10.1002%2Fbbb.1801&partnerID=40&md5=03f1710679fb17918d6c4cef84a18c64>.

MAES, Joachim; LIQUETE, Camino; TELLER, Anne; ERHARD, Markus; PARACCHINI, Maria Luisa; BARREDO, José I.; GRIZZETTI, Bruna; CARDOSO, Ana; SOMMA, Francesca; PETERSEN, Jan Erik; MEINER, Andrus; GELABERT, Eva Royo; ZAL, Nihat; KRISTENSEN, Peter; BASTRUP-BIRK, Annemarie; BIALA, Katarzyna; PIRODDI, Chiara; EGOH, Benis; DEGEORGES, Patrick; ... LAVALLE, Carlo. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. **Ecosystem Services**, vol. 17, no. 2016, p. 14–23, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.023>.

MAIA DE SOUZA, Danielle; LOPES, Gabriela Russo; HANSSON, Julia; HANSEN, Karin. Ecosystem services in life cycle assessment: A synthesis of knowledge and recommendations for biofuels. **Ecosystem Services**, vol. 30, p. 200–210, 2018. DOI 10.1016/j.ecoser.2018.02.014. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.02.014>.

MINISTERIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES. Plano de Ação em ciência, Tecnologia e Inovação em Bioeconomia. Brasília - DF, 2018.

MEA. Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystem and human well-being: current state and trends**. Island Press, Washington, 2005.

MONONEN, L.; AUVINEN, A. P.; AHOKUMPU, A. L.; RÖNKÄ, M.; AARRAS, N.; TOLVANEN, H.; KAMPPINEN, M.; VIIRRET, E.; KUMPULA, T.; VIHERRAARA, P. National ecosystem service indicators: Measures of social-ecological sustainability. **Ecological Indicators**, vol. 61, p. 27–37, 2016. DOI 10.1016/j.ecolind.2015.03.041. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.041>.

MCCORMICK, Kes; KAUTTO, Niina. The Bioeconomy in Europe: An Overview. **Sustainability (Switzerland)**, vol. 5, no. 6, p. 2589–2608, 2013. <https://doi.org/10.3390/su5062589>.
MUNYANEZA, Celestin; KURWIJILA, Lusato R.; MDOE, Ntengua S.Y.; BALTENWECK, Isabelle; TWINE, Edgar Edwin. Identification of appropriate indicators for assessing sustainability of small-holder milk production systems in Tanzania. **Sustainable Production and Consumption**, vol. 19, p. 141–160, 2019. DOI 10.1016/j.spc.2019.03.009. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.spc.2019.03.009>.

NEILL, Andrew M.; O'DONOGHUE, Cathal; STOUT, Jane C. A natural capital lens for a sustainable bioeconomy: Determining the unrealised and unrecognised services from nature. **Sustainability (Switzerland)**, vol. 12, no. 19, p. 1–24, 2020. <https://doi.org/10.3390/su12198033>.

NILES, Meredith T.; HORNER, Catherine; CHINTALA, Rajesh; TRICARICO, Juan. A review of determinants for dairy farmer decision making on manure management strategies in high-income countries. **Environmental Research Letters**, vol. 14, no. 5, 2019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab1059>.

NEWTON. et al. Expert Group Report. Review of the EU bioeconomy strategy and its action plan. European Commission, Directorate-General for Research and Innovation. Disponivel em: https://ec.europa.eu/research/bioeconomy/pdf/publications/bioeconomy_expert_group_report.pdf. Acesso em: 21 de maio de 2021.

NORGAARD, Richard B. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. **Ecological Economics**, vol. 69, no. 6, p. 1219–1227, 2010. DOI 10.1016/j.ecolecon.2009.11.009. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.009>.

NOTARNICOLA, Bruno; TASSIELLI, Giuseppe; RENZULLI, Pietro Alexander; MONFORTI, Fabio. Energy flows and greenhouses gases of EU (European Union) national breads using an LCA (Life Cycle Assessment) approach. **JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION**, vol. 140, no. 2, SI, p. 455–469, Jan. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.150>.

NOYA, I; GONZALEZ-GARCIA, S; BERZOSA, J; BAUCCELLS, F; FEIJOO, G; MOREIRA, M T. Environmental and water sustainability of milk production in Northeast Spain. **SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT**, vol. 616, p. 1317–1329, Mar. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.186>.

NORDBORG, Maria; SASU-BOAKYE, Yaw; CEDERBERG, Christel; BERNDES, Goran. Challenges in developing regionalized characterization factors in land use impact assessment: impacts on ecosystem services in case studies of animal protein production in Sweden. **INTERNATIONAL JOURNAL OF LIFE CYCLE ASSESSMENT**, vol. 22, no. 3, p. 328–345, Mar. 2017. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1158-x>.

NORGAARD, Richard B. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. **Ecological Economics**, vol. 69, no. 6, p. 1219–1227, 2010. DOI 10.1016/j.ecolecon.2009.11.009. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.009>.

NOTARNICOLA, Bruno; TASSIELLI, Giuseppe; RENZULLI, Pietro Alexander; CASTELLANI, Valentina; SALA, S. Environmental impacts of food consumption in Europe. **JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION**, vol. 140, no. 2, SI, p. 753–765, Jan. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.080>.

O'BRIEN, D; HENNESSY, T; MORAN, B; SHALLOO, L. Relating the carbon footprint of milk from Irish dairy farms to economic performance. **JOURNAL OF DAIRY SCIENCE**, vol. 98, no. 10, p. 7394–7407, 2015. <https://doi.org/10.3168/jds.2014-9222>.

OTHONIEL, Benoit; RUGANI, Benedetto; HEIJUNGS, Reinout; BENETTO, Enrico; WITHAGEN, Cees. Assessment of Life Cycle Impacts on Ecosystem Services: Promise, Problems, and Prospects. **Environmental Science and Technology**, vol. 50, no. 3, p. 1077–1092, 2016. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03706>.

O'BRIEN, D; HENNESSY, T; MORAN, B; SHALLOO, L. Relating the carbon footprint of milk from Irish dairy farms to economic performance. **JOURNAL OF DAIRY SCIENCE**, vol. 98, no. 10, p. 7394–7407, 2015. <https://doi.org/10.3168/jds.2014-9222>.

OECD. **The Bioeconomy to 2030: Designing a Policy Agenda**, 2009.

OECD/FAO – OECD FAO Agricultural Outlook 2020 2029. **OECD Agriculture statistics (database)**. Disponível em: https://www.oecd-ilibrary.org/agriculture-and-food/world-dairy-projections-milk-butter-and-cheese_dc3062e1-en. Acesso em: 05 de maio de 202

PAVAN, Ana Laura Raymundo; OMETTO, Aldo Roberto. Ecosystem Services in Life Cycle Assessment: A novel conceptual framework for soil. **Science of the Total Environment**, vol. 643, p. 1337–1347, 2018. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.06.191. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.191>.

POSTSCHIN, M; HAINES-YOUNG, R. Linking people and nature: Socio-Ecological systems. In: Burkhard, B., Maes, J. Ecosystem Services Mapping. Pensoft Publishes, Bulgaria, pp. 41–43, 2017.

PIRLO, G; LOLLI, S. Environmental impact of milk production from samples of organic and conventional farms in Lombardy (Italy). **JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION**, vol. 211, p. 962–971, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.070>.

PONSIOEN, Tommie; NUHOFF-ISAKHANYAN, Gohar; VELLINGA, Theun; BALTUSSEN, Willy; BOONE, Koen; WOLTJER, Geert. Monetisation of sustainability impacts of food production and consumption. **Wageningen Economic Research**, , p. 1–24, 2020.

PERGOLA, M; PICCOLO, A; PALESE, A M; INGRAO, C; DI MEO, V; CELANO, G. A combined assessment of the energy, economic and environmental issues associated with on-farm manure composting processes: Two case studies in South of Italy. **Journal of Cleaner Production**, vol. 172, p. 3969–3981, 2018. DOI 10.1016/j.jclepro.2017.04.111. Available at: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85038838419&doi=10.1016%2Fj.jclepro.2017.04.111&partnerID=40&md5=9a0af2fc7bc283af1a735011245cea90>.

PETZ, K; VAN OUDENHOVEN, A P E. Modelling land management effect on ecosystem functions and services: A study in the Netherlands. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management**, vol. 8, no. 1–2, p. 135–155, 2012. DOI 10.1080/21513732.2011.642409. Available at: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84860264253&doi=10.1080%2F21513732.2011.642409&partnerID=40&md5=2717717141d2f74f21504642cd6be657>.

POTSCHIN-YOUNG, M.; HAINES-YOUNG, R.; GÖRG, C.; HEINK, U.; JAX, K.; SCHLEYER, C. Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. **Ecosystem Services**, vol. 29, p. 428–440, 2018. DOI 10.1016/j.ecoser.2017.05.015. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.015>.

RAKOVIC, Jelena; FUTTER, Martyn N.; KYLLMAR, Katarina; RANKINEN, Katri; STUTTER, Marc I.; VERMAAT, Jan; COLLENTINE, Dennis. Nordic Bioeconomy Pathways: Future narratives for assessment of water-related ecosystem services in agricultural and forest management. **Ambio**, vol. 49, no. 11, p. 1710–1721, 2020. DOI 10.1007/s13280-020-01389-7. Available at: <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01389-7>.

RAMPASSO, Izabela Simon; QUELHAS, Osvaldo L.G.; ANHOLON, Rosley; SILVA, Diogo A.L.; PONTES, André Teixeira; MIRANDA, Jocimar D.A.; DIAS, Janice O. The Bioeconomy in emerging economies: a study of the critical success factors based on Life Cycle Assessment and Delphi and Fuzzy-Delphi methods. **International Journal of Life Cycle Assessment**, no. 0123456789, 2021. DOI 10.1007/s11367-021-01913-1. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01913-1>.

REBOLLEDO-LEIVA, Ricardo; ANGULO-MEZA, Lidia; IRIARTE, Alfredo; GONZÁLEZ-ARAYA, Marcela C. Joint carbon footprint assessment and data envelopment analysis for the reduction of greenhouse gas emissions in agriculture production. **Science of the Total Environment**, vol. 593–594, p. 36–46, 2017. DOI 10.1016/j.scitotenv.2017.03.147. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.147>.

REISINGER, Andy; LEDGARD, Stewart F; FALCONER, Shelley J. Sensitivity of the carbon footprint of New Zealand milk to greenhouse gas metrics. **ECOLOGICAL INDICATORS**, vol. 81, p. 74–82, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.026>.

ROBERT KIEFER, L; MENZEL, F; BAHRS, E. Integration of ecosystem services into the carbon footprint of milk of South German dairy farms. **Journal of Environmental Management**, vol. 152, p. 11–18, 2015. DOI 10.1016/j.jenvman.2015.01.017. Available at: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84921033852&doi=10.1016%2Fj.jenvman.2015.01.017&partnerID=40&md5=8cd3bf7d36a47ddcdd67be73094d8690>.

ROER, Anne-Grete; JOHANSEN, Astrid; BAKKEN, Anne Kjersti; DAUGSTAD, Kristin; FYSTRO, Gustav; STROMMAN, Anders Hammer. Environmental impacts of combined milk and meat production in Norway according to a life cycle assessment with expanded system boundaries. **LIVESTOCK SCIENCE**, vol. 155, no. 2–3, p. 384–396, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2013.05.004>.

ROSS, Stephen A; CHAGUNDA, Mizeck G G; TOPP, Cairistiona F E; ENNOS, Richard. Effect of cattle genotype and feeding regime on greenhouse gas emissions intensity in high producing dairy cows. **LIVESTOCK SCIENCE**, vol. 170, p. 158–171, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2014.09.011>.

ROY, Poritosh; NEI, Daisuke; ORIKASA, Takahiro; XU, Qingyi; OKADOME, Hiroshi; NAKAMURA, Nobutaka; SHIINA, Takeo. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. **Journal of Food Engineering**, vol. 90, no. 1, p. 1–10, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2008.06.016>.

RUGANI, Benedetto; MAIA DE SOUZA, Danielle; WEIDEMA, Bo P.; BARE, Jane; BAKSHI, Bhavik; GRANN, Blane; JOHNSTON, John M.; PAVAN, Ana Laura Raymundo; LIU, Xinyu; LAURENT, Alexis; VERONES, Francesca. Towards integrating the ecosystem services cascade framework within the Life Cycle Assessment (LCA) cause-effect methodology. **Science of the Total Environment**, vol. 690, p. 1284–1298, 2019. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.07.023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.023>.

REBOLLEDO-LEIVA, Ricardo; ANGULO-MEZA, Lidia; IRIARTE, Alfredo; GONZÁLEZ-ARAYA, Marcela C. Joint carbon footprint assessment and data envelopment analysis for the reduction of greenhouse gas emissions in agriculture production. **Science of the Total Environment**, vol. 593–594, p. 36–46, 2017. DOI 10.1016/j.scitotenv.2017.03.147. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.147>.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.147>.

ROBERT KIEFER, L; MENZEL, F; BAHRS, E. Integration of ecosystem services into the carbon footprint of milk of South German dairy farms. **Journal of Environmental Management**, vol. 152, p. 11–18, 2015. DOI 10.1016/j.jenvman.2015.01.017. Available at: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84921033852&doi=10.1016%2Fj.jenvman.2015.01.017&partnerID=40&md5=8cd3bf7d36a47ddcdd67be73094d8690>.

SALOU, Thibault; LE MOUËL, Chantal; LEVERT, Fabrice; FORSLUND, Agneta; VAN DER WERF, Hayo M G. Combining life cycle assessment and economic modelling to assess environmental impacts of agricultural policies: the case of the French ruminant sector. **INTERNATIONAL JOURNAL OF LIFE CYCLE ASSESSMENT**, vol. 24, no. 3, p. 566–580, Mar. 2019. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1463-7>.

SALOU, Thibault; LE MOUËL, Chantal; VAN DER WERF, Hayo M.G. Environmental impacts of dairy system intensification: the functional unit matters! **Journal of Cleaner Production**, vol. 140, p. 445–454, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.019>.

SALVADOR, Rodrigo; BARROS, Murillo V.; FREIRE, Fausto; HALOG, Anthony; PIEKARSKI, Cassiano M.; DE FRANCISCO, Antonio C. Circular economy strategies on business modelling: Identifying the greatest influences. **Journal of Cleaner Production**, vol. 299, p. 126918, 2021. DOI 10.1016/j.jclepro.2021.126918. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126918>.

SALVADOR, Sara; CORAZZIN, Mirco; PIASSENTIER, Edi; BOVOLENTA, Stefano. Environmental assessment of small-scale dairy farms with multifunctionality in mountain areas. **JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION**, vol. 124, p. 94–102, Jun. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.001>.

SALVADOR, Sara; CORAZZIN, Mirco; ROMANZIN, Alberto; BOVOLENTA, Stefano. Greenhouse gas balance of mountain dairy farms as affected by grassland carbon sequestration. **JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT**, vol. 196, p. 644–650, Jul. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.052>.

SANZ-HERNÁNDEZ, Alexia; ESTEBAN, Encarna; GARRIDO, Piedad. Transition to a bioeconomy: Perspectives from social sciences. **Journal of Cleaner Production**, vol. 224, p. 107–119, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.168>.

SALVADOR, Sara; CORAZZIN, Mirco; PIASSENTIER, Edi; BOVOLENTA, Stefano. Environmental assessment of small-scale dairy farms with multifunctionality in mountain areas. **JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION**, vol. 124, p. 94–102, Jun. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.001>.

SILVA, D. A. L. **Ciências do ambiente**. Centro Universitário Claretiano. Batatais. 2014a.

SILVA, D. V. et al. Revisão Sistemática Bibliográfica sobre Avaliação do Ciclo de Vida e Serviços Ecológicos na produção de leite. In: IX CONFERÊNCIA INTERNACIONAL SOBRE ANALISIS DE CICLO DE VIDA EN LATINOAMERICA, 2021b, Argentina.

SILVA, D.V. et al. Trends and Perspectives between Life Cycle Assessment and Ecosystem Services: A systematic review connecting the Bioeconomy. 10th THE INTERNATIONAL WORKSHOP ON ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION, 2021c. Florence (Itália)

SMITH, J. W.; ELY, L. O.; GRAVES, W. M.; GILSON, W. D. Effect of milking frequency on DHI performance measures. **Journal of Dairy Science**, vol. 85, no. 12, p. 3526–3533, 2002. DOI 10.3168/jds.S0022-0302(02)74442-1. Available at: [http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(02\)74442-1](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(02)74442-1).

STYLES, David; GONZALEZ-MEJIA, Alejandra; MOORBY, Jon; FOSKOLOS, Andreas; GIBBONS, James. Climate mitigation by dairy intensification depends on intensive use of spared grassland. **Global Change Biology**, vol. 24, no. 2, p. 681–693, 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.13868>.

TEEB. **A economia dos ecossistemas e da biodiversidade**. Relatório para o setor de negócios, Sumário executivo, 2010.

VAN OUDENHOVEN, Alexander P E; PETZ, Katalin; ALKEMADE, Rob; HEIN, Lars; DE GROOT, Rudolf S. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. **ECOLOGICAL INDICATORS**, vol. 21, no. SI, p. 110–122, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.012>.

VIDA, Elisabetta; TEDESCO, Doriana Eurosia Angela. The carbon footprint of integrated milk production and renewable energy systems - A case study. **SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT**, vol. 609, p. 1286–1294, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.271>.

VERMAAT, J E; IMMERZEEL, B; POUTA, E; JUUTINEN, A. Applying ecosystem services as a framework to analyze the effects of alternative bio-economy scenarios in Nordic catchments. **Ambio**, 2020. DOI 10.1007/s13280-020-01348-2. Available at: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85087479808&doi=10.1007%2Fs13280-020-01348-2&partnerID=40&md5=a7150ac24cf56ad2d36d0a78e29e7987>.

VRABCOVÁ, Pavla; HÁJEK, Miroslav. The economic value of the ecosystem services of beekeeping in the czech republic. **Sustainability (Switzerland)**, vol. 12, no. 23, p. 1–11, 2020. <https://doi.org/10.3390/su122310179>.

WANG, Xiaoqin; KRISTENSEN, Troels; MOGENSEN, Lisbeth; KNUDSEN, Marie Trydeman; WANG, Xudong. Greenhouse gas emissions and land use from confinement dairy farms in the Guanzhong plain of China - using a life cycle assessment approach. **JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION**, vol. 113, p. 577–586, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.11.099>.

WANG, Xiaoqin; LEDGARD, Stewart; LUO, Jiafa; GUO, Yongqin; ZHAO, Zhanqin; GUO, Liang; LIU, Song; ZHANG, Nannan; DUAN, Xueqin; MA, Lin. Environmental impacts and resource use of milk production on the North China Plain, based on life cycle assessment. **SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT**, vol. 625, p. 486–495, Jun. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.259>.

WILKES, Andreas; WASSIE, Shimels; ODHONG', Charles; FRAVAL, Simon; VAN DIJK, Suzanne. Variation in the carbon footprint of milk production on smallholder dairy farms in central Kenya. **Journal of Cleaner Production**, vol. 265, p. 121780, 2020. DOI 10.1016/j.jclepro.2020.121780. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121780>.

WINTER, Lisa; LEHMANN, Annetrin; FINOGENOVA, Natalia; FINKBEINER, Matthias. Including biodiversity in life cycle assessment – State of the art, gaps and research needs. **Environmental Impact Assessment Review**, vol. 67, no. July 2017, p. 88–100, 2017. DOI 10.1016/j.eiar.2017.08.006. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2017.08.006>.

WEISKE, A.; VABITSCH, A.; OLESEN, J. E.; SCHELDE, K.; MICHEL, J.; FRIEDRICH, R.; KALTSCHMITT, M. Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, vol. 112, no. 2–3, p. 221–232, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.023>

WORLD BUSINESS COUNCIL FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT (WBCSD). **The CEO Guide to the Circular Economy**. 2017.

YAN, Ming Jia; HUMPHREYS, James; HOLDEN, Nicholas M. An evaluation of life cycle assessment of European milk production. **Journal of Environmental Management**, vol. 92, no. 3, p. 372–379, 2011. DOI 10.1016/j.jenvman.2010.10.025. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.025>.

YIN, R.K. **Estudo de Caso – Planejamento e Métodos**. Bookman, 5ª ed, Porto Alegre, 2015

YORK, L.; HEFFERNAN, C.; RYMER, C. A systematic review of policy approaches to dairy sector greenhouse gas (GHG) emission reduction. **Journal of Cleaner Production**, vol. 172, p. 2216–2224, 2018. DOI 10.1016/j.jclepro.2017.11.190. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.190>.

ZHANG, Y. I.; ANIL, Baral; BAKSHI, Bhavik R. Accounting for ecosystem services in life cycle assessment part II: Toward an ecologically based LCA. **Environmental Science and Technology**, vol. 44, no. 7, p. 2624–2631, 2010. <https://doi.org/10.1021/es900548a>.

APÊNDICE A - Cálculo para estimação de emissões para pecuária

No presente estudo foi utilizado o método para estimação das emissões da pecuária leiteira do IPCC (2019) seguindo a abordagem do Tier 2. A metodologia do Tier 2 apoia em estimativas mais precisas das emissões, considerando aspectos como produtividade animal, qualidade na dieta e a forma que os dejetos são manejados (IPCC, 2019). Para tanto, demanda pelas seguintes caracterizações do gado: 1) Definição das subcategorias; 2) População anual da pecuária para cada subcategoria; 3) Ingestão de ração/dieta para os animais das subcategorias.

População anual e subcategorias do rebanho

Para a estimação da população anual do rebanho foi considerado o número total de animais de acordo com os dados técnicos da fazenda. O Quadro 4, apresenta as categorias e subcategorias dos animais e seus respectivos valores médios para cada subcategoria do rebanho. A partir da média da população anual da pecuária leiteira, os animais pertencentes da categoria principal devem ser classificados em pelo menos três subcategorias, sendo elas: 1) Gado de leite maduro; 2) Outros tipos de gado maduro; e 3) Gado em crescimento.

O Quadro 6 apresenta a classificação de cada subcategoria de acordo com o IPCC (2019).

Quadro 4 - Divisão da população de gado leiteiro

Categorias	Categorias de produção	Subcategoria
Gado de leite maduro	Sistemas de alta produtividade	Vacas de alta produção que já pariram pelo menos uma vez e são utilizadas principalmente para a produção de leite
	Sistema de baixa produtividade	Vacas de baixa produção que já pariram pelo menos uma vez e são utilizadas principalmente para a produção de leite
Outros gados maduros	Sistemas de alta produtividade	Fêmeas: vacas utilizadas para produzir descendência para carne
		Fêmeas: vacas utilizadas para mais do que um objetivo de produção: leite, carne, corrente de ar
	Sistemas de baixa produtividade	Machos: touros utilizados principalmente para fins de reprodução.
		Fêmeas: Vacas que podem ser utilizadas para mais do que um objetivo de produção: leite, carne, caldo
Gado em crescimento	Sistemas de alta produtividade	Bezerros pré desmame
		Novilhas de substituição
		Cultivo / engorda de gado ou pós-desmame de búfalos
		Bovinos alimentados com rações contendo > 85% de concentrados
	Sistemas de baixa produtividade	Pré-desmame de bezerros
		Cultivo / engorda de gado ou pós-desmame de búfalos

Fonte: Adaptado do IPCC (2019)

A classificação adotada neste estudo está de acordo com a categoria de produção em sistema de alta produtividade, onde os animais são criados em sistema confinado, nas categorias de gado de leite maduro e gado em crescimento.

O Quadro 5 mostra as adaptações realizadas do rebanho da fazenda do estudo de caso (Tabela 1) com as categorias e subcategorias do IPCC (Quadro 5). A subcategoria de bezerros mamando (0 a 3 meses) não se encontra nas classificações do Quadro 6 do IPCC (2019), no

entanto, como são animais que consomem somente leite (do próprio sistema) como alimento e a sua consideração quanto às estimativas de emissões são insignificantes.

Quadro 5 - - Classificação da população de gado leiteiro adotada nesse estudo

Categorias de produção	Categorias	Subcategoria	Equivalência ao rebanho da fazenda
Sistema de alta produtividade	Gado de leite maduro	Vacas de alta produção que já pariram pelo menos uma vez e são utilizadas principalmente para a produção de leite	Vacas lactantes
			Vacas secas
			Vacas pré-parto
	Gado em crescimento	Bovinos alimentados com rações > 85% de concentrados	Novilha prenha
			Novilhas de substituição maiores que um ano
			Bezerros pré desmame (3 a 12 meses)

Fonte: Adaptado IPCC (2019)

Para cada dessas sub categorias de animais torna-se necessário as seguintes informações para a estimativa das emissões: 1) Consumo médio diário de alimentos (megajoules MJ por dia ou KG por dia) e; 2) Fator de conversão do metano (Y_m) (Porcentagem da energia de alimentação convertida em metano).

Emissões de Metano pela fermentação entérica

Para a estimação das emissões de Metano, pela fermentação entérica, considera-se, primeiramente, dois fatores, que são: 1) população do rebanho; 2) Fator de emissão e 3) Total de emissões. A seguir serão descritas as considerações e equações necessárias para tal finalidade.

Fatores de emissão

Os fatores de emissão, para cada subcategoria do rebanho é estimado com base no Consumo de Energia Bruta (EB) e no Fator de Conversão do Metano (Y_m).

O Quadro 6, mostra a estimação do fator Y_m das vacas leiteiras relacionado aos níveis anuais de produção de leite e à qualidade da dieta/ração.

Quadro 6 - Fatores de conversão de Metano para vacas/búfalos

Categoria do rebanho	Descrição	Qualidade da alimentação - Digestibilidade (DE%) e Fibra de detergente neutra (NDF, %DMI*)	MY, g CH4 kg DMI -1	Ym
Vacas leiteiras e búfalos	Vacas de alta produção (>8500 kg/cabeça/ano)	DE ≥ 70 e NDF ≤ 35	19.0	5.7
	Vacas de alta produção (>8500 kg/cabeça/ano)	DE ≥ 70 e NDF ≥ 35	20.0	6.0
	Vacas de média produção (5000 - 8500 kg/ano)	DE 63 - 70 e NDF > 37	21.4	6.3
	Vacas de baixa produção (<5000 kg/ano)	DE ≤ 62 e NDF > 38	23.3	6.5
Bovinos e Búfalos não leiteiros e polivalentes	> 75% forragem	DE ≤ 62	23.3	7.0
	Rações de >75% de forragem de alta qualidade e/ou rações mistas, forragem de entre 15 e 75% da ração total misturada com grãos, e/ou ensilagem.	DE 62 - 71	21.0	6.3
	Confinamento (todos os outros grãos, 0-15% de forragem)	DE ≥ 72	13.6	4.0
	Confinamento (milho em flocos de vapor, suplemento de ionóforos - 0-10% de forragem)	DE > 75	10.0	3.0

*DMI – Ingestão de matéria seca

Fonte: IPCC (2019)

Para o cálculo dos fatores de emissão, para cada subcategoria do rebanho, foi desenvolvido (Equação 3), considerando o período de 365 dias, ou seja, um ano.

$$FE = \left[EB * \left(\frac{Ym}{100} \right) * 365 \right] / 55,65 \quad (\text{Equação 3})$$

Onde,

FE = Fator de emissão (kg de CH4/Cabeça de gado por ano)

EB = Consumo de energia bruta (MJ ou KG/ cabeça de gado por dia)

Ym = Fator de conversão de emissão do metano (%)

O valor de 55,65 (CH₄MJ/kg) é o conteúdo energético do metano.

Total de emissões

Para a estimativa do total de emissões, os fatores de emissão selecionados para cada subcategoria do rebanho, foram multiplicados pela quantidade da população animal e somados (IPCC, 2019).

$$Total\ CH_{4,Enterico} = \sum_{i,P} E_{i,P} \quad (\text{Equação 4})$$

Onde,

$Total\ CH_{4,Enterico}$ = total das emissões de metano da fermentação entérica, Gg CH₄ ano

$E_{i,P}$ = emissões para i categorias e subcategorias do rebanho de gado com base na produção dos sistemas (P).

Emissão de Metano pelo Gerenciamento de Dejetos

A Equação 5 mostra a forma para calcular o Fator de emissão (FE) de CH₄ pelo gerenciamento de dejetos, aplicando o método Tier 2.

$$FE = (SV_T * 365) \left[B_o * 0,67 * \sum_{s,k} \frac{MCF_{S,k}}{100} * AWMS_{T,S,k} \right] \quad (\text{Equação 5})$$

Onde,

FE : fator de emissão anual de CH₄ para animais da categoria T, kg de CH₄ por animal/ano;

SV_T : Sólidos voláteis excretados diariamente para animais da categoria T, kg por animal/dia

B_o : Capacidade máxima de produção de CH₄ para dejetos produzidos na categoria T, m³ de CH₄ por kg de VS excretado;

$MCF_{S,k}$: Fatores de conversão de CH₄ para cada sistema de gerenciamento de dejetos S por região climática K, percentual

$AWMS_{T,S,k}$: Fração de dejetos animais da categoria T manipulado utilizando o sistema de gestão de resíduo S na região climática K, em dimensão.

Devido a falta de algumas informações para o cálculo de SV, de acordo com a Equação do Tier 2, foi utilizada a equação do Tier 1 para a identificação do valor de SV (Equação 6).

$$VS_{(T,P)} = \left(VS_{rate (T,P)} * \frac{TAM_{T,P}}{1000} \right) \text{ (Equação 6)}$$

Onde,

$VS_{rate (T,P)}$: Taxa de excreção padrão VS, para sistema de produtividade P, kg VS (1000 kg animal massa) por dia (conforme Quadro 10.13a do IPCC, 2019);

$TAM_{T,P}$ Massa típica do animal para animais da categoria T, para o sistema de produtividade P, kg por animal.

Os valores estipulados para os sistemas de alta produtividade (Tabela 10), de outras regiões do país, pertencentes às categorias de gado leiteiro e gado não leiteiro (para as demais categorias do rebanho).

Tabela 10 - Valores padrão para capacidade de produção máxima de metano (B_o) (m³ CH₄ kgVS)

Categoria animal	Outras regiões do mundo - Sistemas de alta produtividade
Gado leiteiro	0,24
Gado não leiteiro	0,18

Fonte: Adaptado IPCC (2019)

A Tabela 11 mostra os fatores de conversão utilizados para o sistema de gerenciamento de dejetos *deep bedding*.

Tabela 11 - Fatores de conversão de metano para sistemas de gestão de dejetos

Sistema de gestão de dejetos		MCF para Zona Climática
		Quente
Cattle deep bedding	> de 1 mês	Tropical úmido
		73%

Fonte: Adaptado IPCC (2019)

A Tabela 12 mostra os valores considerados neste cálculo para a gestão de resíduos de animais na região da América Latina.

Tabela 12- Sistema de gestão de resíduos de animais – média regionais para gado

Categoria animal	Categoria climática e baseada no sistema de produção	Solid Storage - AWMS (%)
Gado leiteiro	América Latina e Caribe	5
Gado não leiteiros		3

Fonte: Adaptado IPCC (2019)

Emissão de N₂O pelo gerenciamento de dejetos

As emissões de N₂O são produzidas de forma direta e indireta durante o armazenamento e o tratamento dos dejetos. A abordagem para a estimativa de N₂O é baseada na excreção de N, fatores de emissão de N₂O e os fatores de volatilização e lixiviação (IPCC, 2019).

Emissões diretas de N₂O

As emissões de N₂O ocorrem de forma direta por meio de nitrificação e desnitrificação em conjunto com o nitrogênio que é contido nos dejetos dos animais (IPCC, 2019). Tais emissões dependem de alguns fatores como: 1) teor de nitrogênio; 2) teor de carbono nos dejetos; 3) duração do armazenamento e do 4) tipo de tratamento que é realizado nos dejetos. A Equação 7 mostra a forma de calcular as emissões diretas de N₂O.

$$N_{2O} = \left[\sum_s \left[\sum_{T,P} \left((N_{(T,P)} * Nex_{(T,P)}) * AWMS_{(T,S,P)} \right) + N_{cds(s)} \right] * EF_{3(s)} \right] * \frac{44}{28}$$

(Equação 7)

Onde,

N_{2O} : Emissões diretas de N_2O da gestão de dejetos no país, kg N_2O ano;

$N_{(T,P)}$: Número de cabeça de gado de categoria T no país para o sistema de produção P (Tabela X, seção XXX);

$N_{ex(T,P)}$: Excreção média anual de N por cabeça de cada categoria no país, para o sistema produtivo P, kg N por animal/ano;

$AWMS_{(T,S,P)}$ Fração de excreção animal total de N para cada categoria de gado (t) que é gerado no sistema de gestão de dejetos (S); sem dimensão. (Tabela X).

$N_{cds(s)}$ Entrada anual de N via cogrador no país, kg N/ano. Somente para os sistemas que usam digestão anaeróbica;

EF : Fator de emissão direta de N_2O do sistema de gestão de dejetos, kg N_2O -N/kg.

O valor da excreção média anual de nitrogênio (N_{ex}) é determinado para cada categoria de animais e depende da quantidade de total anual de N ingerido e de N retido do animal (Equação 8).

$$N_{ex(t)} = N_{Ingestão} * \left(1 - N_{Retenção_{fração(t)}}\right) * 365 \text{ (Equação 8)}$$

Onde,

$N_{Ingerido}$: consumo diário de N por cabeça de animal/espécie/categoria T, Kg N animal, dia

$N_{Retenção_{fração}}$: Fração da ingestão diária de N que é retirada pelo animal da espécie/categoria T, sem dimensão.

Para o cálculo do $N_{Ingestão}$ Foi utilizada a seguinte fórmula destinada para o cálculo da taxa de ingestão para bovinos (Equação 9).

$$N_{Ingestão} = \frac{GE}{18,45} * \frac{CP\%}{6,25} \text{ (Equação 9)}$$

Onde,

GE : Consumo de energia bruta (MJ ou KG/ cabeça de gado por dia).

CP: percentual de proteína bruta em matéria seca para a fase de crescimento, valor tabelado.

A Tabela 13 mostra os valores utilizados para estimar a quantidade padrão de nitrogênio retido e CP%.

Tabela 13 - Valores padrão para a quantidade de N retido e CP%

Categoria animal	$N_{retenção_fração}$	CP%
Gado leiteiro	0,13	17
Outros gados	0,1	14

Fonte: Adaptado IPCC (2019)

Emissões indirectas de N₂O por volatilização e lixiviação

O cálculo das emissões indirectas de N₂O pela volatilização e lixiviação é realizado de acordo com as equações 10 e 11.

$$N_2O_v = (N_{volatilização-MMS} * EF_4) * \frac{44}{28} \text{ (Equação 10)}$$

$$N_2O_l = (N_{lixiviação-MMS} * EF_5) * \frac{44}{28} \text{ (Equação 11)}$$

Onde,

N_2O_v : emissões indirectas de N₂O devido à volatilização de N da Gestão do Estrume, kg N₂O/ano

N_2O_l : emissões indirectas de N₂O devido à lixiviação e escoamento da Gestão do Estrume, kg N₂O/ano

$N_{volatilização-MMS}$: quantidade de nitrogênio dos dejetos que se perde devido à volatilização do NH₃ e NO_x, kg N ano;

$N_{lixiviação-MMS}$: quantidade de nitrogênio que se perde devido a lixiviação, kg N ano.

EF_4 : fator de emissão de N₂O da deposição atmosférica de nitrogênio nos solos e superfícies aquáticas, kg N₂O-N (kg NH₃-N + NO_x-N volatilizados);

EF_4 : fator de emissão de N₂O proveniente da lixiviação e escoamento de nitrogênio, kg de kg N₂O-N/kg N

A perda de N devido à volatilização ($N_{volatilização-MMS}$) e lixiviação ($N_{lixiviação-MMS}$) da gestão de dejetos foi obtido de acordo com a equação 12 e 13.

$$N_{(volatilização-MMS)} = \sum_{T,P} \left[\left(\left(\left(N_{(T,P)} * Nex_{(T,P)} \right) * AWMS_{(T,S,P)} \right) + N_{sdg} \right) * Frac_{GasMS(T,S)} \right]$$

$$N_{(lixiviação-MMS)} = \sum_{T,P} \left[\left(\left(\left(N_{(T,P)} * Nex_{(T,P)} \right) * AWMS_{(T,S,P)} \right) + N_{sdg} \right) * Frac_{LenchMS(T,S)} \right]$$

Onde,

$N_{(T,P)}$: Número de cabeça de gado de categoria T no país para o sistema de produção P;

$Nex_{(T,P)}$ Excreção média anual de N por cabeça de cada categoria no país, para o sistema produtivo P, kg N por animal/ano;

$AWMS_{(T,S,P)}$ Fração de excreção animal total de N para cada categoria de gado (t) que é gerado no sistema de gestão de dejetos (S); sem dimensão.

$N_{cds(s)}$ Entrada anual de N via cogrador no país, kg N/ano. Somente para os sistemas que usam digestão anaeróbica;

$Frac_{GasMS(T,S)}$ Fração de nitrogênio dos dejetos que é gerido para a categoria de gado T que volatiliza como NH₃ e NO_x no sistema de gestão de dejetos S.

$Frac_{LenchMS(T,S)}$: fração de nitrogênio dos dejetos que é gerido para a categoria de gado T que é lixiviado do sistema de gestão de dejetos S

Tabela 14 - Valores padrão para frações de perda de nitrogênio devido à volatilização de NH₃ e NO_x

Sistema de gestão de dejetos	Vacas leiteiras		Outros bovinos	
	$Frac_{GasMS(T,S)}$	$Frac_{LenchMS(T,S)}$	$Frac_{GasMS(T,S)}$	$Frac_{LenchMS(T,S)}$
<i>Deep bedding</i>	0,25	0,035	0,25	0,035

Fonte: IPCC (2019).

APÊNDICE B - Diferenças nos itens de entrada dos inventários do ciclo de vida dos sistemas avaliados neste estudo

Quadro 7- Insumos de entrada dos sistemas de produção de leite avaliados neste estudo

Insumos	Sistemas de produção de leite			
	ICV Semi confinado compost barn SP	ICV Confinado PR	ICV Semi confinado PR	ICV Semi confinado MG
Feno	X	X	X	
Silagem de milho	X		X	X
Silagem de cupiaçu				X
Milho grão	X			
Farelo de milho		X		X
Pré-secado (Azevém)		X	X	
Pré-secado (Aveia)		X	X	
Caroço de algodão	X			X
Sorgo	X			
Casca de soja	X		X	
Soja processada	X			
Farelo de soja		X	X	X
Amendoim	X			
Óleo de palma	X			
Núcleo mineral	X			X
Úreia	X			X
Sal branco	X	X	X	X
Bicarbonato de sódio		X	X	
Aditivo termico	X			
Concentrado pronto	X	X	X	

Insumos	Sistemas de produção de leite			
	ICV Semi confinado compost barn SP	ICV Confinado PR	ICV Semi confinado PR	ICV Semi confinado MG
Concentrado para bezerros	X	X	X	
Diesel	X		X	X
Eletricidade	X	X	X	X
Ocupação de terra (pastagem)			X	X
Ocupação de terra (manejo do rebanho)	X	X	X	X
Detergente alcalino	X	X	X	X
Detergente ácido	X	X	X	X
Detergente neutro			X	X
Sanitizante	X	X	X	X
Água para dessententação	X	X	X	X
Água para limpeza	X	X	X	X
Água para aspersão	X			
Leite (próprio sistema)	X			
Serragem	X			
Fertilizante mineral Nitrogênio, como N			X	X
Fertilizante mineral Fosfato, como P2O5			X	X
Fertilizante mineral Potássio, como K2O			X	X
Mudas de Jiggs (para			X	

Insumos	Sistemas de produção de leite			
	ICV Semi confinado compost barn SP	ICV Confinado PR	ICV Semi confinado PR	ICV Semi confinado MG
pastagem animal)				
Mudas de Tifton (para pastagem animal)			X	
Inseticida (para pastagem)			X	