

Universidade Federal de Uberlândia
Programa de Pós-graduação de Ciências Veterinárias

Ana Flávia de Paula Pereira

**PERFIL AMBIENTAL DA PRODUÇÃO DE LEITE ORGÂNICO NO SUDESTE DO
BRASIL**

Uberlândia

2025

Ana Flávia de Paula Pereira

**PERFIL AMBIENTAL DA PRODUÇÃO DE LEITE ORGÂNICO NO SUDESTE DO
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Veterinárias da Universidade Federal de Uberlândia como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Veterinárias. Área de concentração: Produção Animal

Orientadora: Ricarda Maria dos Santos

Uberlândia

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) Sistema de
Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

P436p
2025 Pereira, Ana Flávia de Paula, 2000-
 Perfil ambiental da produção de leite orgânico no Sudeste do Brasil
 [recurso eletrônico] / Ana Flávia de Paula Pereira. - 2025.

 Orientadora: Ricarda Maria dos Santos.
 Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia,
Programa de Pós-graduação em Ciências Veterinárias.
 Modo de acesso: Internet.
 Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.di.2025.5007>
 Inclui bibliografia.
 Inclui ilustrações.

 1. Veterinária. I. Santos, Ricarda Maria dos, 1972-, (Orient.). II.
Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-graduação em
Ciências Veterinárias. III. Título.

CDU: 619

André Carlos Francisco Bibliotecário-
Documentalista - CRB-6/3408

AGRADECIMENTOS

Expresso minha profunda gratidão à minha orientadora Professora Ricarda Maria dos Santos, por seu suporte durante esse período.

Agradeço também aos professores do Programa de Pós-graduação, em especial ao Professor Alex de Matos Teixeira, por todos os conselhos e auxílio durante o desenvolvimento do trabalho.

Um agradecimento especial à minha família, pela paciência e compreensão durante os anos necessários para a realização desse projeto e todo encorajamento durante o processo.

Por fim, gostaria de agradecer ao grupo de estudos Núcleo do Leite e todos os seus membros, que colaboraram para a realização desse trabalho, assim como a todos os participantes do estudo, pelo fornecimento dos dados e auxílio constante durante o projeto.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
Secretaria da Coordenação do Programa de Pós-Graduação em
Ciências Veterinárias

BR 050, Km 78, Campus Glória, Uberlândia-MG, CEP 38400-902
Telefone: (34) 2512-6811 - www.ppgcv.famev.ufu.br - mesvet@ufu.br



ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Ciências Veterinárias				
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico PPGCVET Nº 04/2025				
Data:	04 de fevereiro de 2025	Hora de início:	09:00	Hora de encerramento:	10:35
Matrícula do Discente:	12312MEV003				
Nome do Discente:	Ana Flávia de Paula Pereira				
Título do Trabalho:	Perfil ambiental da produção de leite orgânico no Sudeste do Brasil				
Área de concentração:	Produção Animal				
Linha de pesquisa:	Forragicultura, Manejo e Eficiência na produção dos animais e de seus derivados				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Avaliação do desempenho reprodutivo e produtivo do sistema de produção				

Reuniu-se por videoconferência na Universidade Federal de Uberlândia, a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Ciências Veterinárias assim composta: Professores Doutores: Dr. Alex de Matos Teixeira - (UFU/FMVZ); Dr. Lúcio Carlos Gonçalves - (UFMG); Dra. Ricarda Maria dos Santos - (UFU/FMVZ) orientadora da candidata.

Iniciando os trabalhos a presidente da mesa, Dra. Ricarda Maria dos Santos, apresentou a Comissão Examinadora e a candidata, agradeceu a presença do público, e concedeu à Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação da Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir a senhora presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos examinadores, que passaram a arguir a candidata. Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando a candidata:

Aprovada.

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Ricarda Maria dos Santos, Professor(a) do Magistério Superior**, em 04/02/2025, às 10:45, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Lúcio Carlos Gonçalves, Usuário Externo**, em 04/02/2025, às 10:48, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Alex de Matos Teixeira, Professor(a) do Magistério Superior**, em 04/02/2025, às 11:00, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **6047221** e o código CRC **C6DB2CCA**.

RESUMO

Nos últimos anos, houve maior demanda por informações sobre o impacto ambiental dos sistemas de produção de leite. Diante dessa realidade, o mercado de leite orgânico tem crescido globalmente, configurando-se como uma alternativa de sistemas de produção mais sustentáveis. Para avaliar o impacto ambiental dos sistemas de produção, a metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) foi adaptada para quantificar as emissões de fazendas produtoras de leite, tanto convencionais quanto orgânicas, e comparar esses sistemas, elucidando dados de sustentabilidade do setor. No presente trabalho, utilizou-se a metodologia ACV para caracterizar sistemas de produção de leite orgânico no sudeste do Brasil e determinar o impacto ambiental de 11 unidades de produção orgânicas (UPOs), localizadas em São Paulo (8), Minas Gerais (2) e Rio de Janeiro (1). As categorias de impacto ambiental determinadas neste estudo foram: potencial de mudança climática, eutrofização, acidificação e uso da terra. No potencial de mudança climática, os resultados obtidos foram de 1,408 (0,933 a 3,418) Kg de equivalentes de dióxido de carbono (CO_2 eq)/Kg de leite corrigido para gordura e proteína (FPCM), com as emissões de metano entérico (75,5%) como principal contribuinte, seguido pela produção de alimentos externos às fazendas (11,3%) e o manejo de dejetos (8,7%). Para o potencial de eutrofização de água, os valores encontrados foram de 1,13 (0,02 a 1,76) g fosfato equivalente (PO_4 eq)/Kg FPCM, influenciados principalmente pelo manejo de lavouras. Já no potencial de acidificação, os valores foram de 0,35 (0,01 a 1,05) g de equivalentes de dióxido de enxofre (SO_2 eq)/Kg FPCM, com os principais contribuintes sendo o manejo de dejetos e a produção de alimentos. Na categoria de uso da terra, os valores foram de 3,05 (0,73 a 15,7) m^2 /Kg FPCM. As UPOs com menor produção por animal apresentaram piores resultados nas categorias de impacto ambiental. Quando comparados com dados de fazendas convencionais, os sistemas orgânicos obtiveram resultados similares ou até maiores, questionando sua eficiência em aumentar a sustentabilidade. Contudo, a intensificação e aumento de produtividade mostraram potencial para reduzir os impactos ambientais.

Palavras-chave: Impacto ambiental, intensificação, leite orgânico, produtividade.

ABSTRACT

In recent years, there has been an increased demand for information about the environmental impact of milk production systems. Given this reality, the organic milk market has grown globally, emerging as an alternative to more sustainable production systems. To evaluate the environmental impact of production systems, the Life Cycle Assessment (LCA) methodology was adapted to quantify emissions from dairy farms, both conventional and organic, and to compare these systems, elucidating sustainability data for the sector. In the present study, the LCA methodology was used to characterize organic milk production systems in southeastern Brazil and determine the environmental impact of 11 organic production units (OPUs), located in São Paulo (8), Minas Gerais (2), and Rio de Janeiro (1). The environmental impact categories determined in this study were: climate change potential, eutrophication, acidification, and land use. In terms of climate change potential, the results obtained were 1.408 (0.933 to 3.418) Kg of carbon dioxide equivalents (CO_2 eq)/Kg of fat and protein corrected milk (FPCM), with enteric methane emissions being the main contributor (75.5%), followed by off-farm feed production (11.3%) and manure management (8.7%). For water eutrophication potential, the values found were 1.13 (0.02 to 1.76) g phosphate equivalent (PO_4 eq)/Kg FPCM, mainly influenced by crop management. In terms of acidification potential, the values were 0.35 (0.01 to 1.05) g of sulfur dioxide equivalents (SO_2 eq)/Kg FPCM, with the main contributors being manure management and feed production. In the land use category, the values were 3.05 (0.73 to 15.7) m^2 /Kg FPCM. OPUs with lower production per animal showed worse results in the environmental impact categories. When compared to data from conventional farms, organic systems obtained similar or even higher results, questioning their efficiency in increasing sustainability. However, intensification and increased productivity showed potential to reduce environmental impacts.

Keywords: Environmental impact, intensification, organic milk, productivity.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01: Diagrama das fronteiras dos sistemas de produção de leite orgânico.....	26
Figura 02: Localização das propriedades de leite orgânico estudadas.....	27
Figura 03: Contribuição dos componentes de dentro das unidades de produção orgânica (liberação de metano entérico, emissões dos dejetos, produção de alimentos e combustíveis utilizados) e de fora (alimentos comprados, transporte de produtos, eletricidade e processos secundários) para o potencial de mudança climática (Kg CO ₂ eq/Kg FPCM).....	40

LISTA DE TABELAS

Tabela 01: Principais parâmetros que caracterizam os sistemas de produção orgânicas deste estudo em 2021.....	33
Tabela 02: Dados primários medidos nas propriedades (unidade/Kg FPCM no ano).....	34
Tabela 03: Potencial de mudança climática estimado das contribuições de dentro e fora de cada unidade de produção orgânica (Kg CO ₂ eq/Kg FPCM).....	37
Tabela 04: Potencial de eutrofização da água estimado das contribuições de dentro e fora de cada unidade de produção orgânica (g PO ₄ -eq/Kg FPCM).....	42
Tabela 05: Potencial de acidificação estimado das contribuições de dentro e fora de cada unidade de produção orgânica (g SO ₂ -eq/Kg FPCM).....	45
Tabela 06: Uso da terra estimado de acordo com as contribuições dentro e fora de cada unidade de produção orgânica (m ² /Kg FPCM).....	46

LISTA DE ABREVIACÕES

ACV: Avaliação de Ciclo de Vida

AICV: Avaliação de Inventário de Ciclo de Vida

CO₂: Dióxido de carbono

CH₄: Metano

FPCM: “fat and protein corrected milk”- leite corrigido para 4,0% de gordura e 3,3% de proteína

GEE: Gases de efeito estufa

ICV: Inventário de Ciclo de Vida

LCE: Leite corrigido para energia

N₂O: Óxido nitroso

NH₃: Amônia

NO₃: Nitrato

PAG: Potencial de aquecimento global

PO₄: Fosfato

SO₂: Dióxido de enxofre

SUMÁRIO

Capítulo 1. Considerações Gerais.....	1
1. Introdução.....	1
2. Revisão de Literatura.....	2
2.1. Desenvolvimento do mercado de leite orgânico.....	2
2.2. Avaliação de ciclo de vida e sua aplicação na produção de leite.....	4
2.2.1. Pegada de Carbono.....	7
2.2.2. Potencial de eutrofização de recursos hídricos.....	11
2.2.3. Potencial de acidificação do solo.....	13
2.2.4. Uso da terra em produção orgânica.....	14
3. Referências.....	16
Capítulo 2. Artigo.....	23
1. Introdução.....	24
2. Materiais e métodos.....	26
2.1. Objetivos e escopo.....	26
2.2. Caracterização das propriedades.....	27
2.3. Categorias de Impacto de Ciclo de Vida.....	31
2.4. Análise do Inventário de Ciclo de Vida (AICV)	32
3. Resultados e discussão.....	37
3.1. Potencial de mudança climática.....	37
3.2. Potencial de eutrofização.....	42
3.3. Potencial de acidificação.....	44
3.4. Utilização da terra.....	45
4. Conclusão.....	47
5. Referência.....	49

Capítulo 1. Considerações Gerais

1. INTRODUÇÃO

Diante da crescente demanda por alimentos, tem-se observado um forte movimento dos sistemas de produção em busca por aumento da escala. Se por um lado o aumento da produção garante maior suprimento de alimentos, por outro acarreta maior produção de componentes com importante impacto ambiental, colocando em debate a sustentabilidade desses sistemas e potenciais estratégias de mitigação (Poore e Nemecek, 2018). Devido a esse cenário, atualmente percebe-se uma mudança do perfil dos consumidores, em busca por alimentos que sejam produzidos de maneira mais sustentável (Harwood e Drake, 2018).

O desenvolvimento das redes sociais mudou de forma expressiva a maneira com que as informações chegam para a nova geração, e tornou relevante a adaptação da indústria para alcançar essa parcela da população que tem alto poder de compra (100 bilhões de dólares) (*Dairy Checkoff*, 2024). Diferentes estudos vêm mostrando como informações sobre pegada de carbono, forma de criação dos sistemas e a apresentação do produto têm impactado na tomada de decisão dos consumidores (Kühl, Gassler e Spiller, 2017; McCarthy *et al.*, 2017; Cardoso, *et al.*, 2016; Harwood e Drake, 2018).

Perante a atual discussão sobre sustentabilidade, novos sistemas de produção têm ganhado espaço no mercado mundial, podendo-se destacar os de leite orgânico (Scozzafava *et al.*, 2020). Basicamente, esse modelo consiste em sistemas de produção a pasto que visam proporcionar mais conforto para o animal e reduzir o impacto ambiental, no intuito de fornecer produtos de alta qualidade para a população (Kühl, Gassler e Spiller, 2017), principalmente mais jovem, que tem maiores demandas por produtos de origem animal produzidos com ausência de hormônios, medicamentos e com menores pegadas de carbono (Harwood e Drake, 2018). Fatores como qualidade dos produtos e capacidade de melhorar a saúde e nutrição da população, também são relevantes para a escolha dos consumidores por alimentos orgânicos (Harwood e Drake, 2020).

A produção de leite orgânico tem aumentado e ganhado cada vez mais espaço nos mercados. Atualmente na Europa, o leite orgânico e seus derivados têm aumentado a participação no mercado, como na Áustria onde o leite orgânico corresponde a 30% do mercado. Nos Estados Unidos (EUA) 8% das exportações são de leite orgânico e derivados. O Brasil possui o maior mercado de leite orgânico da América Latina (FiBL, 2023), com produção diária de cerca de 59 mil litros de leite orgânico, sendo a média por animal de 13,5 litros de leite/dia, com 5.892 animais direcionados para a produção (ICPLeite/EMBRAPA, 2024). De acordo com o Cadastro

Nacional de Produtores Orgânicos (CNPO) disponibilizado pelo Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA), há no país cerca de 40 produtores de leite orgânico.

Devido à crescente demanda por alimentos produzidos de maneira sustentável, métodos de avaliação de indicadores do impacto ambiental dos sistemas de produção precisaram ser desenvolvidos e aplicados tanto aos fatores internos (produção de alimentos, produção e manejo de esterco, utilização de fertilizantes, produção de leite) quanto aos fatores externos (energia elétrica, água, combustíveis, entre outros). Dentre esses métodos estão a avaliação de ciclo de vida (ACV), que leva em consideração vários fatores de impacto, para avaliar as emissões de poluentes e auxiliar no desenvolvimento de estratégias que visam a eficiência produtiva e ambiental dos sistemas de produção (Backer *et al.*, 2009).

A ACV tem se mostrado válida para identificar os principais fatores de impacto ambiental, podendo ser utilizada como ferramenta para comparação entre sistemas. Portanto, nesse trabalho foi utilizada a metodologia ACV para avaliar o potencial de impacto ambiental em sistemas de produção de leite orgânico no Brasil.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Desenvolvimento do mercado de leite orgânico

Ao longo dos anos, a pecuária leiteira no mundo tem caminhado no sentido de uma redução no número fazendas e aumento da escala, como forma de ajuste à crescente demanda global por alimentos e aos condicionantes dos mercados. Nos Estados Unidos, por exemplo, entre os anos de 2012 e 2022 houve uma redução de 39% no número de fazendas que comercializavam leite (40.336 x 24.470). Ainda de acordo com os dados do censo americano, o número de fazendas com mais de 2.500 vacas passou de 35% em 2012 para 45% em 2022, indicando que as fazendas que se mantiveram na atividade, aumentaram a escala de produção, que no período de 2014 a 2023 aumentou 9,9% (USDA, 2024). Associado a este aumento da escala, está também a mudança no perfil do sistema de produção, sendo que, de maneira geral, à medida que aumenta a escala, há maior participação de sistemas que adotam o confinamento dos animais (USDA APHI VS, 2014).

O mesmo movimento vem acontecendo em outros países como Austrália, que apresentou uma redução de 44,5% no número de fazendas e de 20,4% no rebanho entre os anos de 2010 e 2023 (*Dairy Australia*, 2024). Na União Europeia o rebanho reduziu 9,3% desde 2010, enquanto a produção de leite aumentou 18,2% (*European Comission*, 2024). Entre 2014

e 2023 a produção de leite no Canadá cresceu 18,4%, o rebanho aumentou 2% e o número de fazendas reduziu 16,9% de 2016 a 2023 (*Canadian Dairy Information Centre*, 2024).

No Brasil, o cenário não é diferente, com uma redução de aproximadamente 13% no número de fazendas, redução de 19,5% no rebanho e aumento de 23,8% da produção de leite e de 46,3% na produtividade dos animais no período de 2006 a 2017. No país a produção está mais centralizada nas regiões Sul e Sudeste (34% e 33%, respectivamente), principalmente no estado de Minas Gerais (26%) (ICPL Leite/Embrapa, 2024).

Concomitantemente a estas mudanças no setor leiteiro mundial, o mercado consumidor também vem mudando, em parte como reflexo das diferenças entre gerações. Tem sido crescente o maior interesse e acesso às informações sobre como os alimentos são produzidos e comercializados, bem como maior procura por uma produção que esteja em sintonia com questões de bem-estar animal, conservação ambiental e equidade (Machado *et al.*, 2021). Atualmente, uma parcela dos consumidores tem demonstrado maior preferência por sistemas com animais criados a pasto por diferentes razões, como garantia de bem-estar animal e não utilização de hormônios. Tais mudanças no perfil dos consumidores têm proporcionado oportunidades para o desenvolvimento do mercado de leite orgânico (O'Hara e Parsons, 2013).

O conceito de agricultura orgânica foi definido inicialmente com a criação da Federação Internacional dos Movimentos de Agricultura Orgânica (IFOAM), em 1972. A agricultura orgânica é definida como um sistema de produção que promove a saúde dos solos, ecossistemas e pessoas, tendo como base os processos ecológicos, biodiversidade e ciclos adaptados às condições locais em alternativa ao uso de insumos com efeitos adversos (IFOAM, 2008). Essa instituição é responsável pela definição dos padrões de produção que devem ser regulamentados e seguidos pelos países. No Brasil, a produção de leite orgânico é definida pelo Artigo 1º da Lei 10.831 do Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA) como a produção em sistemas orgânicos, com adoção de técnicas específicas para garantir os princípios de otimização de recursos naturais, desenvolvimento socioeconômico e cultural com sustentabilidade, utilizando-se sempre métodos culturais, biológicos e mecânicos em contrapartida ao uso de materiais sintéticos, geneticamente modificados e radiações ionizantes em qualquer parte do processo.

O Instituto de Pesquisa de Agricultura Orgânica (FiBL) da IFOAM coleta os dados de produção de leite orgânico mundialmente. De acordo com o último levantamento, o mercado de orgânicos chegou a 134,8 bilhões de euros em 2024, sendo os EUA o principal mercado (58,6 bilhões de euros), seguido por Alemanha (15,3 bilhões de euros) e China (12,4 bilhões de

euros). Na Dinamarca as vendas de produtos orgânicos representam 13% do mercado. Na União Europeia em 2019, sistemas orgânicos foram responsáveis por 4% do rebanho e 3,4% da produção total de leite (FiBL, 2023). No Canadá houve um crescimento de 38% no número de produtores de orgânicos de 2014 a 2023, e aumento de 34,6% na produção de leite orgânico no mesmo período (*Canadian Dairy Information Centre*, 2024). Nos EUA as vendas de leite orgânico cresceram 88% de 2008 até 2021, saindo de 2.265 vacas leiteiras em 1992 para 352.289 animais em 2021 (USDA, 2021).

A América Latina apresentou um crescimento de 110,2% da área utilizada para produção orgânica de 2011 a 2021, sendo o Brasil o terceiro país com maior área orgânica, 1,5 milhões de hectares (0,6% do território) e o maior mercado de orgânicos. Existem cerca de 26.662 produtores orgânicos na América Latina, que abrangem uma grande quantidade de alimentos e produtos. Esse número representa um aumento de 77,8% desde 2012, sendo mais de 8 mil certificados. Entretanto, o crescimento desse setor nos últimos anos tem sido mais lento devido a pandemia, que impactou o poder de compra do brasileiro (FiBL, 2023). No Brasil existem algumas iniciativas buscando criar uma base de dados desses sistemas de produção, como a EMBRAPA, com o Projeto Observatório Leite Orgânico, que busca fazer uma coleta de dados para disponibilizar informações e conhecimento para o melhor planejamento e desenvolvimento do setor. De acordo com a instituição, o Brasil destina 6,5 mil hectares para a produção de leite orgânico, com a área média das fazendas de 73,9 hectares e produção de 59 mil litros de leite por dia e 5.892 animais no manejo orgânico. Atualmente, existem cerca de 40 produtores de leite orgânico no Cadastro Nacional de Produtores Orgânicos (CNPO).

2.2. Avaliação de ciclo de vida e sua aplicação na produção de leite

O *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) declarou que na última década a temperatura do planeta aumentou 1,5°C comparado com a temperatura antes do período de industrialização, devido à emissão de gases de efeito estufa (GEE). Existem alguns fatores que contribuíram para esse aumento, como atividade vulcânica, radiação solar, assim como a atividade da agricultura (Allen *et al.*, 2018). Acredita-se que além de contribuir, a agricultura também sofre diretamente com o efeito estufa, por alterar resultados de produção de plantações, além de problemas na pecuária devido ao aumento do estresse térmico nos animais que impacta negativamente na saúde e na produção dos mesmos (Holka *et al.*, 2022).

Uma das formas desenvolvidas para estimar os impactos ambientais da produção de alimentos é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), que foi inicialmente desenvolvida para

atividade industrial, mas tem sido adaptada para a produção e processamento de alimentos (Holka *et al.*, 2022). De acordo com a norma ISO 14040, a ACV consiste em 4 fases: 1) definição de objetivos e âmbito de estudo, quando são delimitadas as fronteiras da unidade de produção a ser avaliada e definidos quais processos fazem parte do sistema, 2) inventário de ACV, onde devem ser quantificadas todas as entradas e saídas do sistema (gasto de energia, água, emissão de gases, uso da terra e combustível e produção de dejetos, dentre outros), 3) avaliação do impacto ambiental das produções e 4) avaliação para interpretação dos resultados, buscando recomendações, limitações e soluções para o sistema.

A ACV quantifica o potencial de mudança climática por meio da determinação do potencial de aquecimento global (PAG). O PAG mede a quantidade de energia que a emissão de 1 tonelada de um gás irá absorver ao longo de um período, comparado com a emissão de 1 tonelada de dióxido de carbono (CO_2). Gases com maior PAG têm maior capacidade de aquecer a Terra (IPCC, 2006). Dessa forma, a quantificação das emissões de gases de efeito estufa (GEE) permite determinar o impacto ambiental de um produto, já que cada gás possui um PAG diferente, sendo o do óxido nitroso (N_2O) 265 CO_2 eq, do metano (CH_4) de 28 CO_2 eq e do CO_2 de 1 CO_2 eq. A quantificação desses gases é expressa por meio da pegada de carbono, que determina o total de emissões de um produto em quilos de equivalentes de dióxido de carbono (Kg CO_2 eq) (Holka *et al.*, 2022).

De acordo com o Instituto Brasileiro de Informações em Ciência e Tecnologia (Ibicit), a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) adota uma abordagem sistêmica que abrange todos os dados desde a produção até o uso de um produto, conhecida como abordagem “do berço ao túmulo”. A unidade de produto considerada varia conforme o objetivo dos estudos, podendo ser expressa em unidades de massa (quilogramas, toneladas) ou unidades de área, como hectares. No contexto da produção de leite, a principal unidade funcional utilizada para a ACV é o leite corrigido para 4,0% de gordura e 3,3% de proteína (FPCM – “fat and protein corrected milk”). Esta unidade permite uma comparação mais precisa entre diferentes sistemas de produção, pois leva em conta a composição do leite (Gerber *et al.*, 2010). A Federação Internacional de Lácteos (IDF) recomenda o uso do FPCM como unidade funcional para quantificação do impacto ambiental, ainda que algumas pesquisas utilizem o leite corrigido para energia (LCE) como unidade de medida. Ambas as unidades são essenciais para quantificar o impacto ambiental de maneira consistente entre os sistemas de produção (Seó *et al.*, 2017).

Os trabalhos mais recentes que avaliaram sistemas de produção de leite convencionais por meio da ACV encontraram valores médios de 1,22 Kg CO_2 eq/ Kg FPCM (0,77 a 2,4) (Baek,

Lee e Park., 2014; Baldini *et al.*, 2018; Basset-Mens Ledgard e Boyes, 2009; Battini *et al.*, 2014; Bava *et al.*, 2014; Daneshi *et al.*, 2014; Gollnow *et al.*, 2014; Herzog *et al.*, 2020; Knudsen *et al.*, 2019; Noya *et al.*, 2018; Romano *et al.*, 2021; Salvador *et al.*, 2016; Schader *et al.*, 2014; Thomassen *et al.*, 2008; Upton *et al.*, 2013; Zehetmeier *et al.*, 2014), sendo a maioria desses na Europa. Ainda, existem trabalhos que avaliaram o impacto ambiental de fazendas convencionais considerando Kg de leite corrigido para energia, encontrando valores médios de 0,99 Kg CO₂ eq/Kg LCE (0,91 a 1,07) (Flysjo *et al.*, 2012; Kristensen *et al.*, 2011). Em relação à produção de leite orgânico, os trabalhos que avaliaram o impacto ambiental desses sistemas encontraram valores médios de 1,12 Kg CO₂ eq/Kg FPCM (0,74 a 1,5) (Knudsen *et al.*, 2019; Romano *et al.*, 2021; Salvador *et al.*, 2016; Thomassen *et al.*, 2008; Van der Werf, Kanyarushoki e Corson 2009) e de 1,022 Kg CO₂ eq/Kg LCE (0,9 a 1,13) (Flysjo *et al.*, 2012; Kristensen *et al.*, 2011).

Apesar da ACV possibilitar comparações entre sistemas de produção, elas nem sempre são simples, havendo grande dificuldade em comparar os dois sistemas (convencional e orgânico), uma vez que há muita variação nos resultados ao longo dos estudos, como demonstrado por Gerssen-Gondelach *et al.*, (2017). Além disso, as pesquisas podem apresentar diferenças nas delimitações de fronteiras para o ACV, variando o que é considerado de produto de dentro das fazendas e o que é obtido externamente, bem como variações na unidade funcional avaliada (FPCM ou LCE) e métodos de alocação, dificultando assim comparação dos resultados. Apesar dessas limitações serem reconhecidas, de maneira geral não são exploradas com maior profundidade nas pesquisas, não deixando evidentes os efeitos das diferentes estratégias sobre as avaliações de ciclo de vida (Mazzetto *et al.*, 2022).

Segundo Meier *et al.*, (2015), a produtividade dos sistemas convencionais é maior que nos sistemas orgânicos na maioria das vezes, o que contribui para “diluir” o impacto ambiental da produção. Hagemann *et al.*, (2011) apresentaram um *benchmarking* do potencial de aquecimento global em fazendas produtoras de leite em 38 países, incluindo Brasil, sendo que os piores resultados de impacto estiveram associados às fazendas de baixa produtividade.

Nesse mesmo sentido, Battini *et al.*, 2016 e Gerssen-Gondelach *et al.*, (2017) ressaltam a importância da intensificação das produções, independente do sistema, pois o aumento de produtividade é um ponto crucial para a redução do impacto ambiental. Esses últimos autores evidenciaram que pode haver redução de até 26% no impacto ambiental com a intensificação dos sistemas. O aumento da produção de leite em 10%, levou a reduções de 6 a 8% nas emissões de GEE no trabalho de Olivo *et al.*, (2024). Seó *et al.*, (2017) revisaram a literatura para

identificar oportunidades nas principais categorias de impacto para os sistemas brasileiros, concluindo também que a intensificação dos sistemas reduz os impactos a longo prazo. Estudos brasileiros encontraram valores médios de Silva *et al.*, (2024) avaliaram um sistema de produção de leite convencionais encontraram valores médios de 1,44 Kg de CO₂ eq/Kg FPCM, 1,16 Kg CO₂eq/Kg de FPCM (Barros *et al.*, 2022; Maciel *et al.*, 2022).

2.2.1. Pegada de carbono

A pegada de carbono é métrica utilizada nos sistemas de ACV para a quantificação da emissão de GEE. Definida como o balanço de emissões em todo o ciclo de vida de um produto, a pegada de carbono é utilizada como um parâmetro de mudança climática e potencial de aquecimento global (PAG). Por meio dela, todas as emissões diretas e indiretas envolvidas na produção de um produto, expresso em quilos de equivalentes de dióxido de carbono (CO₂ eq) por quilo de produto, ou por área de produção, geralmente calculada por um período de 100 anos (Holka *et al.*, 2022).

De acordo com os dados de 2022 da agência Europeia do Ambiente (EAE), a emissão de gases de efeito estufa (GEE) pelo setor da agricultura teve como principais fontes a liberação de metano da fermentação entérica, a emissão de óxido nitroso dos solos agricultáveis e do manejo de esterco. Nos EUA, as fazendas produtoras de leite contribuíram com 0,9% do total de GEE emitidos no país no ano de 2020, sendo que essa proporção pode variar de acordo com a métrica utilizada para a contabilização das emissões (Rotz e Mitloehner, 2024).

As emissões de gás metano são a principal fonte de impacto ambiental dos sistemas de produção de leite (Romano *et al.*, 2021; Bava *et al.*, 2014), sendo oriundas principalmente da fermentação entérica dos animais, seguida da produção, manejo e armazenamento de esterco/dejetos (Bava *et al.*, 2014; Guerci *et al.*, 2013; Pirlo e Loli, 2018; Thomassen *et al.*, 2008; Tuomisto *et al.*, 2012). Em 50% dos estudos revisados por Mazzetto *et al.*, (2022), o metano entérico foi responsável por mais da metade da pegada de carbono dos sistemas de produção de leite em diferentes países. Neste sentido, qualquer redução na pegada de carbono depende de ações nos pontos do processo relacionados à emissão de metano. Entretanto, as estratégias tomadas dependem da necessidade de cada cenário e a proporção da emissão desses gases na pegada de carbono total avaliada no ACV. Essa proporção pode ser influenciada pelo solo, clima e práticas de manejo da fazenda (Rotz e Mitloehner, 2024).

Segundo O'Brien *et al.*, (2012), em sistemas de produção de leite convencionais o metano entérico foi o principal contribuinte das emissões de CH₄, independente da estratégia

de mitigação utilizada. Nesse mesmo sentido, Bava *et al.*, (2014) relataram que 74,3% da emissão total de CH₄ nesses sistemas era de origem entérica, enquanto no estudo de Herzog *et al.*, (2020) a proporção foi de 60%, seguido por 16% por manejo de esterco e 17% pela produção de alimentos. No estudo de Hagemann *et al.*, (2011), o metano foi responsável por 54 a 69% das emissões de GEE em sistemas de produção de leite de diferentes países, sendo esse valor de 65% nas fazendas brasileiras avaliadas, nesse mesmo estudo. Em estudos brasileiros, quando biodigestores foram utilizados no manejo de dejetos em fazendas, foi possível obter reduções de 25 a 38% no impacto ambiental para a produção de leite, como evidenciado em outras pesquisas, como Adghim *et al.*, (2020) que encontraram reduções de 25% e Battini *et al.*, (2014) encontrando reduções de 23,7 a 36,5%.

Nas comparações entre sistemas orgânicos e sistemas convencionais, os estudos mostraram maiores contribuições relativas de metano entérico em produções orgânicas, 0,645 (43%) vs 0,476 Kg CO₂ eq/Kg FPCM (34%) no estudo de Thomassen *et al.*, (2008), e 0,660 (54,1%) vs 0,602 (50,2%) segundo Pirlo e Loli, (2018). Na revisão de Meier *et al.*, (2015) foi observada maior emissão de Kg CH₄ no ano em sistemas orgânicos, devido à maior participação de forragem na dieta desses animais. Segundo esses autores, o maior consumo de forragem e menor consumo de fontes de amido, característicos nas dietas de animais em sistemas orgânicos, proporciona taxa de fermentação no rúmen mais lenta, levando a uma maior produção de metano entérico. Em contrapartida, a maior quantidade de concentrados na dieta pode aumentar a quantidade de nutrientes não degradados que são perdidos nas fezes, podendo ser transformados em CH₄ por degradação microbiana no esterco.

Comparando os sistemas de produção de 38 países, Hageman *et al.*, (2011) observaram que as emissões de GEE foram menores em países desenvolvidos quando comparados aos países em desenvolvimento, o que esteve associado principalmente às diferenças na intensificação dos sistemas de produção, ou seja, produtividade dos animais (Kg leite/vaca/dia). Nos países desenvolvidos a pegada de carbono foi de 1,0 a 1,5Kg CO₂ eq/Kg LCE, enquanto nos países em desenvolvimento os resultados foram >2,0 Kg CO₂ eq/Kg LCE. Segundo Knapp *et al.*, (2014), a relação entre emissão de metano (Kg/dia) e consumo de matéria seca do animal não é constante, ou seja, à medida que a produção de leite e o consumo aumentam, a emissão de metano por unidade de LCE reduz.

Nesse sentido, devido à menor produtividade dos animais, nos sistemas orgânicos a contribuição da fermentação entérica para o PAG tende a ser maior (Knudsen *et al.*, 2019). No estudo de Thomassen *et al.*, (2008) os pesquisadores compararam sistemas orgânicos e

convencionais semelhantes em número de animais (71 x 81), área de lavoura (11,5 x 11,2 ha) e área de pastagem (40,7 x 35,5 ha), porém os sistemas convencionais tinham produção de leite/vaca 23% maior (6.138 x 7.991 kg/vaca). Nesse trabalho o potencial de mudança climática nos sistemas orgânicos foi 0,1Kg de CO₂ eq/Kg FPCM maior que nos sistemas convencionais. Ainda, na pesquisa de Kristensen *et al.*, (2011) sistemas convencionais apresentaram-se 14% maiores produções de leite que sistemas orgânicos, e obtiveram emissões 0,07 Kg CO₂ eq/Kg LCE menores.

A maneira mais adequada de contabilizar a liberação de metano nas fazendas seria quantificar as emissões reais em cada ponto crítico do processo, o que não é fácil de ser realizado, além de existem fatores como temperatura e clima que influenciam a taxa de emissão desse gás (Sneath *et al.*, 2006). Portanto, a maioria dos estudos utilizam equações para prever a possível emissão de metano dos sistemas de produção, ainda que essa não seja considerada a metodologia mais adequada (Thomassen *et al.*, 2008), já que as previsões estão sujeitas a erros de super ou subestimação das emissões reais, dependendo de qual equação é utilizada na pesquisa (Hagemann *et al.*, 2011).

A estratégia de suplementação dietética podem ajudar a controlar a fermentação entérica e reduzir a produção de metano. Isso inclui o uso de ionóforos, como a metionina e nitratos, que atuam como receptores alternativos de elétrons, desviando-os da via de metanogênese para outras vias metabólicas, e o uso de lipídeos e taninos, que inibem a metanogênese (Beauchemin *et al.*, 2022). O aumento da saúde e longevidade dos animais é importante para reduzir gastos com animais de reposição e sua contribuição nas emissões (Audsley e Wilkinsin, 2014). É possível que algumas dessas estratégias tenham aplicações limitadas em sistemas orgânicos devido a legislação dos países em relação aos tipos de produtos que podem ser suplementados para os animais.

A aplicação de estratégias de aumento de produtividade e eficiência dos sistemas tem se mostrado relevantes na redução de impacto ambiental, já que na União Europeia, desde 2010 a produção de leite aumentou 18,2% (European Commission, 2024) e houve uma redução de 31% nas emissões de gases de efeito estufa de 1990 a 2022 (EEA, 2024). Nos EUA as emissões reduziram 17% entre 2005 e 2022 e aumento de 30% na produção de leite no mesmo período (USDA, 2024). De acordo com o Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG) no Brasil houve um aumento de 44% nas emissões de GEE de 2000 a 2023, porém entre o mesmo período a produção de leite nacional aumentou em 79% (ICPLeite/EMBRAPA, 2024). Esses dados demonstram que o país tem potencial para reduzir

as emissões e seguir os exemplos de outras nações, por isso a investigação de emissões dentro dos sistemas de produção é importante para determinar os pontos críticos e definir estratégias de mitigação.

Outro composto que contribui de forma significativa para a pegada de carbono é o nitrogênio (N), podendo ser emitido como óxido nitroso (N_2O), a partir do processo de nitrificação seguido por uma denitrificação, ou como amônia (NH_3), que tem potencial de acidificação e eutrofização. Essas fontes de N emitidas estão principalmente relacionadas à utilização de fertilizantes e são importantes porque têm alto PAG (Holka *et al.*, 2022).

Com base em dados de fazendas de diferentes países, Hagemann *et al.*, (2011) relataram que o N_2O foi o segundo maior componente das emissões em sistemas de produção de leite, representando 22-32%. Kristensen *et al.*, (2011) apontam a contribuição de N_2O de 0,29 Kg CO_2 eq/KF FPCM (24%) nas fazendas convencionais e 0,35 Kg CO_2 eq/KF FPCM (28%) nas orgânicas. De forma semelhante, Pirlo e Loli, (2018) também evidenciaram maiores contribuições de N_2O na pegada de carbono nas fazendas orgânicas (0,199 vs 0,225 Kg CO_2 eq/Kg FPCM). No trabalho de Tuomisto *et al.*, (2012) as emissões de N_2O e NH_3 nas fazendas orgânicas na Europa foram 8 e 11% maiores que em fazendas convencionais, respectivamente.

Por outro lado, alguns trabalhos mais antigos demonstram resultados mais baixos de emissão de N_2O em fazendas orgânicas, com 1,776 t CO_2 eq contra 1,808 t CO_2 eq de sistemas extensivos e 3,017 t CO_2 eq de sistemas intensivos (Haas *et al.*, 2001). Boer, (2003) relataram contribuições de N_2O de 0,082 a 0,364 Kg CO_2 eq/Kg FPCM nas fazendas orgânicas, enquanto nas convencionais variou de 0,142 a 0,416 Kg CO_2 eq/Kg FPCM. Valores semelhantes foram encontrados por Hietala *et al.*, (2014) que avaliaram 34 fazendas orgânicas na Europa e encontraram contribuições de 0,290 Kg CO_2 eq/Kg FPCM para as emissões de N_2O .

Os trabalhos evidenciam que as emissões de N_2O estão relacionadas a aplicação de fertilizantes, com perdas indiretas de NH_3 com a aplicação de fertilizantes, quantidade de concentrado fornecido para os animais, denitrificação de esterco e utilização de combustíveis fósseis, que costumam ser maiores em sistemas convencionais (Holka *et al.*, 2022). Entretanto, devido a menor produtividade dos sistemas orgânicos, tais sistemas podem apresentar maiores emissões de GEE no geral, apesar de reduzir aquelas relacionadas ao óxido nitroso (Boer, 2003; Haas *et al.*, 2001). Audsley e Wilkinson, (2014) ressaltaram que de 1990 a 2011 houve uma redução de 20% de GEE nas fazendas convencionais devido a redução de utilização de N nas lavouras e no número de animais, que passaram a ser mais eficientes.

O CO₂ é um gás de efeito estufa eliminado diretamente na atmosfera através da combustão de combustíveis fósseis e de maneira secundária por meio da oxidação de CH₄ e N₂O (Rotz e Mitloehner, 2024). Geralmente, as fazendas convencionais tendem a ter maior eliminação de CO₂ direto devido ao maior gasto de combustível para o transporte de alimentos e fertilização dos solos (Bacenetti *et al.*, 2016; Gerssen-Gondelach *et al.*, 2017; Lovett *et al.*, 2008). Quando os sistemas foram comparados, fazendas orgânicas contribuíram com 0,197 Kg CO₂ eq/Kg FPCM, enquanto convencionais com 0,226 Kg CO₂ eq/Kg FPCM (Boer, 2003). Na análise de dados de fazendas orgânicas europeias, Hietala *et al.*, (2014) obtiveram contribuição de 0,019 a 0,078 CO₂ eq/Kg FPCM.

O processo de sequestro de carbono é importante por remover o dióxido de carbono da atmosfera e conservá-lo em outros locais, como no solo. Isso ocorre de acordo com o tipo de lavoura utilizada (Pirlo e Loli, 2018), sendo cultivares de inverno e leguminosas altamente capazes de realizar o sequestro de carbono (Battini *et al.*, 2014; Gerssen-Godenlach *et al.*, 2017). O sequestro de carbono é capaz de reduzir de 5 a 18% da pegada de carbono (Knudsen *et al.*, 2019). Devido ao potencial de redução do impacto de emissões de gases de efeito estufa, o sequestro de carbono deveria ser quantificado nas pesquisas, porém, ainda não tem sido trabalhado devido a dificuldade em fazer essa mensuração (Salvador *et al.*, 2016; Tuomisto *et al.*, 2012).

2.2.2. Potencial de eutrofização de recursos hídricos

A eutrofização é um fenômeno natural, mas pode ser acelerado ou provocado por ações humanas, causado pelo excesso de nutrientes como nitrogênio e fósforo para organismos fotossintetizantes na água. Esses nutrientes são obtidos por meio da deposição de matéria orgânica e poluentes oriundos de dejetos humanos, industriais e da agricultura, principalmente dos efluentes e fertilizantes (Santos e Medeiros, 2023). Quando presentes em excesso, os nutrientes estimulam o crescimento descontrolado de algas e plantas aquáticas, levando à degradação da qualidade da água com toxicidade à fauna e flora aquática, devido a redução dos níveis de oxigênio dissolvido (Zoppas *et al.*, 2016).

O nitrogênio presente na água está nas formas de nitrogênio amoniacal, orgânico, nitrito e nitrato. A oxidação dos dois últimos depende da disponibilidade de oxigênio, porém quando muito nitrogênio amoniacal é colocado em uma fonte de água, existe uma brusca redução dos níveis de oxigênio dissolvido, prejudicando o desenvolvimento de outros microrganismos por

uma toxicidade da amônia (NH_3), que aumenta à medida que o pH do meio também aumenta (Zoppas *et al.*, 2016).

O fósforo pode se movimentar livremente nos ecossistemas quando não tem nenhum manejo humano interferindo, sendo exemplos disso o processo de lixiviação e erosão. Também pode transitar de acordo com os manejos realizados, como utilização de fertilizantes, minerais, perdas por alimentos e outros produtos importados para as fazendas (Anderson e Magdoff, 2000). Naturalmente, ele é introduzido através do intemperismo, movimentação de sedimentos, precipitação e deposição de partículas. Sendo um nutriente essencial, o fósforo é retirado do ecossistema quando assimilado pelos organismos, podendo também precipitar ou ser transportado pelo fluxo da água (Ugaya, 2019).

Na natureza, é geralmente encontrado na forma de íons de fosfato (PO_4^{3-}). No entanto, muitos desses íons tendem a formar compostos pouco solúveis ao se associarem com cátions metálicos e argilas, reduzindo sua disponibilidade. Por essa razão, ele é considerado um nutriente limitante para o desenvolvimento de plantas e seres aquáticos (Roland, Cesar e Marinho, 2005). A emissão é contabilizada na forma de g PO_4 eq para definir o impacto de eutrofização, que pode ser influenciado pela umidade relativa, temperatura e chuvas. Essas condições também podem afetar o potencial de eutrofização de sistemas marinhos. Em geral, os trabalhos utilizando ACV avaliam o potencial de eutrofização sem a diferenciação entre água fresca e marinha, apesar de estarem relacionados, podendo ser apresentados em unidades de medidas diferentes (NO_3 eq ou PO_4 eq) (Romano *et al.*, 2021).

Bava *et al.*, (2014) demonstraram que os fatores mais impactantes no potencial de eutrofização foram aqueles relacionados às atividades dentro da fazenda, principalmente envolvendo lavouras, que contribuíram com 51,6% do total. A lixiviação de nitrato foi identificada como a principal causa de eutrofização, representando 47,8%, seguida pela volatilização de amônia (40,3%), enquanto a produção de alimentos fora das fazendas representou 21,2%. Os mesmos fatores foram apontados por Thomassen *et al.*, (2008), com destaque para as diferenças de solo, que levam a necessidades diferentes de manejo em função da textura do solo.

Nos trabalhos que compararam o potencial de eutrofização entre fazendas orgânicas e convencionais, os valores encontrados foram maiores para os sistemas convencionais: 6,96 vs 7,47 g PO_4 eq/Kg FPCM (Guerci *et al.*, 2013) e 3,60 vs 4,39 g PO_4 eq/Kg FPCM (Salvador *et al.*, 2016), ou 6,5 vs 8,6 g N eq/Kg FPCM (Knudsen *et al.*, 2019) e 0,07 vs 0,11 Kg NO_3 eq/Kg FPCM (Thomassen *et al.*, 2008). A produção de alimentos nas fazendas convencionais

impactou em 46% o potencial de eutrofização de água fresca na pesquisa de Herzog *et al.*, (2020) 31% na pesquisa de Baldini *et al.*, (2018) para os alimentos produzidos dentro da fazenda e 57% para os comprados. Esse impacto é maior nas fazendas convencionais devido a compra de concentrados e utilização de fertilizantes artificiais (Guerci *et al.*, 2013; Battini *et al.*, 2016).

2.2.3. Potencial de acidificação do solo

A acidificação do solo é a redução de pH causada pelo acúmulo de H^+ . Esse processo pode ocorrer naturalmente, mas a aplicação de fertilizantes nitrogenados (Meier *et al.*, 2015) e esterco (Pirlo e Loli, 2018) nas lavouras contribuem para o potencial de acidificação da terra devido à liberação de amônia (Romano *et al.*, 2021). De acordo com Bava *et al.*, (2014), o potencial de acidificação é influenciado em grande parte pela produção da lavoura (39,1%), depois pelo confinamento dos animais (22,7%) e armazenamento de esterco (22,5%), sendo a emissão de amônia responsável por 88,8% do potencial. De maneira semelhante, Herzog *et al.*, (2022) relataram contribuições de 84% a 86% para a amônia, e Baldini *et al.*, (2018) de 93%.

Em revisão da literatura comparativa entre sistemas, Meier *et al.*, (2015) mencionaram que a maior utilização de fertilizantes nas lavouras e maior uso de concentrados nas dietas em sistemas convencionais resultam em maior entrada de N externo e maior perda de N para o ambiente. Essas perdas impactam diretamente o potencial de eutrofização e acidificação, tornando-os maiores em fazendas convencionais. Nos sistemas convencionais a perda de N por lixiviação foi 49% maior por unidade de produto em comparação a sistemas orgânicos. Nessa revisão os autores ainda ressaltam que pode haver uma superestimação dos benefícios de sistemas orgânicos quando pesquisas tentam modelar o potencial de lixiviação desses sistemas (Tuomisto *et al.*, 2012).

Em sua maioria, os trabalhos que compararam sistemas encontraram potencial de acidificação maior em fazendas orgânicas (10,8 vs 9,5 g SO_2 eq/Kg FPCM) (Thomassen *et al.*, 2008), 27,24 vs 24,44 g SO_2 eq/Kg FPCM (Salvador *et al.*, 2016) e 0,026 vs 0,025 g SO_2 eq/Kg FPCM (Pirlo e Loli, 2018). De maneira contrária, Romano *et al.*, 2021 encontraram resultados maiores para sistemas convencionais (19,3 vs 25 g SO_2 eq/Kg FPCM) para o potencial de acidificação e (236 vs 196 g P eq/Kg FPCM) para eutrofização. Geralmente os resultados de acidificação ficam semelhantes ou levemente maiores em sistemas orgânicos, devido a maiores emissões de amônia dentro das fazendas (Thomassen *et al.*, (2008), relacionadas principalmente ao manejo do esterco (Salvador *et al.*, 2016), que levam a liberação de NH_3

2.2.4. Uso da terra em produção orgânica

Existe grande competição pelo uso da terra para a produção de alimentos (humanos e animais) e conservação de florestas, o que se acentua à medida que a população aumenta (Flysjö *et al.*, 2012). O Brasil tem grande potencial de crescimento em produção devido a disponibilidade de terra, água e energia renovável, tornando o país uma grande potência mundial para produção de alimento (Ruviano *et al.*, 2012). A utilização da terra é um fator importante para a sustentabilidade dos sistemas de produção, o que é um desafio para sistemas orgânicos uma vez que são menos produtivos (Knudsen *et al.*, 2014). Devido a necessidade de produzir alimentos para atender à demanda da população em crescimento, maiores extensões de terras precisariam ser exploradas para produções orgânicas ou de práticas sustentáveis, o que poderia fazer com que a emissão de GEE aumentasse (Audsley e Wilkinson, 2014).

Em virtude da baixa produtividade, fazendas orgânicas precisam de uma extensão territorial 50 a 84% maior que fazendas convencionais (Tuomisto *et al.*, 2012; Knudsen *et al.*, 2019). Quando sistemas a pasto são comparados, a utilização de terra fica mais próxima, sendo somente 12% maior em fazendas orgânicas (Knudsen *et al.*, 2019). Comparando os sistemas de produção de leite italianos com rebanhos semelhantes (317 vs 330 animais), Pirlo e Lolli (2018) observaram que sistemas orgânicos ocuparam 2,4x mais área de terra com animais menos produtivos (9.004 vs 7.736 Kg FPCM/vaca), resultando em uma produtividade por área 56% menor (19.964 vs 8.749 Kg FPCM/ha).

O grande fator impactante em relação ao uso da terra são as emissões devido a sua modificação nos sistemas de produção. Essa ocorre principalmente com o desmatamento, reduzindo a biodiversidade para aumentar áreas de lavoura e elevar a produtividade (Gerssen-Godenlach *et al.*, 2017). Produções orgânicas apresentaram maior diversidade de espécies vegetais e abundância de organismos, sendo esse efeito maior à medida que se intensifica o uso da terra nos sistemas convencionais (Tuck *et al.*, 2013). Em contrapartida, Battini *et al.*, (2016) ressaltam que fazendas com maior intensificação usam menor área de terra, o que poderia possibilitar mais áreas para conservação da biodiversidade.

Os resultados de impacto de utilização da terra nos sistemas de produção convencionais encontrados nas pesquisas foi de 1,8 m²/Kg FPCM (0,95 a 3,93) (Battini *et al.*, 2016; Bava *et al.*, 2014; Knudsen *et al.*, 2019; Romano *et al.*, 2021; Thomassen *et al.*, 2008). Para as fazendas orgânicas foi de 2,8 m²/Kg FPCM (1,5 a 7,07) (Knudsen *et al.*, 2019; Romano *et al.*, 2021; Thomassen *et al.*, 2008). Guerci *et al.*, (2013) avaliaram o uso da terra por Kg de LCE e

chegaram a valores médios de 1,16 m²/Kg LCE (0,68 a 1,63) em fazendas convencionais e 1,75 m²/Kg LCE em fazendas orgânicas (1,62 a 1,87).

O impacto de fazendas orgânicas é maior porque utilizam menos compostos químicos nas lavouras e não conseguem alcançar a mesma produtividade de alimentos de fazendas convencionais (Holka *et al.*, 2022). Sistemas orgânicos apresentaram impactos 6 a 90% maiores que fazendas convencionais nas emissões por uso da terra para a produção de leite (Meier *et al.*, 2015). Gerssen-Gondelach *et al.*, 2017 demonstraram que com intensificação dos sistemas (orgânico e convencional), houve uma redução de 1% a 26% do impacto ambiental, resultando na redução do uso e modificação da terra.

Outras estratégias de mitigação associadas a intensificação devem ser implementadas para reduzir os impactos ambientais, como rotação de culturas com leguminosas, aumentar o acúmulo de matéria orgânica no solo, plantio direto, aumento de eficiência alimentar, maior produtividade animal e aumento de densidade de rebanhos utilizando todas as formas de manejo necessárias para alcançar esses objetivos (Bava *et al.*, 2014; Gerssen-Godenlach *et al.*, 2017; Meier *et al.*, 2015; Seó *et al.*, 2017).

3. Referências

- ADGHIM, M., M. ABDALLAH, S. SAAD, A. SHANABLEH, M. SARTAJ, AND A. E. EL MANSOURI. (2020). Comparative life cycle assessment of anaero- bic co-digestion for dairy waste management in large-scale farms. *J. Clean. Prod.* 256:120320. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120320>.
- ALLEN, M.R., O.P. DUBE, W. SOLECKI, F. ARAGÓN-DURAND, W. CRAMER, S. HUMPHREYS, M. KAINUMA, J. KALA, N. MAHOWALD, Y. MULUGETTA, R. PEREZ, M. WAIRIU, AND K. ZICKFELD, (2018): Framing and Context. In: *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 49-92. <https://doi.org/10.1017/9781009157940.003>.
- ALEXANDRATOS, N., BRUINSMA, J. (2012). *World Agriculture: Towards 2030/2050: The 2012 Revision*; ESA Working Paper No. 12-03; *Food and Agricultural Organization (FAO)*: Rome, Italy.
- ANDERSON, B. H., MAGDOFF, F. R. (2000). Dairy farm characteristics and managed flows of phosphorus. *American Journal of Alternative Agriculture*, v. 15(01), p. 19. doi:10.1017/s0889189300008420.
- AUDSLEY, E., WILKINSON, M. (2014). What is the potential for reducing national greenhouse gas emissions from crop and livestock production systems? *Journal of Cleaner Production*, v. 73, p. 263–268. doi:10.1016/j.jclepro.2014.01.066.
- BACENETTI, J., BAVA, L., ZUCALI, M., LOVARELLI, D., SANDRUCCI, A., TAMBURINI, A., & FIALA, M. (2016). Anaerobic digestion and milking frequency as mitigation strategies of the environmental burden in the milk production system. *Science of The Total Environment*, v. 539, p. 450–459. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.0.
- BACKER, E., AERTSENS, J., VERGUCHT, S., STEURBAUT, W. (2009), Assessing the ecological soundness of organic and conventional agriculture by means of life cycle assessment (LCA): A case study of leek production", *British Food Journal*, v. 111(10), p. 1028-1061. <https://doi.org/10.1108/00070700910992916>
- BAEK, C.; LEE, K.; PARK, K. (2014) Quantification and control of the greenhouse gas emissions from a dairy cow system. *Journal of Cleaner Production*, v. 70, p. 50-60.
- BALDINI, C., BAVA, L., ZUCALI, M., & GUARINO, M. (2018). Milk production Life Cycle Assessment: A comparison between estimated and measured emission inventory for manure handling. *Science of The Total Environment*, v. 625, p. 209–219. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.12.261.
- BARROS, M. V., SALVADOR, R., MACIEL, A. M., FERREIRA, M. B., DE PAULA, V. R., DE FRANCISCO, A. C., ROCHA, C. H. B., PIEKARSKI, C. M. (2022). An analysis of Brazilian raw cow milk production systems and environmental product declarations of whole milk, *Journal of Cleaner Production*, v 367, 133067, ISSN 0959-6526, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133067>.

- BASSET-MENS, C.; LEDGARD, S.; BOYES, M. (2009) Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecological Economics*, v. 68(6), p. 1615-1625.
- BATTINI, F., AGOSTINI, A., BOULAMANTI, A. K., GIUNTOLI, J., & AMADUCCI, S. (2014). Mitigating the environmental impacts of milk production via anaerobic digestion of manure: Case study of a dairy farm in the Po Valley. *Science of The Total Environment*, v. 481, p. 196–208. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.02.038.
- BATTINI, F., AGOSTINI, A., TABAGLIO, V., & AMADUCCI, S. (2016). Environmental impacts of different dairy farming systems in the Po Valley. *Journal of Cleaner Production*, v. 112, p. 91–102. doi:10.1016/j.jclepro.2015.09.062.
- BAVA, L., SANDRUCCI, A., ZUCALI, M., GUERCI, M., & TAMBURINI, A. (2014). How can farming intensification affect the environmental impact of milk production? *Journal of Dairy Science*, v. 97(7), p. 4579–4593. doi:10.3168/jds.2013-7530.
- BEAUCHEMIN, K. A., UNGERFELD, E. M., ABDALLA, A. L., ALVAREZ, C., ARNDT, C., BECQUET, P., BENCHAAR, C., BERNDT, A., MAURICIO, R. M., MCALLISTER, T. A., OYHANTÇABAL, W., SALAMI, S. A., SHALLOO, L., SUN, Y., TRICARICO, J., UWIZEYE, A., CAMILLIS, C., BERNOUX, M., ROBINSON, T., KEBREAB, E. (2022). Invited review: Current enteric methane mitigation options, *Journal of Dairy Science*, v. 105(12), p. 9297-9326, ISSN 0022-0302, <https://doi.org/10.3168/jds.2022-22091>.
- BOER, I. J. M. (2003). Environmental impact assessment of conventional and organic milk production *Livestock Production Science*, v. 80(1–2), p. 69-77, ISSN 0301-6226, [https://doi.org/10.1016/S0301-6226\(02\)00322-6](https://doi.org/10.1016/S0301-6226(02)00322-6).
- Canadian Dairy Information Centre (CDCI), 2024. Dairy statistics and market information. Disponível em: <https://agriculture.canada.ca/en/canadas-agriculture-sectors/animal-industry/canadian-dairy-information-centre>. Acesso em: 19, Novembro, 2024.
- CARDOSO, C. S., HÖTZEL, M. J., WEARY, D. M., ROBBINS, J. A., & VON KEYSERLINGK, M. A. G. (2016). Imagining the ideal dairy farm. *Journal of Dairy Science*, 99(2), 1663–1671. doi:10.3168/jds.2015-9925.
- Centro de Inteligência do Leite. Índice de Custo de Produção de Leite da Embrapa (ICPL Leite). Leite em Números, Produção de Leite no Brasil. Embrapa Gado de Leite, 2025. Disponível em: https://www.cileite.com.br/leite_numeros_producao. Acesso em: 18, Novembro, 2024.
- Dairy Australia. *Australian Dairy In Focus* 2024. Disponível em: <https://www.dairyaustralia.com.au/industry-reports/australian-dairy-industry-in-focus>. Acesso em: 18, Novembro, 2024.
- DairyChackoff. Disponível em: <https://dairycheckoff.com/programs/growing-demand-for-dairy>. Acesso em: 23, Novembro, 2024.
- DANESHI, A.; ESMAILI-SARI, A.; DANESHI, M.; BAUMANN, H. (2014) Greenhouse gas emissions of packaged fluid milk production in Tehran. *Journal of Cleaner Production*, v. 80, p. 150-158.

European Environment Agency (EAA), 2024. Total net greenhouse gas emissions trends and projections in Europe. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/total-greenhouse-gas-emission-trends?activeAccordion=546a7c35-9188-4d23-94ee-005d97c26f2b>.

FLYSJÖ, A.; CEDERBERG, C.; HENRIKSSON, M.; LEDGARD, S. (2012) The interaction between milk and beef production and emissions from land use change – critical considerations in life cycle assessment and carbon footprint studies of milk. *Journal of Cleaner Production*, v. 28, p. 134-142.

GERBER, P., VELLINGA, T., DIETZE, K., FALCUCCI, A., GIANNU, G., MOUNSEY, J., MAIORANO, L., OPIO, C., SIRONU, D., THIEME, O., WEILER, V. (2010). Greenhouse Gas Emission from the Dairy Sector – A Life Cycle Assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome. p. 98

GERSSSEN-GONDELACH, S. J., LAUWERIJSEN, R. B. G., HAVLÍK, P., HERRERO, M., VALIN, H., FAAIJ, A. P. C., WICKE, B. (2017). Intensification pathways for beef and dairy cattle production systems: Impacts on GHG emissions, land occupation and land use change, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 240, p. 135-147, ISSN 0167-8809, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.012>.

GOLLNOW, S., LUNDIE, S., MOORE, A.D., MCLAREN, J., VAN BUUREN, N., STAHL, P., CHRISTIE, K., THYLMANN, D., REHL, T. (2014) Carbon footprint of milk production from dairy cows in Australia. *International Dairy Journal*, v. 37(1), p. 31-38.

GUERCI, M., KNUDSEN, M. T., BAVA, L., ZUCALI, M., SCHÖNBACH, P., KRISTENSEN, T. (2013). Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy, *Journal of Cleaner Production*, v. 54, p. 133-141, ISSN 0959-6526, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.035>.

HAAS, G., WETTERICH, F., KÖPKE, U. (2001). Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 83(1–2), p. 43-53, ISSN 0167-8809, [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00160-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00160-2).

HAGEMANN, M., HEMME, T., NDAMBI, A., ALQAISI, O., SULTANA, M. N. (2011). Benchmarking of greenhouse gas emissions of bovine milk production systems for 38 countries, *Animal Feed Science and Technology*, v. 166–167, p. 46-58, ISSN 0377-8401, <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.002>.

HARWOOD, W. S., DRAKE, M. A. (2018). Identification and characterization of fluid milk consumer groups. *Journal of Dairy Science*. doi:10.3168/jds.2018-14855.

HARWOOD, W. S., DRAKE, M. A. (2020). The influence of automatic associations on preference for milk type. *Journal of Dairy Science*, v. 100(12), p. 11218-11227. doi: 10.3168/jds.2020-19037.

HERZOG, A., HÖRTENHUBER, S., WINCKLER, C., KRAL, I. ZOLLITSCH, W. (2020). Welfare intervention and environmental impacts of milk production – cradle-to-farm-gate effects of implementing rubber mats in Austrian dairy farms, *Journal of Cleaner Production*, v. 277, p. 123953, ISSN 0959-6526, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.123953.

HIETALA, S., SMITH, L., KNUDSEN, M. T., KURPPA, S., PADEL, S., & HERMANSEN, J. E. (2014). Carbon footprints of organic dairying in six European countries—real farm data analysis. *Organic Agriculture*, v. 5(2), p. 91–100. doi:10.1007/s13165-014-0084-0.

HOLKA, M., KOWALSKA, J., JAKUBOWSKA, M. (2022) Reducing Carbon Footprint of Agriculture—Can Organic Farming Help to Mitigate Climate Change? *Agriculture* v. 12, p. 1383.

IDF, 2022. The IDF global Carbon Footprint standard for the dairy sector. International Dairy Federation.

Instituto Brasileiro de Informações em Ciências e Tecnologia (Ibicit), 2024. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. Avaliação de Ciclo de Vida. Disponível em: <https://www.gov.br/ibict/pt-br/assuntos/tecnologias-para-a-informacao/avaliacao-do-ciclo-de-vida-acv>. Acesso em: 23, Novembro, 2024.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2018. Mitigation pathways compatible with 1.5°C in the context of sustainable development. Pages 93–174 in *Global Warming of 1.5°C: An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5°C Above Pre Industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty*. <https://doi.org/10.1017/9781009157940>.

ISO 14040. Environmental Management—Life Cycle Assessment—Principles and Framework; International Organization for Standardization ISO Central Secretariat Chemin de Blandonnet, 8CP 401—1214 Vernier; Geneva, Switzerland, 2006.

KNAPP, J. R., LAUR, G. L., VADAS, P. A., WEISS, W. P., & TRICARICO, J. M. (2014). Invited review: Enteric methane in dairy cattle production: Quantifying the opportunities and impact of reducing emissions. *Journal of Dairy Science*, v. 97(6), p. 3231–3261. <http://dx.doi.org/10.3168/jds.2013-7234>.

KNUDSEN, M. T., DORCA-PREDA, T., DJOMO, S. N., PEÑA, N., PADEL, S., SMITH, L. G., HERMANSEN, J. E. (2019). 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*. doi:10.1016/j.jclepro.2018.12.273.

KNUDSEN, M. T., MEYER-AURICH, A., OLESEN, J. E. CHIRINDA, N., HERMANSEN, J. E. (2014). Carbon footprints of crops from organic and conventional arable crop rotations – using a life cycle assessment approach, *Journal of Cleaner Production*, v. 64, p. 609–618, ISSN 0959-6526, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.07.009>.

KRISTENSEN, T.; MOGENSEN, L.; KNUDSEN, M.T.; HERMANSEN, J.E. (2011) Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livestock Science*, v. 140(1-3), p. 136-148.

KÜHL, S., GASSLER, B., & SPILLER, A. (2017). Labeling strategies to overcome the problem of niche markets for sustainable milk products: The example of pasture-raised milk. *Journal of Dairy Science*, v. 100(6), p. 5082–5096. doi:10.3168/jds.2016-11997.

- LOVETT, D.K., SHALLOO, L., DILLON, P., O'MARA, F.P. (2008). Greenhouse gas emissions from pastoral based dairying systems: the effect of uncertainty and management change under two contrasting production systems. *Livest. Sci.* v. 116, 260–274. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.10.016>.
- MAZZETTO, A. M., FALCONER, S., LEDGARD, S. (2022). Mapping the carbon footprint of milk production from cattle: A systematic review, *Journal of Dairy Science*, v. 105(12), p. 9713-9725, ISSN 0022-0302, <https://doi.org/10.3168/jds.2022-22117>.
- MCCARTHY, K. S., PARKER, M., AMEERALLY, A., DRAKE, S. L., & DRAKE, M. A. (2017). Drivers of choice for fluid milk versus plant-based alternatives: What are consumer perceptions of fluid milk? *Journal of Dairy Science*, v. 100(8), p. 6125–6138. doi:10.3168/jds.2016-12519.
- MEIER, M. S. STOESSEL, F., JUNGBLUTH, N., JURASKE, R., SCHADER, STOLZE, C. M. (2015). Environmental impacts of organic and conventional agricultural products – Are the differences captured by life cycle assessment? *Journal of Environmental Management*, v. 149, p. 193-208, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.006>.
- NOYA, I., GONZÁLEZ-GARCÍA, S., BERZOSA, J., BAUCCELLS, F., FEIJOO, G., & MOREIRA, M. T. (2018). Environmental and water sustainability of milk production in Northeast Spain. *Science of The Total Environment*, v. 616-617, p. 1317–1329. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.186.
- O'BRIEN, D., SHALLOO, L., PATTON, J., BUCKLEY, F., GRAINGER, C., WALLACE, M. (2012). A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms, *Agricultural Systems*, v. 107, p. 33-46, ISSN 0308-521X, <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2011.11.004>.
- O'HARA, J. K., & PARSONS, R. L. (2013). The economic value of organic dairy farms in Vermont and Minnesota. *Journal of Dairy Science*, v. 96(9), p. 6117–6126. doi:10.3168/jds.2013-6662.
- OLIVO, A. J., GODBER, O. F. REED, K. F. NYDAM, D. V. WATTIAUX, M. A. KETTERINGS, Q. M. (2024). Greenhouse gas emissions and nutrient use efficiency assessment of 6 New York organic dairies, *Journal of Dairy Science*, v. 107(11), p. 9527-9548, ISSN 0022-0302, <https://doi.org/10.3168/jds.2024-25004>.
- PIRLO, G., LOLLI, S. Environmental impact of milk production from samples of organic and conventional farms in Lombardy (Italy) (2019). *Journal of Cleaner Production*, v. 211, p. 962-971, ISSN 0959-6526, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.070>.
- POORE, J., & NEMECEK, T. (2018). Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science*, v. 360(6392), p. 987–992. doi:10.1126/science.aag0216.
- ROLAND, F.; CESAR, D.; MARINHO, M. Lições de Limnologia. São Carlos, SP, Brasil: RiMa, 2005.
- ROMANO, E.; ROMA, R.; TIDONA, F.; GIRAFFA, G.; BRAGAGLIO, A. (2021). Dairy Farms and Life Cycle Assessment (LCA): The Allocation Criterion Useful to Estimate Undesirable Products. *Sustainability*, v. 13, p. 4354. <https://doi.org/10.3390/su13084354>.

- ROTZ, A., STOUT, R., LEYTEM, A., FEYEREISEN, G., WALDRIP, H., THOMA, G., KLEINMAN, P. Environmental assessment of United States dairy farms. (2021). *Journal of Cleaner Production*, 315, 128153. doi:10.1016/j.jclepro.2021.128153.
- ROTZ, C. A., MITLOEHNER, F. (2024) United States Dairy Farms and Global Warming, *Journal of Dairy Science*, ISSN 0022-0302, <https://doi.org/10.3168/jds.2024-25360>.
- RUVIARO, C. F., GIANEZINI, M., BRANDÃO, F. S., WINCK, C. A., DEWES, H. (2012). Life cycle assessment in Brazilian agriculture facing worldwide trends, *Journal of Cleaner Production*, v. 28, p. 9-24, ISSN 0959-6526, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.015>.
- SALVADOR, S., CORAZZIN, M., PIASENTIER, E., & BOVOLENTA, S. (2016). Environmental assessment of small-scale dairy farms with multifunctionality in mountain areas. *Journal of Cleaner Production*, v. 124, p. 94–102. doi:10.1016/j.jclepro.2016.03.001.
- SCHADER, C.; JUD, K.; MEIER, M.S.; KUHN, T.; OEHEN, B.; GATTINGER, A. (2014) Quantification of the effectiveness of greenhouse gas mitigation measures in Swiss organic milk production using a life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production*, v. 73, p. 227-235.
- SCOZZAFAVA, G., GERINI, F., BONCINELLI, F., CONTINI, C., MARONE, E., & CASINI, L. (2020). Organic milk preference: is it a matter of information? *Appetite*, v. 144, 104477. doi:10.1016/j.appet.2019.104477.
- SEÓ, H. L. S., MACHADO FILHO, L. C. P., RUVIARO, C. F., & LÊIS, C. M. DE. (2017). Avaliação do Ciclo de Vida na bovinocultura leiteira e as oportunidades ao Brasil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 22(2), p. 221–237. doi:10.1590/s1413-41522016149096.
- SNEATH, R.W., BELINE, F., HILHORST, M.A., PEU, P. (2006). Monitoring GHG from manure stores on organic and conventional dairy farms, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 112(2–3), p. 122-128, ISSN 0167-8809, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.020>.
- THOMASSEN, M. A., VAN CALKER, K. J., SMITS, M. C. J., IEPEMA, G. L., & DE BOER, I. J. M. (2008). Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricultural Systems*, v. 96(1-3), p. 95–107. doi:10.1016/j.agsy.2007.06.001.
- TUCK, S. L., WINQVIST, C., MOTA, F., AHNSTRÖM, J., TURNBULL, L. A., & BENGTTSSON, J. (2014). Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, v. 51(3), p. 746–755. doi:10.1111/1365-2664.12219.
- TUOMISTO, H.L., HODGE, I.D., RIORDAN, P., MACDONALD, D.W. (2012). Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research, *Journal of Environmental Management*, v. 112, p. 309-320, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018>.
- UGAYA, C. M. L., NETO, J. A. A., FIGUEIREDO, M. C. B., Recomendação de modelos de Avaliação de Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro (RAICV). (2019). Instituto Brasileiro de Informações em Ciências e Tecnologia (Ibicit). p. 165. ISBN 978-85-7013-154-6.

United States Department of Agriculture. Animal and Plant Health Inspection Service. Veterinary Service. National Animal Health Monitoring Service. USDA–APHIS–VS–CEAH–NAHMS, 2016 <http://www.aphis.usda.gov/naahms>.

United States Department of Agriculture. Economic Research Service. Disponível em: <https://www.ers.usda.gov/data-products/chart-gallery/gallery/chart-detail/?chartId=110372#:~:text=In%20response%20to%20increased%20consumer,percent%20from%202008%20to%202021>. Acesso em: 06, Dezembro, 2024.

UPTON, J.; HUMPHREYS, J.; KOERKAMP, P.W.G.G.; FRENCH, P.; DILLON, P.; DE BOER, I.J.M. (2013) Energy demand on dairy farms in Ireland. *Journal of Dairy Science*, v. 96(10), p. 6489-6498.

US, Environmental Protection Agency. U.S. EPA, 2022. Greenhouse Gas Emissions. <https://www.epa.gov/ghgemissions/overview-greenhouse-gases>

VAN DER WERF, H.M.G.; KANYARUSHOKI, C.; CORSON, M.S. (2009) An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, v. 90(11), p. 3643-52.

WILLER, H., SCHLATTER, B., TRÁVNÍČEK, J., The World of Organic Agriculture. Statistics and Emerging Trends 2022. FiBL, IFOAM – Organics International. 2023. P. 360. 978-3-03736-456-7.

ZEHEMEIER, M.; GANDORFER, M.; HOFFMANN, H.; MÜLLER, U.K.; DE BOER, I.J.M.; HEIBENHUBER, A. (2014) The impact of uncertainties on predicted greenhouse gas emissions of dairy cow production systems. *Journal of Cleaner Production*, v. 73, p. 116-124.

ZOPPAS, F. M., BERNARDES, A. M., & MENEGUZZI, Á. (2016). Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 21(1), p. 29–42. doi:10.1590/s1413-41520201600100134682.

Capítulo 2. ARTIGO

O artigo foi elaborado de acordo com as normas do periódico *Journal of Cleaner Production*.

Título: Perfil ambiental da produção de leite orgânico no sudeste do Brasil

Autores:

Ana Flávia de Paula Pereira,

Universidade Federal de Uberlândia. Rua Botafogo, 170. Tabajaras. Apto 302. Uberlândia, MG (38.400-246)

Correspondente: ana.fppereira@hotmail.com

Alex de Matos Teixeira,

Universidade Federal de Uberlândia. Avenida Israel, 1163, casa 213. Uberlândia, MG. (38.410-264)

alexmteixeira@yahoo.com.br

Vanessa Romário de Paula

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Avenida Eugênio do Nascimento, 610. Dom Bosco, Juiz de Fora, MG (36.038-330)

vanessa.paula@embrapa.br

RESUMO

O presente estudo utilizou a metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) em 11 Unidades de Produção de Leite Orgânico localizadas em São Paulo (8), Minas Gerais (2) e Rio de Janeiro (1). O objetivo do trabalho foi caracterizar as emissões dos sistemas de produção de leite orgânico no Brasil. As categorias de impacto ambiental determinadas neste estudo foram: potencial de mudança climática, eutrofização, acidificação e uso da terra. Os resultados médios obtidos na categoria de potencial de mudança climática foram de 1,408 (0,933 a 3,418) Kg de equivalentes de dióxido de carbono (CO₂ eq)/Kg de leite corrigido para 4,0% de gordura e 3,3% de proteína (FPCM). Para o potencial de eutrofização de água, os valores médios encontrados foram de 1,13 (0,02 a 1,76) g fosfato equivalente (PO₄ eq)/Kg FPCM. Já no potencial de acidificação, os valores médios foram de 0,35 (0,01 a 1,05) g de equivalentes de dióxido de enxofre (SO₂ eq)/Kg FPCM, com os principais contribuintes sendo o manejo de dejetos e a produção de alimentos. Na categoria de uso da terra, os valores foram de 3,05 (0,73 a 15,7) m²/Kg FPCM). As emissões de metano entérico (75,5%) foram o principal contribuinte da pegada de carbono seguida pela produção de alimentos externos às fazendas (11,3%) e o manejo de dejetos (8,7%). Os resultados demonstram que sistemas mais produtivos tem maior potencial de reduzir o impacto ambiental.

PALAVRAS-CHAVE: Impacto ambiental, leite, orgânicos, produtividade.

DESTAQUES:

- Grande diferença de características entre os sistemas avaliados: área total de pastagem, área de lavoura, número de animais em lactação, tecnificação e intensificação dos sistemas.
- Sistemas mais produtivos e intensivos apresentaram menores resultados na para o potencial de mudança climática e uso da terra: 0,933 Kg CO₂ eq/Kg FPCM (24,0 Kg/vaca dia); 0,73 m²/Kg FPCM. Fatores como manejo de produção e compra de alimentos influenciaram os indicadores de potencial de acidificação e eutrofização, pois existem grandes diferenças entre os sistemas avaliados
- Trabalhos que avaliaram sistemas orgânicos, apresentaram resultados principalmente por meio da quantificação por unidade de produto (FPCM), levando em consideração 4 principais categorias de impacto: potencial de mudança climática, acidificação, eutrofização e uso da terra. Valores médios encontrados nesses sistemas foram de: 1,40 Kg CO₂ eq/Kg FPCM; 5,28 g PO₄ eq/Kg FPCM; 19,02 g SO₂ eq/Kg FPCM e 2,8 m²/Kg FPCM
- Potencial de melhoria de resultados de emissões diante de intensificação de manejos que buscam maiores resultados de produtividade em lavouras e pastos (melhoria da qualidade dos alimentos) e dos animais (Kg leite/animal).

1. INTRODUÇÃO

De acordo com a revisão de Alexandratos e Bruinsma, (2012), a demanda por produtos agrícolas deve aumentar 1,1% ao ano até 2050, em virtude de uma população crescente. Esses autores acreditam que o perfil da população mundial levará ao aumento de consumo de alimentos de origem animal como o leite, que tem a tendência de dobrar o consumo de 2005/2007 até 2050.

Ao mesmo tempo em que há uma crescente demanda global, o conceito de sustentabilidade tem determinado as escolhas dos consumidores (Baldini *et al.*, 2018). Nos últimos anos houve uma diminuição no consumo de leite nos EUA atribuída à falta de informações sobre a sustentabilidade dos sistemas de produção (McCarthy *et al.*, 2017). Nesse mesmo sentido, Cardoso *et al.*, (2016) destacaram a importância da forma de criação dos animais e a divulgação dessas informações para influenciar a opinião dos consumidores.

Em resposta às demandas crescentes da população por produtos mais sustentáveis, observa-se uma tendência de mercado voltada para o aumento do consumo de produtos

orgânicos, especialmente aqueles provenientes de sistemas que atendem a critérios de bem-estar animal, saúde e sustentabilidade (Hardwood e Drake, 2020). Entre as principais motivações dos consumidores estão a nutrição e a saúde (Hardwood e Drake, 2018).

Nos últimos anos a produção de leite orgânico tem apresentado crescimento em diferentes países no mundo. Nos EUA existem 17.554 fazendas com produção orgânica certificada, sendo 2.478 fazendas produtoras de leite de vaca e com vendas de 1,6Mi de dólares (USDA *certified organic survey 2021*). Na Europa até 2021 9,9% das terras utilizadas no país eram direcionadas para a produção de orgânicos (EEA, 2021) e até 2017 2,8% dessa terra era direcionada a produção de leite orgânico (Scozzafava *et al.*, 2020). Ainda que não existam levantamentos nacionais, no Brasil existem poucas propriedades produtoras de leite orgânico, mas que vêm aumentando ao longo dos anos com a certificação de produtores no Cadastro Nacional de Produtores Orgânicos (CNPO) disponibilizado pelo Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA), que possui hoje cerca de 40 produtores.

Diante da exigência por produtos mais sustentáveis, foi necessário a aplicação de métodos para avaliar o impacto ambiental dos sistemas de produção. A pegada de carbono e a avaliação de ciclo de vida (ACV) levam em consideração fatores de impacto oriundos de dentro da fazenda, como produção de leite, produção e manejo de esterco, utilização de fertilizantes, produção de alimentos e utilização de energia assim como fatores externos, como utilização de combustíveis, produção de alimentos, produção de fertilizantes, dentre outros (Backer *et al.*, 2009). Esses fatores são considerados para contabilizar as emissões de gases de efeito estufa (GEE) e determinar o potencial de aquecimento global (PAG), por meio da quantificação de quilos de equivalentes de dióxido de carbono (Kg CO₂ eq) (IPCC, 2006) por unidade de produto leite corrigido para gordura e proteína (FPCM – "fat and protein corrected milk") (IDF, 2022).

A avaliação de ciclo de vida é uma ferramenta utilizada para estimar impacto ambiental da produção de alimentos e foi utilizada em diversos trabalhos para auxiliar na quantificação de pegadas de carbono, identificação de estratégias para mitigação de emissões e processos de produção principalmente de fazendas com produções de leite convencionais (Aguirres-Villegas *et al.*, 2022). Entretanto, faltam dados de caracterização de produções orgânicas e avaliação de impacto ambiental desses sistemas no Brasil.

Diante desse cenário o objetivo do trabalho foi quantificar as emissões de GEE, potencial de eutrofização e acidificação e uso da terra em sistemas de produção de leite orgânico na região Sudeste do Brasil por meio da metodologia de ACV.

2. Materiais e Métodos

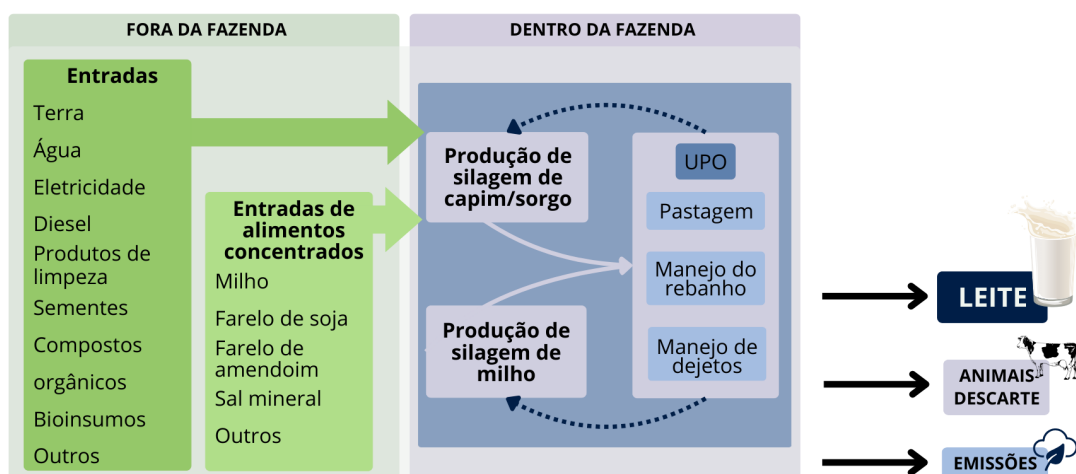
2.1. Objetivos e escopo

A metodologia de ACV foi utilizada no presente estudo para estimar o impacto ambiental da produção de leite orgânico de diferentes sistemas na região Sudeste do Brasil, por meio da análise de “berço a porteira” (*cradle-to-gate-farm*) de acordo com as normas ABNT NBR 14040 e 14044. Dentro do escopo da pesquisa foram definidas as fronteiras do sistema, que demarcam as atividades relativas a produção de leite dentro da fazenda (processos de produção de alimentos, manejo dos animais, descarte e compra de animais e manejo dos dejetos) e as atividades vindas de fora da propriedade (compra de insumos, transporte de materiais, consumo de energia, consumo de combustível e compra de materiais para manejo e limpeza da fazenda) estão ilustrados na (Figura 01) que serviram para a definição da coleta de dados utilizados para a construção do inventário de ciclo de vida (ICV). As edificações, instalações, equipamentos, materiais utilizados para a sanidade e fertilização dos animais e as embalagens não foram considerados na ACV.

Todas as unidades de produção orgânicas (UPO) avaliadas na pesquisa fazem parte de um banco de dados de sistemas orgânicos.

O projeto foi conduzido com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) por meio do Programa de Excelência Acadêmica (PROEX) que financiaram o estudo com bolsa de estudo.

Figura 01. Diagrama das fronteiras dos sistemas de produção de leite orgânico.



2.2. Caracterização das propriedades

O estudo foi baseado em 11 unidades de produção orgânica (UPO) de leite, localizadas na região Sudeste do Brasil, sendo 8 unidades no estado de São Paulo, 2 em Minas Gerais e 1 no Rio de Janeiro (Figura 02). Os sistemas de produção de leite que participaram do estudo seguem as normativas da Instrução Normativa nº 46/2011 (BRASIL, 2011) complementada pela IN 17/2014 (BRASIL, 2014) que não permite o uso de organismos geneticamente modificados e de produtos convencionais como agroquímicos, antibióticos e antiparasitários.

As UPOs eram sistemas de semi-confinamento (animais criados a pasto, mas com acesso a cochos para suplementação de dietas) com animais das raças Holandês-Gir, Holandês e Jersey. A suplementação foi realizada com insumos orgânicos conforme determinações das certificadoras de produtos orgânicos. Os volumosos mais utilizados foram pasto (100%) e silagem de milho (73%); concentrados mais utilizados foram milho moído (91%), farelo de amendoim (64%) e farelo de soja (55%). Os dejetos eram aproveitados na sua totalidade para adubação da pastagem e/ou lavoura para produção de silagem (milho, sorgo, capim). As UPOs possuíam $25,5 \pm 18,7$ ha de pastagens (10,0 a 63,0) e $19,8 \pm 27,3$ ha de lavouras (0,0 a 80,0) para um rebanho de 139 ± 119 animais (32 a 450) com 64 ± 53 vacas em lactação (23 a 200). A produção diária foi de 1.102 ± 1.040 litros de leite (152,0 a 3200,0) com uma produtividade média de $15,5 \pm 5,2$ Kg de leite/vaca/dia (6,6 a 24,0) (Tabela 01).

As UPOs serão caracterizadas individualmente de acordo com o tipo de sistema, os insumos utilizados para alimentação dos animais, e caracterização de área de pastagem, lavoura, número de animais no rebanho, número de vacas em lactação, produção média/dia, produção média/vaca/dia e produção média por hectare (ha) por ano (calculada ao multiplicar a produção diária por 365 e dividir pelos hectares direcionados para a pastagem e lavoura):

- UPO 01: Sistema de *compost barn* que aloja os animais em lactação, animais das demais categorias são criados a pasto localizado no estado de São Paulo. Silagem de milho e pastagem foram as fontes de volumosos utilizadas nessa propriedade. Dentre os concentrados utilizados, os mais utilizados foram: milho moído, farelo de soja, sorgo moído, cevada e farelo de amendoim, respectivamente. A propriedade possui 12,0ha de área de pastagem e 68,0ha de área de lavoura. O rebanho total possui 255 animais, sendo 122 vacas em lactação, que possuem uma produção total diária de 2.928 l/dia e produtividade média de 24,0 litros de leite/vaca/dia. A produtividade por ha encontrada foi de 13.359 litros de leite/ha/ano. Essa propriedade possui um sistema tecnificado e

intensificado. A composição média do leite nessa propriedade foi de 4,0% de gordura e 3,4% de proteína.

- UPO 02: É um sistema localizado no estado de São Paulo, de semi-confinamento, com *compost barn* em que os animais recebem suplementação de dietas no cocho, mas é aberto para acesso ao pasto. O manejo da pastagem nessa propriedade é por meio da rotação de piquetes, além do cultivo de forragens de inverno, consórcio com leguminosas, irrigação e adubação orgânica das pastagens. Silagem de milho e silagem de capim foram outras fontes de volumosos utilizadas na propriedade. Os principais concentrados utilizados foram: cevada, milho moído, polpa cítrica e farelo de amendoim, respectivamente. Nessa unidade havia 18,6ha de pastagem e 4,5ha de lavoura. O rebanho total consistia de 118 animais, sendo 53 em lactação, com produção diária de 1.198 litros de leite/dia e produtividade média de 22,6 litros de leite/dia, sendo a produtividade por ha de 18.970,5 litros de leite/ha/ano. É uma das propriedades com maior tecnificação. A composição média do leite na propriedade foi de 3,85% de gordura e 3,35% de proteína.
- UPO 03: É um sistema de semi-confinamento em que os animais ficam em sistemas de pastejo rotacionado, com adubação orgânica. A propriedade localizada em São Paulo possui 15,0ha de pastagem e 8,0ha de área de lavoura. O rebanho possui 133 animais, sendo 73 em lactação. A produção diária foi de 1.285 litros de leite/dia, com produtividade média/vaca/dia de 17,6 litros de leite/dia e produtividade/ha ano de 20.392,4 litros de leite/ha/ano. A composição de leite média encontrada foi de 3,80% de gordura e 3,40% de proteína.
- UPO 04: É um sistema de semi-confinamento com baixa tecnificação e manejo de pastagem, contando principalmente com a suplementação de alimentos. A silagem de milho é a segunda principal fonte de volumoso depois da pastagem nessa propriedade. Os concentrados utilizados foram: farelo de amendoim e polpa cítrica. A propriedade era localizada no estado de Minas Gerais e contava com 21,0ha de pastagem e 4,5ha de lavoura. O rebanho total consistia em 32 animais, sendo 23 vacas em lactação. A produção média diária encontrada foi de 250 litros de leite/dia, com produtividade média/vaca/dia de 10,9 litros de leite/dia e produtividade/há/ano de 3.578,4 litros. A composição de leite média encontrada na propriedade foi de 3,64% de gordura e 3,10% de proteína.

- UPO 05: É um sistema de semi-confinamento com *compost barn* para animais em lactação, aberto para acesso ao pasto e localizado no estado de São Paulo. O manejo do mesmo era feito por meio de rotação de piquetes e com adubação orgânica, apesar disso, apresentava pasto degradado. É a UPO com maior número de animais, com rebanho de 450 animais, sendo 200 vacas em lactação. A produção média diária encontrada foi de 3.200 litros de leite/dia, com produtividade média de 16 litros de leite/vaca/dia e produtividade de 11.123,8 litros de leite/há/ano. A composição média do leite foi de 3,80% de gordura e 3,30%
- UPO 06: É um sistema de semi-confinamento localizado no Rio de Janeiro. Devido ao terreno acidentado, não apresentam área de lavoura, somente pastagem, que tem manejo intensificado, com rotação de culturas e irrigação para garantir a produção de volumoso ao longo do ano. 45,0ha nessa propriedades era direcionados para a produção de pastagens. Os alimentos suplementados foram: milho moído, polpa cítrica e farelo de amendoim. O rebanho era de 70 animais, sendo 30 vacas em lactação. A produtividade média diária encontrada foi de 300 l/dia, com produtividade/vaca/dia de 10,0 litros de leite e produtividade/há/ano de 2.433,3 litros de leite. A composição média ano do leite foi de 3,88% de gordura e 2,98% de proteína.
- UPO 07: É um sistema de semi-confinamento com manejo de pasto rotacionado, sendo 10,0ha direcionados para a pastagem e 10,0 para produção de lavoura. A silagem de milho foi a segunda fonte de volumoso produzida e suplementada para os animais. Os alimentos concentrados utilizados na propriedade foram: milho moído e sorgo moído. A unidade tinha 96 animais no rebanho total e 55 vacas em lactação, com produção média diária de 962 litros de leite/dia, produtividade de 17,5 litros de leite/vaca/dia e 17.556,5 litros de leite/há/ano, sendo a composição do leite de 3,85% de gordura e 3,35% de proteína.
- UPO 08: Sistema de semi-confinamento com manejo de pastagem de piquete rotacionado. A suplementação de alimentos nessa propriedade consistiu de silagem de sorgo e silagem de capim como fontes alternativas de volumoso para os animais. Os concentrados utilizados foram milho moído e farelo de amendoim. A unidade possui 10,0ha de pastagem e 6,0ha de lavoura. Essa fazenda possui um rebanho total de 70 animais e 35 vacas em lactação, com

produção média diária de 550 litros de leite/dia, produtividade de 15,7 litros de leite/vaca/dia e 12.546,9 litros de leite/ha/ano. A composição do leite foi de 3,83% de gordura e 3,35% de proteína na média do ano.

- UPO 09: Sistema de semi-confinamento com sistema de piquetes rotacionados e adubação orgânica. A fazenda possui 12,5ha de pastagem e 12,0ha de lavoura e conta com o fornecimento de silagem de milho além de silagem de capim como fontes de volumoso para os animais. Os concentrados utilizados foram milho moído, farelo de soja e farelo de amendoim. A unidade possui 79 animais no rebanho total e 34 vacas em lactação, com produção diária de 550 litros de leite/dia, com produtividade média diária de 16,2 litros de leite/vaca e 8.193,9 litros de leite/há/ano. A composição média do leite no ano foi de 4,10% de gordura e 3,30% de proteína.
- UPO 10: É um sistema de semi-confinamento menos tecnificado, com pouco ou quase nenhum manejo de pastagem, apresentando dificuldades em produzir alimentos, tanto nos 44ha de área de pastagem, quanto nos 18,0ha de área de lavoura. O sistema apresenta 149 animais no rebanho total e 56 vacas em lactação, com uma produtividade diária de 743 litros de leite/dia e produtividade de 13,3 litros de leite/vaca/dia, além de produtividade de 4.374,1 litros de leite/ha/ano. A composição média do leite encontrada na propriedade foi de 3,91% de gordura e 3,03% de proteína.
- UPO 11: Sistema de produção extensivo, com 67,3ha de pastagem não manejada e 6,7ha de área de lavoura. Nessa propriedade os insumos utilizados foram silagem de milho como volumoso, além do pasto. Como fontes de concentrados, foram suplementados milho moído e farelo de soja. A unidade possui 76 animais no rebanho total e 23 vacas em lactação, com produção média diária de 152 litros de leite/dia, 6,6 litros de leite/vaca/dia e 742,9 litros de leite/ha/ano. A composição média anual do leite na propriedade foi de 3,60% de gordura e 3,20% de proteína.

Apesar de uma das características dos sistemas de produção orgânicos ser o emprego de mão de obra familiar na execução das atividades, essa condição não foi a realidade nas 11 propriedades avaliadas neste estudo. Dessas 11 UPOs, 7 comercializaram o leite para indústrias da região como leite orgânico e 4 utilizaram o leite para produção de derivados na própria fazenda.

Os dados do CQBAL 4.0 foram utilizados para a matéria seca, carboidratos totais, proteína e extrato etéreo, dos ingredientes utilizados nas dietas das fazendas. Composição do leite foi determinada por meio de análise de composição e fornecida pelas fazendas.

Figura 02. Localização das propriedades de leite orgânico estudadas



2.3. Categorias de Impacto de Ciclo de Vida

Foram consideradas as categorias de impacto ambiental: mudança climática, eutrofização, acidificação, oxidação fotoquímica, depleção de recursos abióticos e uso da terra, sendo consideradas as principais categorias de impacto avaliadas em trabalhos com metodologia ACV (Seó *et al.*, 2017).

A unidade funcional utilizada foi o 1 quilograma de leite corrigido para gordura e proteína “*fat and protein corrected milk*” (FPCM), de modo a expressar os resultados padronizados possibilitando a comparação entre sistemas com diferentes composições de leite. A FPCM foi calculada de acordo com a equação (IDF, 2015):

$$\text{FPCM} = \text{Kg de leite} \times [0.1226 \times \text{Gor} + 0.0776 \times \text{Prot} + 0.2534]$$

Onde: FPCM = Kg de Leite corrigido para 4,0% de gordura e 3,3% de proteína; Gor= % gordura do leite e Prot =% proteína do leite.

Para cada UPO foram estimadas as emissões de gases de efeito estufa (GEE) em Kg de equivalentes de dióxido de carbono (Kg CO₂ eq)/Kg FPCM ao longo do horizonte de tempo de 100 anos (GWP 100) (IPCC, 2019), potencial de eutrofização em gramas de equivalentes de íons fosfato (g PO₄ eq/Kg FPCM), por meio do modelo CML v 4.8, 2016 de Guinée *et al.*, (2002), potencial de acidificação em gramas de dióxido de enxofre (g SO₂ eq/Kg FPCM) e uso da terra metros quadrados de área utilizada (m²/Kg FPCM) pelo modelo ReCiPe2016 de Azevedo *et al.*, (2013).

2.4. Análise do Inventário de Ciclo de Vida (AICV)

Os dados utilizados para a construção do ICV foram obtidos em propriedades parceiras do projeto Observatório do Leite Orgânico no período de janeiro de 2022 a dezembro de 2022. Os dados primários usados para os cálculos foram coletados por meio de entrevistas e aplicação de questionário *in loco* com proprietários das fazendas e consultores técnicos, com referência à produção de leite de 2021 e expressos em quantidade utilizada por Kg de FPCM (Tabela 02). Os dados secundários foram obtidos com base na literatura científica, especialistas que compõe o banco de dados Ecoinvent 3.9 utilizado para calcular as emissões e compor os resultados do projeto.

Para a Análise do Inventário de Ciclo de Vida (AICV) foi utilizado o *software* de modelagem OpenLCA® v.1.10.3, com interatividade com a base de dados de inventários do ciclo de vida Ecoinvent® v.3.9. As emissões do sistema de produção foram estimadas com base no Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2019). Dados secundários foram calculados com base em conjuntos de dados de referências brasileiras utilizando o Ecoinvent 3.9. A utilização de ICVs regionais adaptados para produção orgânica possibilitou reduzir incertezas e permitiu estimativas de emissões mais próximas da realidade (Souza *et al.*, 2021).

Tabela 01. Principais parâmetros que caracterizam os sistemas de produção orgânicos deste estudo em 2021.

Parâmetros	Unidade	UPO1	UPO2	UPO3	UPO4	UPO5	UPO6	UPO7	UPO8	UPO9	UPO10	UPO11
Área de pastagem	ha	12	18,55	15	21	25	45	10	10	12,5	44	67,3
Área de lavoura	ha	68	4,5	8	4,5	80	0	10	6	12	18	7,3
Rebanho total	cabeças	255	118	133	32	450	70	96	70	79	149	76
Vacas em lactação	cabeças	122	53	73	23	200	30	55	35	34	56	23
Produção total	l/dia	2928	1198	1285	250	3200	300	962	550	550	743	152
Produtividade	Litros de leite/vaca/dia	24,0	22,6	17,6	10,9	16,0	10,0	17,5	15,7	16,2	13,3	6,6
Produtividade ano/ha*	Litros de leite/ha	109,5	357,9	279,3	155,6	55,6	81,1	319,2	358,5	241,0	78,1	32,3
Gordura do leite	%	4	3,85	3,8	3,64	3,8	3,88	3,85	3,83	4,1	3,91	3,6
Proteína do leite	%	3,4	3,35	3,4	3,1	3,3	2,98	3,35	3,35	3,3	3,03	3,2

Produtividade ano/ha*: Produção média diária x 365 / (área de pastagem + área de lavoura).

Tabela 02: Dados primários medidos nas propriedades (unidade/Kg FPCM no ano)

Parâmetros	Unidade	UPO1	UPO2	UPO3	UPO4	UPO5	UPO6	UPO7	UPO8	UPO9	UPO10	UPO11
Ocupação, área para manejo do rebanho	ha*ano/kg de leite FPCM	1,83E-06	1,31E-05	5,08E-05	5,99E-05	4,05E-05	1,29E-06	5,38E-06	9,50E-06	0,00E+00	0,00E+00	8,22E-05
Ocupação, área para pastagem animal	ha*ano/kg de leite FPCM	1,10E-05	4,06E-05	0,00E+00	1,64E-05	2,02E-05	3,93E-04	3,23E-05	4,75E-05	5,81E-05	3,59E-03	1,11E-03
Ocupação, área para lavoura/silagem	ha*ano/kg de leite FPCM	6,21E-05	9,83E-06	0,00E+00	3,51E-06	6,47E-05	0,00E+00	3,23E-05	2,85E-05	5,58E-05	0,00E+00	1,21E-04
Dejetos	kg/kg de leite FPCM	2,67E+00	3,57E+00	2,80E+00	4,50E+00	4,96E+00	6,56E+00	3,33E+00	4,40E+00	4,04E+00		1,35E+01
Eletricidade	kWh/kg de leite FPCM	3,79E-03	6,03E-02	6,50E-02	7,02E-03	1,33E-01	7,85E-02	1,07E-01	1,97E-01	2,79E-01	4,63E-02	1,35E-01
Água, mina/poço	l/kg de leite FPCM	2,32E+00	4,59E+00	4,31E+00	1,45E+00	2,11E+00	1,61E+01	5,49E+00	9,19E+00	9,03E+00	0,00E+00	3,02E+01
Detergente neutro	l/kg de leite FPCM	2,74E-04	0,00E+00	2,84E-04	4,68E-05	1,17E-04	5,16E-04	2,69E-04	5,70E-04	1,12E-04	2,41E-04	1,97E-04
Detergente alcalino	l/kg de leite FPCM	3,29E-05	0,00E+00	1,02E-03	5,62E-05	4,37E-04	6,46E-04	4,84E-04	5,70E-04	2,79E-04	9,64E-05	9,87E-04
Detergente ácido	l/kg de leite FPCM	6,58E-05	0,00E+00	2,03E-04	2,81E-05	9,52E-05	6,20E-05	3,87E-05	4,56E-04	2,79E-04	4,82E-05	9,87E-04
Sanitizante	l/kg de leite FPCM	2,19E-04	0,00E+00	2,44E-04	0,00E+00	1,46E-04	1,24E-03	4,84E-04	0,00E+00	5,58E-04	9,64E-04	0,00E+00
Silagem de milho (kg MS)	kg/kg de leite FPCM	2,01E-01	2,08E-01	2,01E-01	6,55E-02	1,78E-01	0,00E+00	6,27E-01	0,00E+00	4,09E-01	9,11E-02	3,26E-01
Silagem de aveia	kg/kg de leite FPCM	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00

Siagem de sorgo	kg/kg de leite FPCM	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,85E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Silagem de capiaçu	kg/kg de leite FPCM	0,00E+00	1,90E-01	1,56E-01	0,00E+00	2,28E-01	0,00E+00	0,00E+00	5,45E-01	2,13E-01	0,00E+00	0,00E+00
Milho moído	kg/kg de leite FPCM	2,58E-01	9,01E-02	1,89E-01	0,00E+00	7,28E-02	8,18E-01	1,89E-01	2,38E-01	4,13E-01	2,25E-01	1,21E-01
Farelo de soja	kg/kg de leite FPCM	8,22E-02	0,00E+00	4,06E-02	0,00E+00	2,43E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,93E-02	3,27E-02	5,21E-02
Sorgo grão	kg/kg de leite FPCM	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,28E-02	0,00E+00	3,61E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Polpa cítrica (88% MS)	kg/kg de leite FPCM	0,00E+00	2,40E-02	6,09E-02	6,37E-04	0,00E+00	0,00E+00	8,71E-02	0,00E+00	0,00E+00	1,28E-01	0,00E+00
Farelo de amendoim	kg/kg de leite FPCM	2,74E-02	2,16E-02	0,00E+00	4,00E+00	2,43E-02	0,00E+00	1,78E-02	1,84E-01	5,02E-02	4,01E-02	0,00E+00
Farelo de trigo	kg/kg de leite FPCM	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,37E-03	0,00E+00	0,00E+00
Premix	kg/kg de leite FPCM	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Cevada (26,4% MS)	kg/kg de leite FPCM	6,58E-02	1,80E-01	2,74E-02	0,00E+00	5,83E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Sal mineral	kg/kg de leite FPCM	5,04E-03	0,00E+00	1,99E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,22E-02	7,40E-02
Pasto (Mombaça)	kg/kg de leite FPCM	0,00E+00	6,01E-04	0,00E+00	0,00E+00	1,32E-03	3,87E-02	8,25E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Pasto estimado	kg/kg de leite FPCM	8,77E-02	1,09E-01	2,34E-01	1,65E-01	1,50E-01	2,41E-01	2,69E-01	3,70E-01	8,00E-01	0,00E+00	7,73E+00
Adubo orgânico	l/kg de leite FPCM	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00

Diesel	l/kg de leite												
	FPCM	9,14E-04	7,86E-03	2,44E-03	4,21E-04	2,02E-03	1,03E-02	6,46E-03	9,50E-03	1,95E-02	2,00E-03	1,97E-02	

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Potencial de mudança climática

O potencial de mudança climática médio encontrado nas propriedades foi de $1,408 \pm 0,728$ Kg CO₂ eq/Kg FPCM, variando de 0,933 Kg CO₂ eq/Kg FPCM na UPO com maior produtividade por animal (24,0 litros de leite/vaca/dia) a 3,418 Kg CO₂ eq/Kg FPCM na UPO com menor produtividade (6,6 litros de leite/vaca/dia) (Tabela 03). Em trabalhos comparativos (convencionais vs orgânicos) na Europa, a média encontrada para sistemas orgânicos foi semelhante à do presente estudo, com 1,40 Kg CO₂ eq/Kg FPCM (Romano *et al.*, 2021; Thomassen *et al.*, 2008; Salvador *et al.*, 2016). No trabalho de Knudsen *et al.*, (2019) e Aguirre-Villegas *et al.*, (2022) os valores entrados foram mais baixos, 0,850 e 0,981 Kg CO₂ eq/Kg FPCM, respectivamente, próximos do limite inferior observado no presente estudo, pois nessa pesquisa o sequestro de carbono do solo foi contabilizado e foi capaz de reduzir a pegada de carbono de 5 a 20% entre os trabalhos.

Tabela 03: Potencial de mudança climática estimado das contribuições de dentro e fora de cada unidade de produção orgânica (Kg CO₂eq/Kg FPCM).

Unidades	Dentro da fazenda	Fora da fazenda	Total
UPO1	0,730	0,203	0,933
UPO2	0,818	0,137	0,955
UPO3	0,788	0,173	0,961
UPO4	0,916	0,183	1,098
UPO5	0,963	0,153	1,116
UPO6	1,053	0,113	1,166
UPO7	0,998	0,153	1,151
UPO8	1,135	0,132	1,267
UPO9	1,290	0,175	1,465
UPO10	1,708	0,253	1,961
UPO11	3,406	0,012	3,418
Média	1,255	0,153	1,408
Desvio padrão	0,764	0,060	0,728

Segundo Gerssen-Gondelach *et al.*, (2017), a intensificação dos sistemas visando maiores produções de leite tem potencial de reduzir o impacto ambiental, o que em sistemas europeus chegou até 14%. Nessa mesma linha, outros trabalhos também demonstraram que sistemas, independente se orgânicos ou convencionais, com maior intensificação obtiveram resultados mais baixos de emissões de gases de efeito estufa e, conseqüentemente, menor impacto ambiental (Guercei *et al.*, 2013; Battini *et al.*, 2016; Tuomisto *et al.*, 2012). Considerando o nível de desenvolvimento e intensificação dos sistemas nesses países, é possível inferir que os

benefícios proporcionados por essa estratégia nos sistemas de produção brasileiros seriam maiores.

Em sistemas convencionais a média de impacto ambiental encontrada nos estudos foi de 1,21 Kg de CO₂ eq/Kg FPCM, 14% inferior ao valor médio obtido para as 11 UPOs (Baek, Lee e Park., 2014; Baldini *et al.*, 2018; Basset-Mens Ledgard e Boyes, 2009; Battini *et al.*, 2014; Bava *et al.*, 2014; Daneshi *et al.*, 2014; Gollnow *et al.*, 2014; Herzog *et al.*, 2020; Knudsen *et al.*, 2019; Noya *et al.*, 2018; Romano *et al.*, 2021; Salvador *et al.*, 2016; Schader *et al.*, 2014; Thomassen *et al.*, 2008; Upton *et al.*, 2013; Zehetmeier *et al.*, 2014).

A partir de estudos conduzidos em diferentes países, Mazzeto *et al.*, (2022) demonstraram que a pegada de carbono reduziu 0,292 Kg CO₂ eq para cada aumento na produção total por vaca de 1.000 Kg FPCM. De maneira geral, os sistemas convencionais têm apresentado impacto ambiental menor ou semelhante ao de sistemas orgânicos, o que em parte está associado à maior produtividade por animal. Entretanto, a comparação entre sistemas e trabalhos nem sempre é simples em virtude das possíveis diferenças entre as metodologias, modelos de equações utilizados para predições de emissões e particularidades dos mercados, clima e indústria (Rotz *et al.*, 2021).

O principal fator que contribuiu com a emissão de GEE e potencial de aquecimento global nas UPOs foi o CH₄ entérico, com valor de $1,113 \pm 0,763$ Kg CO₂ eq/Kg FPCM (Tabela 03) que representou $75,5 \pm 8,9\%$ do impacto (Figura 03). Esses resultados corroboram os obtidos nas fazendas orgânicas avaliadas por Aguirre-Villegas, *et al.*, 2022, com valores médios de 1,106 Kg CO₂ eq/Kg FPCM. Ainda em outras pesquisas a contribuição de metano entérico representou em média 56% do impacto (Thomassen *et al.*, 2008; Boer *et al.*, 2003) e na revisão de Mazzato *et al.*, (2022), essa categoria também contribuiu com mais de 50% da pegada em metade dos trabalhos avaliados entre países.

No presente estudo, a UPO com menor produtividade de leite teve contribuição de 95,5% de metano entérico na pegada, enquanto na UPO de maior produtividade esse valor foi de 60,7%. Os resultados do atual estudo corroboram com a literatura, evidenciando que quanto maior a participação de forragens na alimentação dos animais e menor produção animal, aumenta a participação do metano entérico na pegada de carbono (Beauchemin *et al.*, 2022; Cedeberg e Mattson, 2000; Meier *et al.*, 2015). As UPOs que apresentaram contribuição de metano entérico acima de 75% da pegada de carbono, possuíam dietas com 81% de volumoso, sendo 57% oriundo de pastagem e com média de produção de 13,6 Kg/animal. Em fazendas

convencionais a contribuição do CH₄ também foi relevante e representou 42 a 66% das emissões (Bacenetti *et al.*, 2016; Baldini *et al.*, 2018; Hagemann *et al.*, 2011).

Nesse indicador, as vacas em lactação representam a categoria com maior contribuição, o que justifica essa consistente redução da pegada quando há melhoria do desempenho. Segundo Baldini *et al.*, (2018), vacas em lactação foram responsáveis por 59 a 79% da pegada de carbono, o que estaria associado ao fato de representarem grande proporção do rebanho e apresentarem maiores requerimentos nutricionais, o que está ligado ao maior consumo de alimentos, seja produzido na fazenda ou comprado. Bava *et al.*, (2014) evidenciam que os principais fatores relacionados a pegada de carbono são referentes a atividades dentro das fazendas. No atual trabalho, as atividades dentro das fazendas foram responsáveis por 1,255 Kg CO₂ eq/Kg FPCM (87%) da pegada de carbono.

Figura 03. Contribuição dos componentes de dentro das unidades de produção orgânica (liberação de metano entérico, emissões dos dejetos, produção de alimentos e combustíveis utilizados) e de fora (alimentos comprados, transporte de produtos, eletricidade e processos secundários) para o potencial de mudança climática (Kg CO₂ eq/Kg FPCM)



A segunda e terceira maiores fontes de emissão foram a compra de alimentos ($0,132 \pm 0,056$ Kg CO₂ eq/Kg FPCM) e dejetos ($0,108 \pm 0,027$ Kg CO₂ eq/Kg FPCM), respectivamente (Figura 03). A produção ou compra de alimentos nas propriedades apresenta resultados variados ao longo das pesquisas (Beauchemin *et al.*, 2022). No levantamento feito por Olivo *et al.*, (2024), foi identificado que a compra de alimentos era a principal fonte de perda de nutrientes nas

fazendas orgânicas e emissões indiretas de N₂O (Pirlo e Loli, 2018). No atual trabalho, esse fator representou 11,3% da pegada de carbono. Nos sistemas convencionais a produção de alimentos foi responsável por 17% da pegada de carbono (Herzog *et al.*, 2020).

Na presente pesquisa as emissões diretas e indiretas de N₂O são responsáveis por 8% da pegada de carbono nas UPOs, influenciado principalmente pela produção de alimentos dentro da fazenda e compra de insumos. A principal forma de reduzir as emissões de N₂O é reduzindo as perdas indiretas de amônia (NH₃), por meio da aplicação de esterco nas lavouras (Holka *et al.*, 2022). Em trabalhos que avaliaram sistemas orgânicos, as perdas de N₂O após a aplicação de esterco nas lavouras variou de 2 a 12% (Aguirre-Villegas *et al.*, 2022). No presente estudo essa variação foi de 4,5 a 14%. É importante destacar que entre as pesquisas existe uma diferença entre o potencial de aquecimento global considerado para cada gás, levando a diferentes resultados.

O manejo do esterco tem sido um importante contribuinte para a emissão de metano (Baldini *et al.*, 2018; Romano *et al.*, 2021), assim como seu armazenamento (Bacenetti *et al.*, 2016; Battini *et al.*, 2016; Guerci *et al.*, 2013). As emissões pelo manejo de dejetos no presente estudo contribuíram com 8,7% do impacto ambiental nos sistemas avaliados. O manejo e acúmulo de dejetos em fazendas orgânicas foi o que mais contribuiu com as emissões de gases de efeito estufa no trabalho de Olivo *et al.*, (2024). Em fazendas convencionais representou 16% da pegada de carbono (Herzog *et al.*, 2020). Na revisão de Mazzetto *et al.*, (2022), os dejetos foram responsáveis por mais de 20% das emissões nos sistemas de países em que há predominância de confinamento dos animais, principalmente durante o inverno. No atual trabalho a UPO de maior produção obteve números semelhantes aos dados convencionais, com contribuição de 15,4% dos dejetos.

Diante da relevância de todos esses fatores de impacto, Beauchemin *et al.*, (2022) discutiram estratégias de mitigação de emissões de metano em sua revisão. Concluíram que o manejo que aumenta a produtividade de alimentos e vacas é essencial para reduzir emissões de GEE. Melhorar o manejo de forragens e pastagens adaptadas a cenários regionais de clima, solo e disponibilidade de água aumenta a digestibilidade e reduz as emissões de CH₄. Melhorar a produtividade dos animais, como o manejo reprodutivo adequado e seleção genética para vacas mais produtivas, reduz o impacto do metano por unidade de produto, independente do sistema.

3.2. Potencial de eutrofização

O potencial de eutrofização das propriedades variou de 0,02 a 1,76 g PO₄ eq/Kg FPCM. O valor médio foi de $1,13 \pm 0,50$ g PO₄ eq/Kg FPCM, sendo que a contribuição dentro e fora da fazenda foi de 79 e 21%, respectivamente (Tabela 04). Os trabalhos que avaliaram sistemas orgânicos encontraram valores de 3,6 PO₄eq/Kg FPCM (Salvador *et al.*, 2016) para ecossistemas de água fresca. O problema encontrado nas pesquisas é que não existe um padrão da categoria avaliada, variando entre potencial de eutrofização de água potável e de recursos marinhos, que quantifica a eutrofização por meio de equivalentes de nitrogênio (g N⁻eq/g FPCM), encontrando valores de 6,3 g N eq/Kg FPCM (Knudsen *et al.*, 2019), e 0,07 g NO₃ eq/g FPCM (Thomassen *et al.*, 2008).

No atual trabalho a UPO11 foi a que obteve o menor resultado de eutrofização (0,02 g PO₄ eq/Kg FPCM). Essa é a unidade em que a criação é extensiva sem manejo de pasto, com baixa produção de leite e suplementação dos animais. Portanto, a baixa entrada de produtos na fazenda faz com que esse resultado seja possível. Pesquisas demonstraram que sistemas orgânicos tem menos aplicação de insumos, como fertilizantes e alimentos para os animais e, por isso, apresentam menores perdas de nutrientes (Boer, 2003). Porém, esse pesquisador destaca a dificuldade de comparar os resultados de potencial de eutrofização entre os trabalhos, porque dependem do potencial de lixiviação considerado para cada uma das pesquisas, que varia de acordo com o tipo de solo e sistema. Além disso, o tipo de concentrado utilizado também influencia nessa categoria de impacto, pois dependendo da matéria prima e processamento concentrados, as perdas de nutrientes podem aumentar.

Tabela 04: Potencial de eutrofização da água estimado das contribuições de dentro e fora de cada unidade de produção orgânica (g PO₄-eq/Kg FPCM)

Unidades	Dentro da fazenda	Fora da fazenda	Total
UPO1	1,180	0,220	1,400
UPO2	1,160	0,220	1,380
UPO3	1,050	0,100	1,150
UPO4	0,690	0,050	0,740
UPO5	1,420	0,340	1,760
UPO6	1,310	0,140	1,450
UPO7	0,620	0,080	0,700
UPO8	0,910	0,000	0,910
UPO9	1,010	0,550	1,560
UPO10	1,040	0,340	1,380
UPO11	0,003	0,014	0,017
Média	0,945	0,187	1,132
Desvio padrão	0,393	0,169	0,501

Acredita-se que por isso os sistemas orgânicos tendem a ter menor potencial de eutrofização que sistemas convencionais devido a maior utilização de pastagens, levando ao menor manejo de esterco e lixiviação de material em lavouras por não utilizarem fertilizantes sintéticos (Knudsen *et al.*, 2019). A média do potencial de eutrofização encontrado em trabalhos que avaliaram sistemas convencionais foi de 3,47 g PO₄eq/Kg FPCM (1,03 a 7,33) (Bacenetti *et al.*, 2016; Bava *et al.*, 2014; Salvador *et al.*, 2016). A lixiviação de nitrato e fosfato em sistemas convencionais explica grande parte do potencial de eutrofização encontrado (Thomassen *et al.*, 2008).

Já a UPO5 apresentou o pior resultado de potencial de eutrofização (1,76 g PO₄-eq/Kg FPCM). Trata-se de um sistema com maior tecnificação, apesar de ter apresentado pastagens com algum grau de degradação, o que pode ter levado à menor eficiência da produção de alimentos dentro da fazenda, contribuindo para o maior potencial de eutrofização dentro da fazenda dentre as UPOs do estudo (1,42 g PO₄-eq/Kg FPCM) representando, 81% do potencial. A menor eficiência na produção de alimentos associada ao maior número de animais no rebanho, faz com aumente a necessidade da entrada de insumos nessa UPO, contribuindo com emissões indiretas.

A UPO7 e UPO8 apresentam bom manejo de pastagens, o que resulta em maior produção de alimentos, refletindo em uma menor necessidade de suplementação (compra de alimentos), representando 8 e 9% da pegada, respectivamente, o que associado à uma boa produtividade de leite (17,5 e 15,7 litros de leite/animal, respectivamente), reduziram o impacto da categoria (0,7 e 0,91 g PO₄ eq/KG FPCM). A melhoria da qualidade e quantidade de alimentos produzidos em sistemas orgânicos é um desafio, mas pode permitir o aumento de produtividade e eficiência alimentar, levando a redução da pegada de carbono (Battini *et al.*, 2016; Tuomisto *et al.*, 2012).

Estudos indicam que a produção de alimentos tem alto impacto no potencial de eutrofização (Herzog *et al.*, 2020; Thomassen *et al.*, 2008). Anderson e Magdoff *et al.*, (2000) apontam que o fósforo oriundo de alimentos contribuiu com 65% das perdas desse nutriente, enquanto fertilizantes foram responsáveis por 35% das perdas. Em sistemas convencionais a utilização de fertilizantes tem grande impacto no potencial de eutrofização, mas pesquisadores demonstram que estratégias de manejo de esterco podem auxiliar a redução dessas emissões se forem utilizados como adubo nas lavouras, por aumentarem a deposição de matéria orgânica no solo (Tuomisto *et al.*, 2012).

Bacenetti *et al.*, (2016) encontraram potencial de eutrofização de 5,62g PO₄-eq em sistemas convencionais na Itália, sendo a produção de alimentos responsável por 28,8% do potencial eutrofização e a emissão de amônia e metano do esterco aplicado nas lavouras por 18,3%. As perdas de nitrato correspondem a 47,8% do potencial de eutrofização, seguida pela volatilização de amônia durante a aplicação de esterco no solo (41,4%) e 6,13% das perdas de fosfato de acordo com Bava *et al.*, (2014), que contabilizaram 7,33 g PO₄-eq/Kg FPCM, sendo que as produções na lavoura, dentro da fazenda, foram responsáveis por 51,6% do potencial.

3.3. Potencial de acidificação

Os dados médios de acidificação do solo foram de 0,194 g SO₂-eq/Kg FPCM ($\pm$ 0,165) e estão descritos na tabela 05. No atual trabalho, a UPO6 obteve o melhor resultado em potencial de acidificação (0,01 g SO₂-eq/Kg FPCM). Essa propriedade possui a segunda maior área de pastagem (45 ha) e baixa densidade de animais (0,6 UA/ha), além de baixa produção (10,0 litros de leite/animal), refletindo um manejo pouco eficiente das pastagens. Em contrapartida, a UPO2 apresentou o maior potencial de acidificação entre as fazendas avaliadas (1,05 g SO₂-eq/Kg FPCM), dentre as quais apresenta uma das menores áreas de pastagem (18,6 ha), manejada intensamente, levando a produção média (22,6 litros de leite/vaca/dia).

De acordo com as pesquisas, o principal fator que influencia esse indicador é a emissão de amônia pelos fertilizantes (Battini *et al.*, 2014) e esterco aplicado (Pirlo e Loli, 2018), que contribuem com 74% do potencial de acidificação (Herzog *et al.*, (2022)). O nitrogênio (N) presente também pode ser liberado na forma de óxido nitroso, que tem grande potencial de aquecimento global (Holka *et al.*, 2022).

Nas pesquisas de Sneath *et al.*, (2006), Tuomisto *et al.*, (2012) e Romano *et al.*, (2021), fazendas orgânicas obtiveram menores potenciais de acidificação que as fazendas convencionais, em virtude da menor aplicação de fertilizantes e perdas de amônia. De maneira semelhante, Guerici *et al.*, (2013) encontraram menores resultados de acidificação para fazendas a pasto, porque utilizaram menos aplicações de fertilizantes. Valores médios semelhantes foram encontrados em fazendas orgânicas em outros trabalhos (0,191 g SO₂-eq/Kg FPCM) (Romano *et al.*, 2021; Salvador *et al.*, 2016; Thomassen *et al.*, 2008).

Holka *et al.*, (2022) e Schrama *et al.*, (2018), demonstraram que fazendas orgânicas possuem mais matéria orgânica no solo, o que pode trazer benefícios, uma vez que reduzem as emissões de GEE com o acúmulo de carbono que auxilia na saúde da terra e desenvolvimento das culturas. Tuomisto *et al.*, (2012) também relataram maior conteúdo de matéria orgânica no

solo de fazendas orgânicas (7%), porém ponderaram que o motivo não é claro e pode ser influenciado por vários fatores, como tipo de solo e clima. Nesse sentido, esses autores argumentaram que pode haver superestimação dos benefícios na redução de perdas de N estimadas por modelos em pesquisas em fazendas orgânicas, já que as perdas e aplicações são menores.

Tuomisto *et al.*, (2012) ressaltam a importância da determinação de uma unidade de medida padronizada para a avaliação do impacto ambiental entre sistemas convencionais e orgânicos, pois nas análises por unidade de terra, orgânicos tendem a ter resultados melhores, com menores impactos. Por outro lado, quando a unidade de medida é o produto final (kg de leite), os resultados tendem a ser melhores ou semelhantes em sistemas convencionais.

Tabela 05: Potencial de acidificação estimado das contribuições de dentro e fora de cada unidade de produção orgânica (g SO₂-eq/Kg FPCM)

Unidades	Dentro da fazenda	Fora da fazenda	Total
UPO1	0,250	0,100	0,350
UPO2	0,460	0,590	1,050
UPO3	0,210	0,290	0,500
UPO4	0,085	0,020	0,105
UPO5	0,050	0,010	0,060
UPO6	0,000	0,010	0,010
UPO7	0,130	0,030	0,160
UPO8	0,200	0,000	0,200
UPO9	0,250	0,350	0,600
UPO10	0,490	0,210	0,700
UPO11	0,010	0,090	0,100
Média	0,194	0,155	0,349
Desvio padrão	0,165	0,189	0,328

3.4. Utilização da terra

Os dados de uso da terra estão descritos na tabela 06 e variaram de 0,73 a 15,7 m²/Kg FPCM. O valor máximo correspondeu à UPO11, sistema com a maior área de pastagem (67,3 ha) e menor produtividade (6,6 litros de leite/vaca/dia), fazendo com que o impacto por unidade de produto se torne muito elevado devido ao sistema de criação extensivo, que não tinha manejo adequado de pastagem ou lavoura, dificultando a produção de alimentos. De maneira inversa, a UPO2 (menor uso da terra), apresentou produtividade animal de 22,6 litros de leite/vaca/dia, 16 litros a mais que a UPO11, além de áreas de pastagem e de lavoura 72 e 42% menores em relação à UPO 11, respectivamente, o que levou a menor utilização da terra, já que a produção

era mais alta. Apesar de não ser a UPO de maior produtividade, possui 70% menor área que a UPO1, por isso obteve um impacto por uso de terra menor.

No atual estudo, o resultado médio de uso da terra foi de 3,05 m²/Kg FPCM. Os resultados de impacto de utilização de terra nos sistemas de produção convencionais encontrados nas pesquisas foi de 1,8 m²/Kg FPCM (0,95 a 3,93) (Battini *et al.*, 2016; Bava *et al.*, 2014; Knudsen *et al.*, 2019; Romano *et al.*, 2021; Thomassen *et al.*, 2008), enquanto nas fazendas orgânicas foi de 2,8 m²/Kg FPCM (1,5 a 7,07) (Knudsen *et al.*, 2019; Romano *et al.*, 2021; Thomassen *et al.*, 2008). O uso de terra é maior nas fazendas orgânicas (Pirlo e Loli, 2018; Tuomisto *et al.*, 2012), mesmo quando comparados com sistemas convencionais a pasto (Knudsen *et al.*, 2019).

Tabela 06: Uso da terra estimado de acordo com as contribuições dentro e fora de cada unidade de produção orgânica (m²/Kg FPCM)

Unidades	Dentro da fazenda	Fora da fazenda	Total
UPO1	0,815	0,497	1,312
UPO2	0,696	0,036	0,732
UPO3	0,519	0,272	0,791
UPO4	3,789	0,004	3,793
UPO5	0,996	0,052	1,048
UPO6	4,525	0,003	4,528
UPO7	0,783	0,081	0,864
UPO8	0,942	0,049	0,991
UPO9	0,942	0,049	0,991
UPO10	2,484	0,357	2,841
UPO11	15,689	0,006	15,695
Média	2,925	0,128	3,053
Desvio padrão	4,448	0,169	4,398

Importante ressaltar que a compra de alimentos de fora da fazenda leva a uso de terra indireto em sistemas convencionais (Gerssen-Gondelach *et al.*, 2017). A UPO1 apresentou o maior uso de terra fora das fazendas (0,50 m²/Kg FPCM). É a unidade de maior tecnificação e investimento para suplementação de animais, portanto existe maior utilização de alimentos vindos de fora da fazenda (20% da pegada de carbono), o que leva a maior utilização de terra de maneira indireta para a produção desses insumos. Entretanto, o impacto de uso de terra nessa propriedade não fica elevado, já que a produtividade dos animais é maior. Esse resultado corrobora com as indicações de aumento de produtividade para reduzir os impactos ambientais,

encontradas na literatura (Pirlo e Loli, 2018; Gerssen-Gondelach *et al.*, 2017; Seó *et al.*, 2017; Foteinis e Chatzisyneon, 2016; Bava *et al.*, 2014).

Tendo em vista a crescente preocupação quanto a disponibilidade de alimentos para a população crescente, sabe-se que sistemas orgânicos tem menor produtividade que sistemas convencionais (Pirlo e Loli, 2018; Audsley e Wilkinson, 2014). Schrama *et al.*, (2018) destacam que, apesar dos possíveis benefícios de um sistema orgânico, mais estudos precisam avaliar a sustentabilidade e estabilidade das produções ao longo de mais anos. Foteinis e Chatzisyneon, (2016) ressaltam a importância desse tipo de estudo para que estratégias possam ser traçadas buscando minimizar os impactos de um sistema pouco produtivo.

Apesar do interesse dos consumidores por produtos orgânicos com criações sustentáveis (Harwood e Drake, 2020), o risco da escolha dessa estratégia de produção é a possibilidade de redução da produtividade, o que pode interferir na segurança alimentar, além de afetar a dinâmica de comercialização entre os países, levando a possíveis mudanças econômicas que podem até mesmo resultar em mudanças climáticas, caso seja necessário aumentar a quantidade de terra para produção (Audsley e Wilkinson, 2014).

4. Conclusão

Com o atual trabalho foi possível quantificar as emissões de gases de efeito estufa e potenciais de eutrofização, acidificação e uso da terra de sistemas de produção de leite orgânico no sudeste do Brasil, por meio da utilização da metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida. Conclui-se que o metano oriundo da fermentação entérica, a compra de alimentos para suplementação das dietas dos animais e a produção de dejetos são os principais fatores que contribuem com o potencial de mudança climática nos sistemas. O manejo de esterco nas lavouras e áreas de pastagens é um dos principais contribuintes para o potencial de eutrofização. O potencial de acidificação é influenciado principalmente pela compra de alimentos de fora das fazendas, que tem impacto indireto pelo manejo da terra com fertilizantes e adubos orgânicos,

Portanto, quanto mais eficientes na produção de alimentos, compra e utilização de insumos, manejo de animais e dejetos e produtividade, menores serão os impactos ambientais dos sistemas e produção de leite.

Apesar do trabalho buscar caracterizar o impacto ambiental dos sistemas brasileiros de produção de leite orgânico, o número de fazendas estudado foi pequeno e demonstrou grande heterogeneidade entre as propriedades, indicando maior necessidade de explorar e buscar caracterizar um maior número de sistemas em pesquisas futuras para definir as práticas

encontradas nos sistemas orgânicos e buscar estratégias de manejo e mitigação de emissões. Além disso, estudos posteriores que avaliem o sequestro de carbono desses sistemas de produção são importantes, devido ao potencial de redução do potencial de mudança climática.

5. Referências:

AGUIRRE-VILLEGAS, H. A., LARSON, R. A., RAKOBITSCH, N., WATTIAUX, M. A., SILVA, E. Farm level environmental assessment of organic dairy systems in the U.S., *Journal of Cleaner Production*, Volume 363, 2022, 132390, ISSN 0959-6526, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132390>.

ALEXANDRATOS, N.; BRUINSMA, J. *World Agriculture: Towards 2030/2050: The 2012 Revision*; ESA Working Paper No. 12-03; Food and Agricultural Organization (FAO): Rome, Italy, 2012.

ANDERSON, B. H., MAGDOFF, F. R. (2000). Dairy farm characteristics and managed flows of phosphorus. *American Journal of Alternative Agriculture*, v. 15(01), p. 19. doi:10.1017/s0889189300008420.

AZEVEDO, L.B., VAN ZELM, R., HENDRIKS, A.J., BOBBINK, R., HUIJBREGTS, M.A. (2013). Global assessment of the effects of terrestrial acidification on plant species richness. *Environmental Pollution*. 174, 10-15.

BACENETTI, J., BAVA, L., ZUCALI, M., LOVARELLI, D., SANDRUCCI, A., TAMBURINI, A., & FIALA, M. (2016). Anaerobic digestion and milking frequency as mitigation strategies of the environmental burden in the milk production system. *Science of The Total Environment*, v. 539, p. 450–459. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.0.

BACKER, E., AERTSENS, J., VERGUCHT, S., STEURBAUT, W. (2009), Assessing the ecological soundness of organic and conventional agriculture by means of life cycle assessment (LCA): A case study of leek production", *British Food Journal*, v. 111(10), p. 1028-1061. <https://doi.org/10.1108/00070700910992916>

BAEK, C.; LEE, K.; PARK, K. (2014) Quantification and control of the greenhouse gas emissions from a dairy cow system. *Journal of Cleaner Production*, v. 70, p. 50-60.

AGUIRRE-VILLEGAS, H. A., LARSON, R. A., RAKOBITSCH, N., WATTIAUX, M. A., SILVA, E. Farm level environmental assessment of organic dairy systems in the U.S., *Journal of Cleaner Production*, Volume 363, 2022, 132390, ISSN 0959-6526, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132390>.

ALEXANDRATOS, N.; BRUINSMA, J. *World Agriculture: Towards 2030/2050: The 2012 Revision*; ESA Working Paper No. 12-03; Food and Agricultural Organization (FAO): Rome, Italy, 2012.

ANDERSON, B. H., MAGDOFF, F. R. (2000). Dairy farm characteristics and managed flows of phosphorus. *American Journal of Alternative Agriculture*, v. 15(01), p. 19. doi:10.1017/s0889189300008420.

AZEVEDO, L.B., VAN ZELM, R., HENDRIKS, A.J., BOBBINK, R., HUIJBREGTS, M.A. (2013). Global assessment of the effects of terrestrial acidification on plant species richness. *Environmental Pollution*. 174, 10-15.

BACENETTI, J., BAVA, L., ZUCALI, M., LOVARELLI, D., SANDRUCCI, A., TAMBURINI, A., & FIALA, M. (2016). Anaerobic digestion and milking frequency as

mitigation strategies of the environmental burden in the milk production system. *Science of The Total Environment*, v. 539, p. 450–459. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.0.

BACKER, E., AERTSENS, J., VERGUCHT, S., STEURBAUT, W. (2009), Assessing the ecological soundness of organic and conventional agriculture by means of life cycle assessment (LCA): A case study of leek production", *British Food Journal*, v. 111(10), p. 1028–1061. <https://doi.org/10.1108/00070700910992916>

BAEK, C.; LEE, K.; PARK, K. (2014) Quantification and control of the greenhouse gas emissions from a dairy cow system. *Journal of Cleaner Production*, v. 70, p. 50–60.

BALDINI, C., BAVA, L., ZUCALI, M., & GUARINO, M. (2018). Milk production Life Cycle Assessment: A comparison between estimated and measured emission inventory for manure handling. *Science of The Total Environment*, v. 625, p. 209–219. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.12.261.

BASSET-MENS, C.; LEDGARD, S.; BOYES, M. (2009) Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecological Economics*, v. 68(6), p. 1615–1625.

BATTINI, F., AGOSTINI, A., BOULAMANTI, A. K., GIUNTOLI, J., & AMADUCCI, S. (2014). Mitigating the environmental impacts of milk production via anaerobic digestion of manure: Case study of a dairy farm in the Po Valley. *Science of The Total Environment*, v. 481, p. 196–208. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.02.038.

BATTINI, F., AGOSTINI, A., TABAGLIO, V., & AMADUCCI, S. (2016). Environmental impacts of different dairy farming systems in the Po Valley. *Journal of Cleaner Production*, v. 112, p. 91–102. doi:10.1016/j.jclepro.2015.09.062.

BAVA, L., SANDRUCCI, A., ZUCALI, M., GUERCI, M., & TAMBURINI, A. (2014). How can farming intensification affect the environmental impact of milk production? *Journal of Dairy Science*, v. 97(7), p. 4579–4593. doi:10.3168/jds.2013-7530.

BEAUCHEMIN, K. A., UNGERFELD, E. M., ABDALLA, A. L., ALVAREZ, C., ARNDT, C., BECQUET, P., BENCHAAAR, C., BERNDT, A., MAURICIO, R. M., MCALLISTER, T. A., OYHANTÇABAL, W., SALAMI, S. A., SHALLOO, L., SUN, Y., TRICARICO, J., UWIZEYE, A., CAMILLIS, C., BERNOUX, M., ROBINSON, T., KEBREAB, E. (2022). Invited review: Current enteric methane mitigation options, *Journal of Dairy Science*, v. 105(12), p. 9297–9326, ISSN 0022-0302, <https://doi.org/10.3168/jds.2022-22091>.

BOER, I. J. M. (2003). Environmental impact assessment of conventional and organic milk production *Livestock Production Science*, v. 80(1–2), p. 69–77, ISSN 0301-6226, [https://doi.org/10.1016/S0301-6226\(02\)00322-6](https://doi.org/10.1016/S0301-6226(02)00322-6).

CARDOSO, C. S., HÖTZEL, M. J., WEARY, D. M., ROBBINS, J. A., & VON KEYSERLINGK, M. A. G. (2016). Imagining the ideal dairy farm. *Journal of Dairy Science*, 99(2), 1663–1671. doi:10.3168/jds.2015-9925.

CEDERBERG, C., MATTSSON, B. (2000) Life cycle assessment of milk production — a comparison of conventional and organic farming, *Journal of Cleaner Production*, v. 8(1), p. 49–60, ISSN 0959-6526, [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(99\)00311-X](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(99)00311-X).

Centro de Inteligência do Leite. Índice de Custo de Produção de Leite da Embrapa (ICPL Leite). Leite em Números, Produção de Leite no Brasil. Embrapa Gado de Leite, 2025. Disponível em: https://www.cileite.com.br/leite_numeros_producao. Acesso em: 18, Novembro, 2024.

DANESHI, A.; ESMAILI-SARI, A.; DANESHI, M.; BAUMANN, H. (2014) Greenhouse gas emissions of packaged fluid milk production in Tehran. *Journal of Cleaner Production*, v. 80, p. 150-158.

European Environment Agency (EAA), 2024. Total net greenhouse gas emissions trends and projections in Europe. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/total-greenhouse-gas-emission-trends?activeAccordion=546a7c35-9188-4d23-94ee-005d97c26f2b>.

FOTEINIS, S., CHATZISYMEON, E. (2016). Life cycle assessment of organic versus conventional agriculture. A case study of lettuce cultivation in Greece, *Journal of Cleaner Production*, v. 112, Part 4, p. 2462-2471, ISSN 0959-6526, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.075>.

GERBER, P.; VELLINGA, T.; DIETZE, K.; FALCUCCI, A.; GIANNU, G.; MOUNSEY, J.; MAIORANO, L.; OPIO, C.; SIRONU, D.; THIEME, O.; WEILER, V. (2010). Greenhouse Gas Emission from the Dairy Sector – A Life Cycle Assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome. p. 98.

GERSSSEN-GONDELACH, S. J., LAUWERIJSEN, R. B. G., HAVLÍK, P., HERRERO, M., VALIN, H., FAAIJ, A. P. C., WICKE, B. (2017). Intensification pathways for beef and dairy cattle production systems: Impacts on GHG emissions, land occupation and land use change, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 240, p. 135-147, ISSN 0167-8809, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.012>.

GOLLNOW, S., LUNDIE, S., MOORE, A.D., MCLAREN, J., VAN BUUREN, N., STAHL, P., CHRISTIE, K., THYLMANN, D., REHL, T. (2014) Carbon footprint of milk production from dairy cows in Australia. *International Dairy Journal*, v. 37(1), p. 31-38.

GUERCI, M., KNUDSEN, M. T., BAVA, L., ZUCALI, M., SCHÖNBACH, P., KRISTENSEN, T. (2013). Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy, *Journal of Cleaner Production*, v. 54, p. 133-141, ISSN 0959-6526, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.035>.

GUINÉE, Jeroen B.; HEIJUNGS, Reinout. A proposal for the definition of resource equivalency factors for use in product life-cycle assessment. *Environmental toxicology and chemistry*, v. 14, n. 5, p. 917-925, 1995.

HAGEMANN, M., HEMME, T., NDAMBI, A., ALQAISI, O., SULTANA, M. N. (2011). Benchmarking of greenhouse gas emissions of bovine milk production systems for 38 countries, *Animal Feed Science and Technology*, v. 166-167, p. 46-58, ISSN 0377-8401, <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.002>.

HARWOOD, W. S., DRAKE, M. A. (2018). Identification and characterization of fluid milk consumer groups. *Journal of Dairy Science*. doi:10.3168/jds.2018-14855.

HARWOOD, W. S., DRAKE, M. A. (2020). The influence of automatic associations on preference for milk type. *Journal of Dairy Science*, v. 100(12), p. 11218-11227. doi: 10.3168/jds.2020-19037.

HERZOG, A., HÖRTENHUBER, S., WINCKLER, C., KRAL, I. ZOLLITSCH, W. (2020). Welfare intervention and environmental impacts of milk production – cradle-to-farm-gate effects of implementing rubber mats in Austrian dairy farms, *Journal of Cleaner Production*, v. 277, p. 123953, ISSN 0959-6526, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.123953.

HOLKA, M., KOWALSKA, J., JAKUBOWSKA, M. (2022) Reducing Carbon Footprint of Agriculture—Can Organic Farming Help to Mitigate Climate Change? *Agriculture* v. 12, p. 1383.

IDF, 2015. A Common Carbon Footprint Approach for Dairy the IDF Guide to Standard Life Cycle Assessment Methodology for Dairy Sector. International Dairy Federation.

Instituto Brasileiro de Informações em Ciências e Tecnologia (Ibicit), 2024. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. Avaliação de Ciclo de Vida. Disponível em: <https://www.gov.br/ibict/pt-br/assuntos/tecnologias-para-a-informacao/avaliacao-do-ciclo-de-vida-acv>. Acesso em: 23, Novembro, 2024.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC.

IPCC. Intergovernment Panel on Climate Change. Refinement to the 2019 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 10_Volume 4: Emissions from livestock and Manure Management.

ISO 14040. Environmental Management—Life Cycle Assessment—Principles and Framework; International Organization for Standardization ISO Central Secretariat Chemin de Blandonnet, 8CP 401—1214 Vernier; Geneva, Switzerland, 2006.

ISO 14044. Environmental Management—Life Cycle Assessment—Requirements and Guidelines; International Organization for Standardization ISO Central Secretariat Chemin de Blandonnet, 8CP 401—1214 Vernier: Geneva, Switzerland, 2016.

KNUDSEN, M. T., DORCA-PREDA, T., DJOMO, S. N., PEÑA, N., PADEL, S., SMITH, L. G., HERMANSEN, J. E. (2019). 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*. doi:10.1016/j.jclepro.2018.12.273.

MAZZETTO, A. M., FALCONER, S., LEDGARD, S. (2022). Mapping the carbon footprint of milk production from cattle: A systematic review, *Journal of Dairy Science*, v. 105(12), p. 9713-9725, ISSN 0022-0302, <https://doi.org/10.3168/jds.2022-22117>.

MCCARTHY, K. S., PARKER, M., AMEERALLY, A., DRAKE, S. L., & DRAKE, M. A. (2017). Drivers of choice for fluid milk versus plant-based alternatives: What are consumer perceptions of fluid milk? *Journal of Dairy Science*, v. 100(8), p. 6125–6138. doi:10.3168/jds.2016-12519.

- MEIER, M. S. STOESEL, F., JUNGBLUTH, N., JURASKE, R., SCHADER, STOLZE, C. M. (2015). Environmental impacts of organic and conventional agricultural products – Are the differences captured by life cycle assessment? *Journal of Environmental Management*, v. 149, p. 193-208, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.006>.
- MILÀ i CANALS, L. Contributions to LCA methodology for agricultural systems: Site dependency and soil degradation impact assessment. 250p. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) Universidad Autònoma de Barcelona, Barcelona, 2003.
- NOYA, I., GONZÁLEZ-GARCÍA, S., BERZOSA, J., BAUCCELLS, F., FEIJOO, G., & MOREIRA, M. T. (2018). Environmental and water sustainability of milk production in Northeast Spain. *Science of The Total Environment*, v. 616-617, p. 1317–1329. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.186.
- OLIVO, A. J., GODBER, O. F. REED, K. F. NYDAM, D. V. WATTIAUX, M. A. KETTERINGS, Q. M. (2024). Greenhouse gas emissions and nutrient use efficiency assessment of 6 New York organic dairies, *Journal of Dairy Science*, v. 107(11), p. 9527-9548, ISSN 0022-0302, <https://doi.org/10.3168/jds.2024-25004>.
- PIRLO, G., LOLLI, S. Environmental impact of milk production from samples of organic and conventional farms in Lombardy (Italy) (2019). *Journal of Cleaner Production*, v. 211, p. 962-971, ISSN 0959-6526, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.070>.
- ROMANO, E.; ROMA, R.; TIDONA, F.; GIRAFFA, G.; BRAGAGLIO, A. (2021). Dairy Farms and Life Cycle Assessment (LCA): The Allocation Criterion Useful to Estimate Undesirable Products. *Sustainability*, v. 13, p. 4354. <https://doi.org/10.3390/su13084354>.
- ROTZ, A., STOUT, R., LEYTEM, A., FEYEREISEN, G., WALDRIP, H., THOMA, G., KLEINMAN, P. Environmental assessment of United States dairy farms. (2021). *Journal of Cleaner Production*, 315, 128153. doi:10.1016/j.jclepro.2021.128153.
- SALVADOR, S., CORAZZIN, M., PIASENTIER, E., & BOVOLENTA, S. (2016). Environmental assessment of small-scale dairy farms with multifunctionality in mountain areas. *Journal of Cleaner Production*, v. 124, p. 94–102. doi:10.1016/j.jclepro.2016.03.001.
- SCHADER, C.; JUD, K.; MEIER, M.S.; KUHN, T.; OEHEN, B.; GATTINGER, A. (2014) Quantification of the effectiveness of greenhouse gas mitigation measures in Swiss organic milk production using a life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production*, v. 73, p. 227-235.
- SCHRAMA, M., HAAN, J.J., KROONEN, M., VERSTEGEN, H., VAN DER PUTTEN, W.H. (2018). Crop yield gap and stability in organic and conventional farming systems, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 256, p. 123-130, ISSN 0167-8809, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.023>.
- SCOZZAFAVA, G., GERINI, F., BONCINELLI, F., CONTINI, C., MARONE, E., & CASINI, L. (2020). Organic milk preference: is it a matter of information? *Appetite*, v. 144, 104477. doi:10.1016/j.appet.2019.104477.

SNEATH, R.W., BELINE, F., HILHORST, M.A., PEU, P. (2006). Monitoring GHG from manure stores on organic and conventional dairy farms, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 112(2-3), p. 122-128, ISSN 0167-8809, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.020>.

SOUZA, D. A., SOUZA, M. M. S., SILVA, J. M. S., SKRAPEC, M. V. C., SILVA, D. F. S., QUEIROZ, D. B., CARDOSO, M. V. O. (2021). A Importância das Medidas de Mitigação e Adaptação Frente às Mudanças Climáticas na Agropecuária Brasileira. *Brazilian Journal of Development*, v. 7(11), p. 108413-108425.

THOMASSEN, M. A., VAN CALKER, K. J., SMITS, M. C. J., IEPEMA, G. L., & DE BOER, I. J. M. (2008). Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricultural Systems*, v. 96(1-3), p. 95–107. doi:10.1016/j.agsy.2007.06.001.

TUOMISTO, H.L., HODGE, I.D., RIORDAN, P., MACDONALD, D.W. (2012). Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research, *Journal of Environmental Management*, v. 112, p. 309-320, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018>.

United States Department of Agriculture. Animal and Plant Health Inspection Service. Veterinary Service. National Animal Health Monitoring Service. USDA–APHIS–VS–CEAH–NAHMS, 2016 <http://www.aphis.usda.gov/nahm>.

United States Department of Agriculture. Economic Research Service. Disponível em: <https://www.ers.usda.gov/data-products/chart-gallery/gallery/chart-detail/?chartId=110372#:~:text=In%20response%20to%20increased%20consumer,percent%20from%202008%20to%202021>. Acesso em: 06, Dezembro, 2024.

UPTON, J.; HUMPHREYS, J.; KOERKAMP, P.W.G.G.; FRENCH, P.; DILLON, P.; DE BOER, I.J.M. (2013) Energy demand on dairy farms in Ireland. *Journal of Dairy Science*, v. 96(10), p. 6489-6498.

US, Environmental Protection Agency. U.S. EPA, 2022. Greenhouse Gas Emissions. <https://www.epa.gov/ghgemissions/overview-greenhouse-gases>

VALADARES FILHO, S.C., LOPES, S.A. et al., CQBAL 4.0. Tabelas Brasileiras de Composição de Alimentos para Ruminantes. 2018. Disponível em: www.cqbal.com.br

WILLER, H., SCHLATTER, B., TRÁVNÍČEK, J., The World of Organic Agriculture. Statistics and Emerging Trends 2022. FiBL, IFOAM – Organics International. 2023. P. 360. 978-3-03736-456-7.

ZEHETMEIER, M.; GANDORFER, M.; HOFFMANN, H.; MÜLLER, U.K.; DE BOER, I.J.M.; HEIBENHUBER, A. (2014) The impact of uncertainties on predicted greenhouse gas emissions of dairy cow production systems. *Journal of Cleaner Production*, v. 73, p. 116-124.

Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG), 2025. Disponível em: https://plataforma.seeg.eco.br/?highlight=br-emissions-by-sector-energy&_gl=1*4wnvo2*_ga*MTM4NjE3MTIxLjE3Mzk1Mzk3MzA.*_ga_XZWSWEJDWQ*MTczOTUzOTcyOS4xLjAuMTczOTUzOTcyOS4wLjAuMA.

