

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP  
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE BATATA,  
TOMATE E CENOURA: IMPACTO NAS EMISSÕES DE GASES  
DE EFEITO ESTUFA E DEMANDA DE ENERGIA ACUMULADA**

**Breno de Jesus Pereira**

**Engenheiro Agrônomo**

**2023**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP  
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE BATATA,  
TOMATE E CENOURA: IMPACTO NAS EMISSÕES DE GASES  
DE EFEITO ESTUFA E DEMANDA DE ENERGIA ACUMULADA**

**Discente: Breno de Jesus Pereira**

**Orientador: Prof. Dr. Arthur Bernardes Cecílio Filho**

**Coorientador: Prof. Dr. Newton La Scala Júnior**

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Agronomia (Produção Vegetal).

P436a      Pereira, Breno de Jesus  
Análise do ciclo de vida da produção de batata, tomate e cenoura:  
impacto nas emissões de gases de efeito estufa e demanda de  
energia acumulada / Breno de Jesus Pereira. -- , 2023  
76 f. : il., tabs., fotos

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),  
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal,  
Orientador: Arthur Bernardes Cecílio Filho  
Coorientador: Newton La Scala Júnior

1. Horticultura. 2. Gases de efeito estufa. 3. Hortaliças. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

## CERTIFICADO DE APROVAÇÃO


TÍTULO DA TESE: ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE BATATA, TOMATE E CENOURA: IMPACTO NAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA E DEMANDA DE ENERGIA ACUMULADA

AUTOR: BRENO DE JESUS PEREIRA


ORIENTADOR: ARTHUR BERNARDES CECILIO FILHO

COORIENTADOR: NEWTON LA SCALA JUNIOR

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Agronomia (Produção Vegetal), pela Comissão Examinadora:


Documento assinado digitalmente  
 ARTHUR BERNARDES CECILIO FILHO  
Data: 16/11/2023 16:33:15-0300  
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. ARTHUR BERNARDES CECILIO FILHO (Participação Virtual)  
Departamento de Ciências da Produção Agrícola / FCAV UNESP Jaboticabal

Documento assinado digitalmente  
 RICARDO DE OLIVEIRA BORDONAL  
Data: 16/11/2023 19:05:28-0300  
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Pesquisador Dr. RICARDO DE OLIVEIRA BORDONAL (Participação Virtual)  
Laboratório Nacional de Biorrenováveis / Centro Nacional de Pesquisa em Energia e Materiais - Campinas/SP

Prof. Dr. ROGÉRIO PERES SORATTO (Participação Virtual)  
Departamento de Produção Vegetal / FCA UNESP Botucatu


Documento assinado digitalmente  
 ROGÉRIO PERES SORATTO  
Data: 17/11/2023 20:15:05-0300  
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. JOSÉ MAGNO QUEIROZ LUZ (Participação Virtual)  
Instituto de Ciências Agrárias / Universidade Federal de Uberlândia - Uberlândia/MG

Prof. Dr. JUAN WALDIR MENDOZA CORTEZ (Participação Virtual)  
Facultad de Agronomía / Universidad Nacional Agraria La Molina - Lima/PERU



Jaboticabal, 16 de novembro de 2023

Documento assinado digitalmente  
 JOSE MAGNO QUEIROZ LUZ  
Data: 22/11/2023 07:30:43-0300  
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

## **DADOS CURRICULARES DO AUTOR**

**BRENO DE JESUS PEREIRA** – nascido em 28 de janeiro de 1993 na cidade de Dário Meira, Bahia. Em 2012 ingressou no curso de Agronomia na Universidade Federal do Recôncavo da Bahia – UFRB, campus Cruz das Almas. Durante a graduação foi bolsista do Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica (PIBIC/FAPESB) na Embrapa Mandioca e Fruticultura (2014-2015). Entre 2015 e 2016 realizou intercâmbio na École Nationale Supérieure des Sciences Agronomiques - Bordeaux Sciences Agro, na França, como participante do programa Brasil França Agricultura (BRAFRAGRI). Ainda na França, realizou estágio na empresa vitícola Domaine La Suffrene (2016). Em julho de 2018 obteve o título de Engenheiro Agrônomo Universidade Federal do Recôncavo da Bahia. Em agosto de 2018 ingressou no curso de Mestrado em Agronomia (Produção Vegetal) na Universidade Estadual de São Paulo - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP/FCAV, Campus Jaboticabal, concluindo em fevereiro de 2020. Em março de 2020 iniciou o curso de doutorando em Agronomia (Produção Vegetal) na mesma Instituição de Ensino.

Aos meus pais, Valdir e Maria  
Aos meus irmãos, Bruno e Beatriz  
A minha namorada, Laura

**DEDICO**

## **AGRADECIMENTOS**

Aos meus pais Valdir e Maria, os quais não mediram esforços para que eu estudasse, me incentivaram e aconselharam nas decisões que tomei e nos momentos difíceis, sendo o grande alicerce para que eu alcançasse esse objetivo.

Aos meus irmãos Bruno e Beatriz, e minha tia Sandra, por sempre me apoiarem.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Arthur Bernardes Cecílio Filho, e meu coorientador, Prof. Dr. Newton La Scala Júnior, pelos conhecimentos compartilhados, incentivo e excelente orientação e coorientação no desenvolvimento desse trabalho, contribuindo imensamente para minha carreira como profissional.

A minha namorada, Laura Campos, pelo companheirismo, amor, carinho e apoio em todos os momentos.

Aos amigos, Alexandre Gonçalves, Ilan Félix, Caique Silva, Fredson Menezes, Gustavo Araújo, Leandro Costa, Danilo Passos, Beliza Queiroz, Gabriel Fernandes e Maria José Yanez pela amizade em todos os momentos durante o doutorado.

Aos colegas do grupo de pesquisa em nutrição e adubação de hortaliças, Camila Seno, Carolina Seno, Júlia Mercês, Isaías Reis e Laura Ribera pelas experiências compartilhadas e momentos de descontração.

Ao Israel (Grupo Rocheto), Fernando (Sekita), John (Sekita), Richard (Sítio Boa Terra), Marcelo (Sítio Oyafuso) e todos os demais que contribuíram com dados e informações para condução deste trabalho.

Ao programa de Pós-Graduação em Agronomia (Produção Vegetal) da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, campus de Jaboticabal-SP, pela oportunidade.

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

Por fim, meus sinceros agradecimentos a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

## SUMÁRIO

RESUMO.....	iii
ABSTRACT .....	iv
LISTA DE ABREVIATURAS.....	v
LISTA DE TABELAS .....	vi
LISTA DE FIGURAS .....	viii
CAPÍTULO 1 – Considerações gerais.....	1
1 INTRODUÇÃO .....	1
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1 Análise Do Ciclo De Vida.....	3
2.2 ISO 14040 e 14044.....	5
2.3 Demanda de Energia Acumulada.....	5
2.4 Emissão Gases do Efeito Estufa pela Agricultura .....	6
2.5 Emissão Gases do Efeito Estufa e a Produção de Hortaliças .....	8
3 REFERÊNCIAS.....	10
CAPÍTULO 2 – Demanda de Energia Acumulada e Análise das Emissões de Gases de Efeito Estufa da Produção de Batata e Tomate no Sudeste do Brasil .....	15
1 INTRODUÇÃO .....	16
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	18
2.1 Caracterização das áreas de produção de tomate e batata.....	18
2.2 Análise do Ciclo de Vida – Unidades Funcionais e Limites do Sistema .....	18
2.3 Inventário de Análise do Ciclo de Vida – Coleta de Dados.....	19
2.4 Avaliação do impacto do ciclo de vida .....	21
2.4.1 Indicadores de Demanda de Energia Acumulada.....	21
2.4.2 Indicadores das emissões de GEE.....	23

2.5	Amortizações .....	25	
2.6	Cenários de mitigação .....	25	
3	RESULTADOS.....	26	
4	DISCUSSÃO .....	31	
5	CONCLUSÕES .....	33	
6	REFERÊNCIAS.....	34	
CAPÍTULO 3 – Análise das Emissões de Gases de Efeito Estufa e Pegada de Carbono da Produção de Cenoura em dois Sistemas de Cultivo.....			39
1	INTRODUÇÃO .....	40	
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	42	
2.1	Caracterização dos sistemas de produção de cenoura .....	42	
2.2	Análise do Ciclo de Vida – Unidades Funcionais e Limites do Sistema .....	42	
2.3	Inventário de Análise do Ciclo de Vida – Coleta de Dados .....	43	
2.4	Avaliação do impacto do ciclo de vida .....	46	
2.5	Amortizações .....	47	
3	RESULTADOS.....	48	
4	DISCUSSÃO .....	50	
5	CONCLUSÕES .....	52	
6	REFERÊNCIAS.....	53	
ANEXO I.....			57
Questionário utilizado para coleta de dados .....			57

## ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE BATATA, TOMATE E CENOURA: IMPACTO NAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA E DEMANDA DE ENERGIA ACUMULADA

**RESUMO** – O crescimento contínuo da produção de hortaliças enfrenta desafios significativos em decorrência das mudanças climáticas. A análise do ciclo de vida (ACV) é uma ferramenta valiosa para quantificar os impactos das emissões de gases do efeito estufa (GEE) e demanda de energia acumulada (DEA), permitindo integrar abordagens adaptativas neste setor. O objetivo deste estudo foi: (i) estimar a DEA, as emissões de GEE e a pegada de carbono em sistemas de produção de batata e tomate para indústria na região sudeste do Brasil; (ii) estimar as emissões de GEE e pegada de carbono da produção de cenoura em sistemas convencional, em duas épocas de cultivo, e orgânico. Foi utilizada a metodologia de ACV e definidas duas unidades funcionais: um hectare de cultivo e um quilograma de hortaliça produzida. As DEAs para produção de tomate e batata foram 59553,56 MJ ha<sup>-1</sup> (ou 0,54 MJ kg<sup>-1</sup>) e 57992,02 MJ ha<sup>-1</sup> (ou 1,45 MJ kg<sup>-1</sup>), respectivamente, e a emissão de GEE foi de 5425,13 kg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup> para batata e 5270,9 kg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup> para o tomate, resultado em pegadas de carbono de 0,135 e 0,042 kg CO<sub>2</sub> eq kg<sup>-1</sup>, respectivamente. O uso de fertilizantes, diesel e pesticidas foram os principais contribuintes para DEA e emissões de GEE. Na produção de cenoura em sistema convencional as emissões foram 4988,8 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> e 3427,2 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> no verão e inverno, respectivamente. As menores emissões ocorrem no sistema de produção orgânica, 1894,7 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup>. O uso de fertilizantes e diesel foram os maiores contribuintes em ambos os sistemas. Assim, para atingir maior sustentabilidade na produção destas hortaliças, é necessário a substituição de fertilizantes sintéticos por fontes orgânicas, pesticidas químicos por defensivos biológicos, diesel por biodiesel ou uso de veículos e tratores elétricos.

**Palavras-chave:** Pegada de carbono, *Daucus carota L.*, *Solanum lycopersicum*, *Solanum tuberosum*, Sistemas de Cultivo.

## LIFE CYCLE ANALYSIS OF POTATO, TOMATO AND CARROT PRODUCTION : IMPACT ON GREENHOUSE GAS EMISSIONS AND CUMULATIVE ENERGY DEMAND

**ABSTRACT** – The continued growth of vegetable production faces significant challenges as a result of climate change. Life Cycle Analysis (LCA) is a valuable tool for quantifying the impacts of greenhouse gas (GHG) emissions and cumulative energy demand (CED), allowing adaptive approaches to be integrated into this sector. The aim of this study was to: (i) estimate the CED, GHG emissions and carbon footprint in potato and tomato production systems for industry in the southeast of Brazil; (ii) estimate the GHG emissions and carbon footprint of carrot production in conventional systems, in two growing seasons, and organic systems. The LCA methodology was used and two functional units were defined: one hectare of cultivation and one kilogram of vegetable produced. The CEDs for tomato and potato production were 59553.56 MJ ha<sup>-1</sup> (or 0.54 MJ kg<sup>-1</sup>) and 57992.02 MJ ha<sup>-1</sup> (or 1.45 MJ kg<sup>-1</sup>), respectively. The GHG emission for potato production was 5425.13 kg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup> while for tomatoes it was 5270.90 kg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup>, resulting in carbon footprints of 0.135 and 0.042 kg CO<sub>2</sub> eq kg<sup>-1</sup> for potatoes and tomatoes, respectively. The use of fertilizers, diesel and pesticides were the main contributors to CED and GHG emissions. In conventional carrot production, emissions were 4988.8 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> and 3427.2 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> in summer and winter, respectively. The lowest emissions occur in the organic production system, 1894.7 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup>. The use of fertilizers and diesel were the biggest contributors in both systems. Therefore, in order to achieve greater sustainability in the production of these vegetables, it is necessary to replace synthetic fertilizers with organic sources, chemical pesticides with biological pesticides, diesel with biodiesel or the use of electric vehicles and tractors.

**Keywords:** Carbon footprint, *Daucus carota L.*, *Solanum lycopersicum*, *Solanum tuberosum*, Crop systems.

## LISTA DE ABREVIATURAS

- ACV – Análise do Ciclo de Vida
- DEA – Demanda de Energia Acumulada
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
- CH<sub>4</sub> – Metano
- CO<sub>2</sub> – Dióxido de Carbono
- CO<sub>2</sub>eq – dióxido de carbono equivalente
- CR – Condição Real
- C1 – Cenário 1
- C2 – Cenário 2
- C3 – Cenário 3
- EROI – sigla em inglês para Retorno de Energia Investida (*Energy Return Investment*)
- E.F. – Fatores de emissão
- GEE – Gases do Efeito Estufa
- I.A. – Ingrediente ativo
- IPCC – sigla em inglês para Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (*Intergovernmental Panel on Climate Change*)
- ISO – sigla em inglês para Organização Internacional de Normalização (*International Organization for Standardization*)
- MCTI – Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações.
- N<sub>2</sub>O – Óxido Nitroso
- NPK – Nitrogênio, Fósforo, Potássio
- PVC – Polivinil Cloreto

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO 2

**Tabela 1.** Valores médios dos inputs e materiais utilizados na produção de batata e tomate em sistema intensivo.

**Tabela 2.** Coeficientes de equivalência em energia ( $\beta_{(j)}$ ) e fatores de emissão (E.F.) de gases de efeito estufa (GEE) utilizados para calcular a demanda de energia acumulada e emissão de GEE nas fases 1 e 2 deste estudo.

**Tabela 3.** Coeficientes de equivalência em energia ( $\beta_{(j)}$ ) e fatores de emissão (E.F.) de gases de efeito estufa (GEE) utilizados para calcular a DEA e GEE na fase 3 deste estudo.

**Tabela 4.** Demanda de energia acumulada (DEA), balanço energético, emissão de gases de efeito estufa (GEE) e pegada de carbono da produção de batata e tomate, em sistema de cultivo intensivo.

### CAPÍTULO 3

**Tabela 1.** Valores médios dos inputs e materiais utilizados na produção de cenoura em sistema intensivo em duas épocas e em sistema orgânico.

**Tabela 2.** Fatores de emissão (E.F.) de gases de efeito estufa (GEE) utilizados para calcular as emissões de gases de efeito estufa na fase 1 de cultivo de cenoura definida neste estudo.

**Tabela 3.** Fatores de emissão (E.F.) de gases de efeito estufa (GEE) utilizados para calcular as emissões de gases de efeito estufa na fase 2 de cultivo de cenoura definida neste estudo.

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO 1

**Figura 1.** Fases de uma Análise do Ciclo de Vida.

**Figura 2.** Processos de interação entre o uso da terra e as emissões diretas de gases do efeito estufa.

### CAPÍTULO 2

**Figura 1.** Fluxograma para avaliação da demanda de energia acumulada, emissão de gases de efeito estufa e pegada de carbono de produção em sistema intensivo de batata e tomate durante um ano agrícola.

**Figura 2.** Porcentagem de contribuição de cada insumo, material e combustível na demanda de energia acumulada (DEA) para as produções de batata e tomate, em sistema cultivo intensivo.

**Figura 3.** Porcentagem de contribuição de cada insumo, material e combustível no total das emissões de gases de efeito estufa (GEE) para produção de batata e tomate, em sistema cultivo intensivo.

**Figura 4.** Condição real (CR) de emissão de gases de efeito estufa (GEE) e cenários (C1 – substituição de N fertilizante sintético por fontes orgânicas e pesticidas químicos por biológicos; C2 – substituição de N fertilizante sintético por fontes orgânicas, pesticidas químicos por biológicos e diesel/maquinário por tratores elétricos; e C3 – substituição de N fertilizante sintético por fontes orgânicas, pesticidas químicos por biológicos e diesel por biodiesel) de alternativas propostas para mitigação das emissões associadas as principais

fontes emissoras utilizadas na produção de batata e tomate, em sistema cultivo intensivo.

### **CAPÍTULO 3**

**Figura 1.** Fluxograma para avaliação das emissões de gases do efeito estufa (GEE) e pegada de carbono de produção em sistema de cultivo convencional e orgânico de cenoura.

**Figura 2.** Emissões de gases de efeito estufa (GEE) para produção de cenoura em sistema cultivo convencional em duas épocas (verão e inverno) e em sistema orgânico.

**Figura 3.** Porcentagem de contribuição de cada insumo, material e combustível no total das emissões de gases de efeito estufa (GEE) para produção de cenoura, em sistema cultivo convencional intensivo em duas épocas (verão e inverno) e em sistema orgânico.

**Figura 4.** Pegada de carbono para produção de cenoura, em sistema cultivo convencional intensivo em duas épocas (verão e inverno) e em sistema orgânico.

## **CAPÍTULO 1 – Considerações gerais**

### **1 INTRODUÇÃO**

Nos últimos anos, é notável o crescimento do setor agrícola, especialmente a produção de hortaliças. A área colhida e a produção das hortaliças aumentaram em mais de 30% entre os anos de 2001 e 2021 (FAO, 2021). Esse crescimento tem sido impulsionado por avanços tecnológicos, práticas agrícolas inovadoras e maior conscientização sobre a importância de uma alimentação saudável (Zarei et al., 2019). No entanto, os avanços deste setor estão diretamente interligados com as mudanças climáticas, devido ao uso intensivo dos recursos naturais (solo e água) e também dos insumos fertilizantes, defensivos, combustíveis e energia. Assim, avaliar o impacto da produção de hortaliças é a etapa inicial e fundamental para auxiliar na tomada de decisão voltadas para o estímulo de práticas agrícolas resilientes e sustentáveis na produção de hortaliças.

A análise do ciclo de vida (ACV) é uma metodologia padronizada pela International Organization for Standardization com o objetivo identificar oportunidades de melhorias ambientais e auxiliar na tomada de decisões sustentáveis (ISO, 2006a). Através da ACV é possível avaliar de forma holística dos impactos ambientais de produtos e serviços ao longo de todo o seu ciclo de vida (ISO, 2006a, b). Alguns dos indicadores relevantes na ACV são a Demanda de Energia Acumulada (DEA), que mensura a quantidade total de energia utilizada desde a fase de produção até a fase de descarte de um produto ou serviço, e a pegada de carbono, a qual permite estimar quantidade total de emissões de gases de efeito estufa (GEE), associadas às atividades humanas ou a um produto específico, organização ou setor (Pishgar-Komleh et al., 2020; Grabarczyk and Grabarczyk, 2022).

A DEA oferece uma visão abrangente dos requerimentos energéticos associados a um produto, auxiliando na avaliação de sua eficiência energética ao longo de seu ciclo de vida (Frischknecht et al., 2015). No setor agrícola, o DEA desempenha uma função crucial na detecção de estágios sensíveis ao longo do ciclo de vida do produto ou serviço, possibilitando o redirecionamento

de esforços para aprimorar a eficiência no uso de energia (Aguilera et al., 2015; Frischknecht et al., 2015).

A avaliação das emissões de GEE e a pegada de carbono na agricultura tem emergido como uma preocupação crucial devido ao seu impacto significativo nas mudanças climáticas e na sustentabilidade ambiental. A agricultura é responsável por aproximadamente 23% das emissões globais de GEE, como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) (IPCC, 2019). A avaliação dessas emissões por meio da ACV é fundamental para identificar pontos críticos no ciclo de vida dos produtos agrícolas, permitindo comparar diferentes práticas e sistemas de produção, fundamentando a tomada de decisão para adoção de técnicas agrícolas sustentáveis e com menos impacto ao ambiente (Zarei et al., 2019; Martin-Gorriz et al., 2020).

O crescimento contínuo da produção de hortaliças enfrenta desafios significativos em decorrência das mudanças climáticas e a adaptação das práticas agrícolas não é apenas uma questão de sobrevivência, mas também de sustentabilidade a longo prazo. Assim, ACV é uma ferramenta valiosa para quantificar os impactos das emissões de GEE e consumo de energético neste setor, permitindo integrar abordagens adaptativas para enfrentar os desafios impostos pelas mudanças climáticas, garantindo suprimento estável e sustentável de hortaliças para a população.

O objetivo geral deste estudo foi estimar a demanda de energia acumulada, as emissões de GEE e a pegada de carbono em sistemas de produção de batata e tomate e cenoura na região sudeste do Brasil.

## **2 REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 Análise Do Ciclo De Vida**

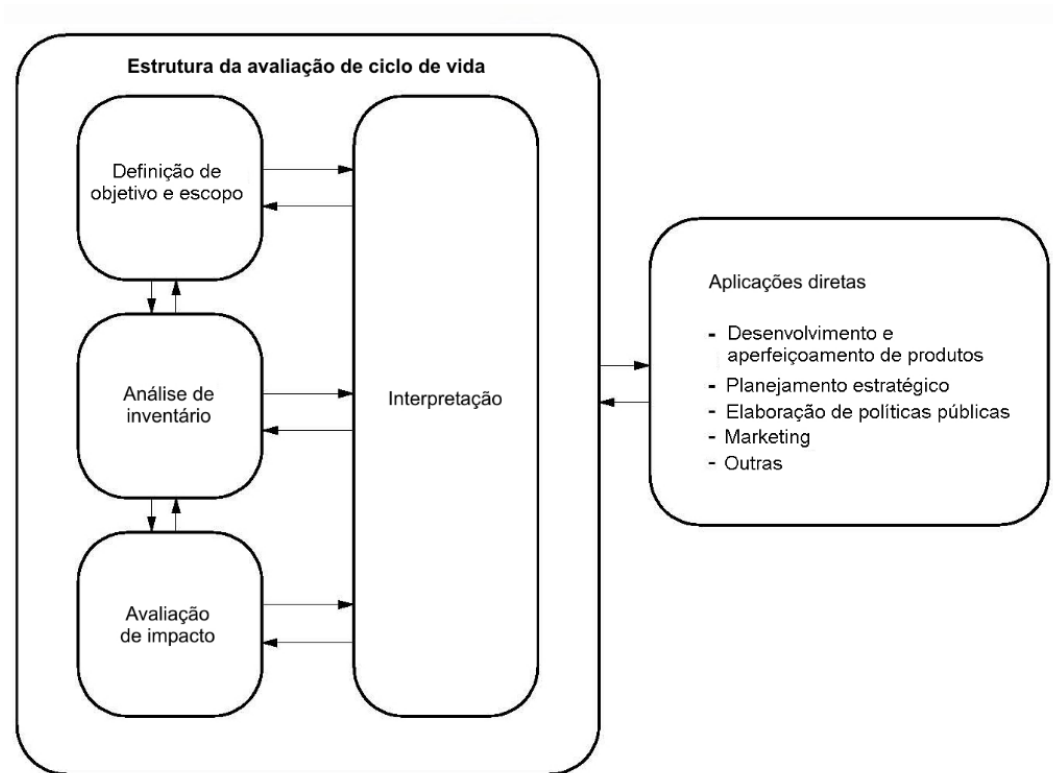
A ACV é uma metodologia definida pela International Organization for Standardization (ISO) com o propósito de avaliar os possíveis impactos ambientais, os efeitos na saúde humana e na utilização de recursos naturais relacionados a todo tipo de produto ou serviço ao longo de todo o seu ciclo de vida, abrangendo a obtenção de matérias-primas, transporte, processamento, uso e descarte (ISO, 2006a, b). Assim, é possível avaliar os aspectos ambientais e identificar potenciais fontes mitigadoras dos impactos gerados nas fases da cadeia produtiva (ISO, 2006a).

A ACV permite analisar e comparar diversos produtos ou serviços, proporcionando uma visão holística dos impactos ambientais associados. A metodologia é fundamentada em princípios como transparência, consistência, abrangência e comparabilidade, o que viabiliza a tomada de decisões embasadas para a redução de impactos negativos e o aprimoramento do desempenho ambiental (ISO, 2006a). Através da ACV, é possível identificar áreas de melhoria ao longo de todo o ciclo de vida do produto ou serviço, desde a aquisição de matérias-primas até o descarte final, impulsionando a busca contínua pela sustentabilidade (Guinée, 2002).

O processo de ACV é composto por quatro fases principais: definição de objetivo e escopo, inventário do ciclo de vida, avaliação de impacto do ciclo de vida e interpretação dos resultados (Figura 1) (ISO, 2006a, b). Na fase de inventário, são coletados dados sobre o consumo de recursos naturais, emissões atmosféricas, geração de resíduos e energia ao longo de todas as etapas do ciclo de vida do produto ou serviço (ISO, 2006a, b). Esses dados são então avaliados na fase de avaliação de impacto, onde são quantificados e categorizados em diferentes indicadores ambientais relevantes, como emissões de gases de efeito estufa, consumo de água e energia e geração de resíduos (ISO, 2006a, b).

A ACV pode ser aplicada em avaliação de produtos individuais até a análise de sistemas complexos, como cadeias de suprimentos ou políticas públicas (Guinée, 2002; Ciroth et al., 2020). Em nível de produto, essa

metodologia tem sido útil na identificação de oportunidades de *ecodesign* e na redução dos impactos ambientais associados (Ciroth et al., 2020). Em nível de sistema, a ACV tem contribuído para a definição de metas de sustentabilidade e para a elaboração de estratégias de gestão mais abrangentes (Colley et al., 2020).



**Figura 1.** Fases de uma Análise do Ciclo de Vida. Fonte: ISO (2006a).

Na produção de hortaliças, estudos de ACV têm sido realizados em diversos países e permitem quantificar o impacto da produção de hortaliças em uma região (Cellura et al., 2012; Antón et al., 2014; Martin-Gorriz et al., 2020, Winans et al., 2020), comparar o impacto entre sistemas de cultivo (dentro da fazenda) (Bartzas et al., 2015; Foteinis; Chatzisyneon, 2016; Zarei et al., 2019) e entre produtos importados e produzidos localmente (Payen et al., 2015; Tua et al., 2017).

## **2.2 ISO 14040 e 14044**

A normalização da metodologia ACV pela ISO teve um percurso histórico significativo. A primeira norma internacional relacionada à ACV foi a ISO 14040, publicada em 1997, a qual estabeleceu os princípios básicos para a realização de estudos de ACV, segmentados em quatro etapas principais: definição de objetivo e escopo, avaliação de inventário, avaliação de impactos e interpretação dos resultados (Figura 1). A ISO 14040 também introduziu os conceitos de unidade funcional, sistema de referência e categorias de impacto, fundamentais para a comparação dos resultados entre estudos (ISO, 2006a, b).

Em 2006, a ISO publicou a norma ISO 14044, que complementou a ISO 14040 ao detalhar os requisitos e diretrizes técnicas para a realização dos estudos de ACV, estabelecendo procedimentos específicos para a coleta de dados, modelagem dos processos, avaliação de incertezas e apresentação dos resultados (ISO, 2006b). Com a ISO 14044, a metodologia de ACV tornou-se mais robusta e padronizada, permitindo maior confiabilidade e comparabilidade dos resultados obtidos (Ciroth et al., 2020).

No decorrer dos anos, a normalização da metodologia de ACV pela ISO tem se consolidado como uma referência global para a avaliação ambiental. As normas ISO 14040 e ISO 14044 são amplamente adotadas em todo o mundo na realização de estudos de ACV, contribuindo para a melhoria do desempenho ambiental de produtos e processos, auxiliando na identificação de oportunidades de redução de impactos e na tomada de decisões mais sustentáveis (Hischier et al., 2010; Giroth et al., 2020).

## **2.3 Demanda de Energia Acumulada**

A Demanda de Energia Acumulada (DEA) é uma métrica utilizada para medir a quantidade total de energia consumida ao longo do ciclo de vida de um produto, desde a extração de matérias-primas até o descarte final (Frischknecht et al., 2015). A DEA leva em consideração tanto a energia direta (consumo de combustíveis fósseis e eletricidade) quanto a energia indireta (energia incorporada em materiais e componentes ao longo da cadeia produtiva) (Aguilera et al., 2015). No contexto de sistemas agrícolas, a DEA é um indicador

essencial para a análise de sustentabilidade, pois permite avaliar o uso de energia, identificar pontos críticos e otimizar a eficiência energética (Aguilera et al., 2015; Pérez Neira et al., 2018).

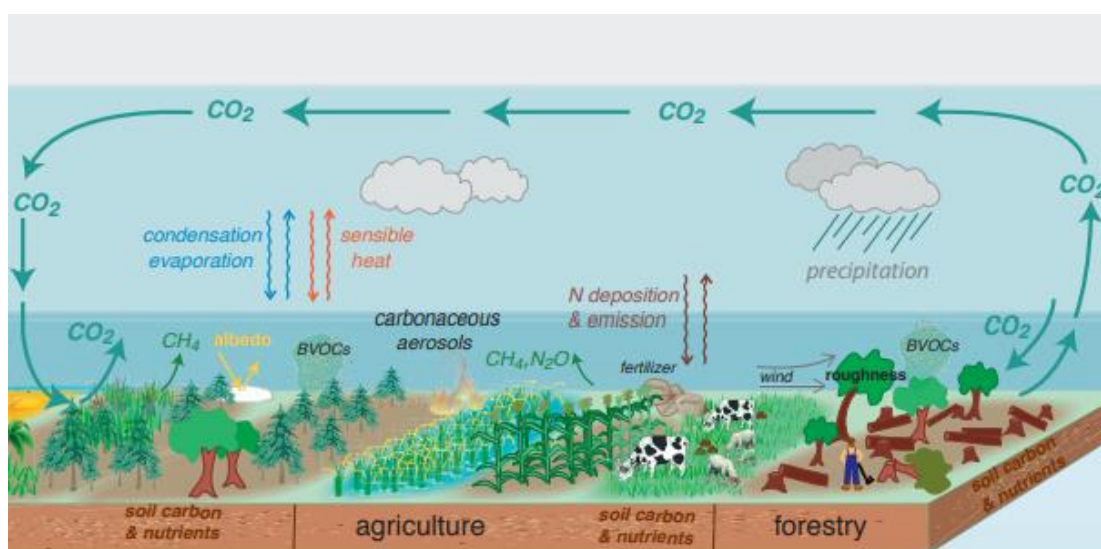
A DEA é expressa em unidades de energia, como joules ou megajoules, e é calculada somando-se todas as contribuições energéticas ao longo do ciclo de vida do produto ou serviço, incluindo a energia necessária para a fabricação, transporte, uso e descarte do produto (Frischknecht et al., 2015; Grabarczyk and Grabarczyk, 2022). A DEA pode auxiliar na comparação entre opções energéticas e desempenha um papel importante na identificação de pontos críticos ao longo do ciclo de vida do produto ou serviço, permitindo direcionar esforços para melhorar a eficiência nesses pontos (Aguilera et al., 2015; Frischknecht et al., 2015; Grabarczyk and Grabarczyk, 2022).

Estudos têm aplicado a metodologia da DEA para analisar as contribuições energéticas ao longo do ciclo de vida de diferentes práticas agrícolas. Por exemplo, em estudo conduzido por Pérez Neira et al. (2018), para avaliar a demanda de energia acumulada para produção de tomate para mesa em Almeria, Espanha, os autores demonstraram que o uso de diesel, gás natural e eletricidade foram os principais contribuintes para a DEA. Khoshnevisan et al. (2014) e Bolandnazar et al. (2020), ao avaliarem o uso de energia da produção de batata no Irã, estimaram valores de 83723 MJ ha<sup>-1</sup> e 84309 MJ ha<sup>-1</sup>, respectivamente; sendo que em ambos os estudos citados, os autores verificaram que a irrigação (eletricidade) e os fertilizantes foram os principais contribuintes. Ao avaliarem a DEA para produção de tomate, em campo aberto, no Irã, Zarei et al. (2019) relataram valores entre 1.2 e 2.6 MJ kg<sup>-1</sup> e concluíram que o uso de diesel foi a principal fonte contribuinte.

Esses estudos evidenciam a importância da transição da matriz de combustíveis e energia de fontes fósseis para renováveis e de estratégias eficientes de manejo de fertilizantes para uma agricultura mais sustentável. Contudo, os estudos citados não refletem a realidade dos sistemas de cultivo de hortaliças no Brasil, sendo essencial considerar as características regionais e locais para avaliar a DEA dos sistemas agrícolas e as medidas de adaptação.

## **2.4 Emissão Gases do Efeito Estufa pela Agricultura**

O aumento das concentrações atmosféricas de gases como dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) tem sido associado ao aquecimento global e às alterações nos padrões climáticos. Aproximadamente 23% das emissões globais de GEE são provenientes da agricultura, silvicultura e outros usos da terra (AFOLU, *sigla em inglês*), resultantes principalmente do desmatamento, pecuária de ruminantes e da aplicação de fertilizantes (Figura 2) (IPCC, 2019). As mudanças climáticas tem afetado diretamente os sistemas de produção alimentares, levando à perda de biodiversidade e degradação dos ecossistemas terrestres sem proporcionar segurança alimentar, nutrição e condições de vida sustentáveis e saudáveis para a população (IPCC, 2022).



**Figura 2.** Processos de interação entre o uso da terra e as emissões diretas de gases do efeito estufa. Fonte: IPCC (2019).

As emissões de GEE da agricultura precisam ser reduzidas para limitar o aquecimento global a  $1,5^\circ\text{C}$  acima dos níveis pré-industriais, conforme estabelecido no Acordo de Paris (IPCC, 2022). Para lidar com esses desafios impostos pelas mudanças climáticas, é fundamental que os sistemas agrícolas se adaptem a essas novas condições e, por isso, a promoção da agricultura de baixa emissão de carbono por meio da adoção de modelos de produção sustentáveis será essencial para mitigar os impactos climáticos (Zarei et al., 2019; Martin-Gorriz et al., 2020). Nesse contexto, a eficiência no uso de recursos é essencial para a redução dos efeitos negativos dos sistemas agrícolas

intensivos, impulsionando a transição para práticas agrícolas com baixa emissão de carbono (Tasca et al., 2017; Avadí, 2020).

Além disso, com o aumento da frequência de eventos extremos, como secas e enchentes, provocados pelas mudanças climáticas, será necessário investir em sistemas agrícolas resilientes, visando garantir a segurança alimentar em conjunto com a mitigação das emissões de GEE na agricultura (IPCC, 2022). Adicionalmente, a utilização de fontes renováveis de energia em substituição a combustíveis fósseis pode reduzir as emissões de CO<sub>2</sub> associadas ao uso de energia nos sistemas de irrigação, refrigeração e processamento, contribuindo para sustentabilidade dos sistemas, principalmente na produção de hortaliças (Pishgar-Komleh et al., 2012; Pérez Neira et al., 2018).

No Brasil, as emissões de GEE, em 2021, foram de 2,4 bilhões de toneladas de CO<sub>2</sub> equivalente (CO<sub>2</sub>eq), com a agropecuária contribuindo com 25% dessas emissões, cerca de 601 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub>eq (SEEG, 2023). Estudos vêm sendo realizados para avaliar o impacto da agricultura brasileira e das mudanças no uso da terra nas emissões globais de GEE e sugerindo alternativas de mitigação dessas emissões (Cerri et al., 2016; Carmo et al., 2016; Bordonal et al., 2017; Figueiredo et al., 2017; Silva et al., 2017; Silva et al., 2018; Farhate et al., 2019). Diante da relevância da agricultura nas emissões de GEE no país, ela se apresenta como setor fundamental a ser trabalhado para atingir a meta assinada no acordo da 21<sup>a</sup> Conferência das Partes (COP21), de reduzir as emissões de GEE em 43% dos níveis referentes a 2005, até 2030, o que equivale a um teto de emissões de 1200 MtCO<sub>2</sub> (BRASIL, 2015).

## **2.5 Emissão Gases do Efeito Estufa e a Produção de Hortaliças**

Estudos avaliando as emissões de GEE em sistemas de produção de hortaliças têm sido realizados. Por exemplo, avaliando o impacto de sistemas de cultivo de tomate em casa de vegetação na Grécia e Alemanha, Ntinas et al. (2017) obtiveram valores que variaram de 7,6 a 58,7 kg CO<sub>2</sub>eq m<sup>-2</sup> (igual a 76 e 587 t CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup>), em diferentes cenários, sendo o consumo de eletricidade e gás natural os maiores contribuintes. Nos EUA, Jones et al. (2012) verificaram que a irrigação e os fertilizantes são as principais fontes emissoras de GEE

associadas a produção de tomate, sendo que a maior parte das emissões relacionadas aos fertilizantes são advindas do fertilizante nitrogenado. Na Califórnia, EUA, Winans et al. (2020) utilizaram a ACV para estimar os impactos da produção de tomate para processamento e observaram que a pegada de carbono foi de 0,16 kg CO<sub>2</sub>eq kg<sup>-1</sup> de tomate, sendo o uso de gás natural no sistema de aquecimento da casa de vegetação e o consumo de eletricidade no sistema de irrigação as principais fontes emissoras.

Avaliando as emissões de GEE para produção de batata em sistema convencional e usando biofortificação com selênio, na Itália, Scuderi et al. (2021) estimaram emissões de 9384,7 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> no sistema convencional e 7584,9 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> no sistema com biofortificação. Os autores identificaram que a fase de cultivo é a que mais contribui para as emissões de GEE, principalmente pelo uso de fertilizantes. Na região da Sicília, também na Itália, Timpanaro et al. (2021), utilizando a metodologia ACV, estimaram 9384,7 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> para produção de batata no sistema convencional, sendo o uso de fertilizantes sintéticos a principal fonte emissora e 5013,5 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> em sistema orgânico.

No Brasil, ainda são poucos os estudos avaliando o impacto da produção de hortaliças nas emissões GEE e pegada de carbono. Pereira et al. (2021), avaliando as emissões de GEE e pegada de carbono para produção de tomate, pepino e alface, em casa de vegetação, verificaram que a estrutura da casa de vegetação, seguido pelo uso de fertilizantes e consumo de diesel nas operações com trator foram as principais fontes contribuintes para produção dessas hortaliças. Estudando o impacto do uso de fertilizantes nitrogenados na produção em consórcio de beterraba e rúcula, Cecílio Filho et al. (2022) observaram que a depender da dose aplicada, o fertilizante nitrogenado por contribuir de 30 a 65% das emissões associadas a produção em consórcios dessas hortaliças. Utilizando a ACV para avaliar o impacto da produção de cenoura na região do semi-árido do Brasil, Lopes et al. (2018) observaram que o uso de fertilizantes nitrogenados e fosfatados estão entre as principais fontes contribuintes na pegada de carbono. Por fim, Pereira et al. (2022) observaram que o uso de fertilizantes, diesel e irrigação são as principais fontes emissoras de GEE associadas a produção de couve, espinafre e almeirão na região sudeste do Brasil.

Os estudos avaliando as emissões de GEE associadas a produção de hortaliças no Brasil ainda são incipientes. Diante da importância deste setor, o qual reflete o crescimento expressivo da agricultura nos últimos anos, conhecer mais profundamente o sistema produtivo das hortaliças, por meio de sua caracterização, será essencial para tornar possível replanejar ações visando mitigar o impacto ambiental e implementar alternativas sustentáveis no setor de produção de hortaliças no Brasil.

### 3 REFERÊNCIAS

Aguilera E, Guzmán GI, Infante-Amate J, Soto D, García-Ruiz R, Herrera A, Villa I, Torremocha E, Carranza G, Molina MG (2015) Embodied energy in agricultural inputs. Incorporating a historical perspective. Sevilla: Sociedad Espanola de Historia Agraria, 119 p.

Antón A, Torrellas M, Núñez M, Seigné E, Amores MJ, Muñoz P, Montero JI (2014) Improvement of agricultural life cycle assessment studies through spatial differentiation and new impact categories: Case study on greenhouse tomato production. **Environmental Science and Technology** 48:9454–9462. <https://doi.org/10.1021/es501474y>

Avadí A (2020) Screening LCA of French organic amendments and fertilisers. **International Journal of Life Cycle Assessment** 25:698–718. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01732-w>

Bartzas G, Zaharaki D, Komnitsas K (2015) Life cycle assessment of open field and greenhouse cultivation of lettuce and barley. **Information Processing in Agriculture** 2:191–207. <https://doi.org/10.1016/j.inpa.2015.10.001>

Bolandnazar E, Rohani A, Taki M (2020) Energy consumption forecasting in agriculture by artificial intelligence and mathematical models. **Energy Sources**, 42:1618–1632. <https://doi.org/10.1080/15567036.2019.1604872>

Bordonal RO, Lal R, Ronquim CC, Figueiredo EB, Carvalho JLN, Maldonado W, Milori DMBP, La Scala N (2017) Changes in quantity and quality of soil carbon due to the land-use conversion to sugarcane (*Saccharum officinarum*) plantation in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment** 240:54–65. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.016>

BRASIL (2015) **Contribuição Nacionalmente Determinada** (intended Nationally Determined Contribution – iNDC). Disponível em: <<http://www.itamaraty.gov.br/>>. Acesso em: 16 jul. 2023.

Carmo HF, Madari BE, Wander AE, Moreira FRB, Gonzaga ACO, Silveira PM, Silva AG, Silva JG, Machado PLOA (2016) Balanço energético e pegada de carbono nos sistemas de produção integrada e convencional de feijão-comum

irrigado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 51:1069–1077.  
<https://doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900006>

Cecílio Filho AB, Nascimento CamilaS, Pereira BJ, Nascimento CarolinaS (2022) Nitrogen fertilisation impacts greenhouse gas emissions, carbon footprint, and agronomic responses of beet intercropped with arugula. **Journal of Environmental Management** 307:1–9.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114568>

Cellura M, Longo S, Mistretta, M (2012) Life Cycle Assessment (LCA) of protected crops: An Italian case study. **Journal of Cleaner Production** 28:56–62. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.021>

Cerri CC, Moreira CS, Alves PA, Raucci GS, Castigioni BA, Mello FFC, Cerri DGP, Cerri CEP (2016) Assessing the carbon footprint of beef cattle in Brazil: a case study with 22 farms in the State of Mato Grosso. **Journal of Cleaner Production** 112:2593–2600. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.072>

Ciroth A, Foster C, Hildenbrand J, Zamagni A (2020) Life cycle inventory dataset review criteria—a new proposal. **International Journal of Life Cycle Assessment** 25:483–494. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01712-9>

Colley TA, Birkved M, Olsen SI, Hauschild, M.Z (2020) Using a gate-to-gate LCA to apply circular economy principles to a food processing SME. **Journal of Cleaner Production** 251:1-13. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119566>

Farhate CVV, Souza ZM, La Scala Júnior N, Sousa ACM, Santos APG, Carvalho JLN (2019) Soil tillage and cover crop on soil CO<sub>2</sub> emissions from sugarcane fields. **Soil Use and Management** 35:273–282.  
<https://doi.org/10.1111/sum.12479>

Figueiredo EB, Jayasundara S, Bordonal RO, Berchielli TT, Reis RA, Wagner-Riddle C, La Scala Júnior N (2017) Greenhouse gas balance and carbon footprint of beef cattle in three contrasting pasture-management systems in Brazil. **Journal of Cleaner Production** 142:420–431.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.132>

Foteinis S, Chatzisyneon E (2016) Life cycle assessment of organic versus conventional agriculture. A case study of lettuce cultivation in Greece. **Journal of Cleaner Production** 112:2462–2471.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.075>

Frischknecht R, Wyss F, Büsler Knöpfel S, Lützkendorf T, Balouktsi M (2015) Cumulative energy demand in LCA: the energy harvested approach. **International Journal of Life Cycle Assessment** 20:957–969.  
<https://doi.org/10.1007/s11367-015-0897-4>

Guinée JB (Ed.) (2002) Handbook on Life Cycle Assessment, Eco-Efficiency in Industry and Science. New York, Boston, Dordrecht, London, Moscow: Kluwer Academic Publishers, Springer 691p. <https://doi.org/10.1007/0-306-48055-7>

Grabarczyk R, Grabarczyk S, (2022) Cumulative Energy Demand and Carbon Footprint of the Greenhouse Cultivation System. **Applied Sciences** 17:1–16 <https://doi.org/10.3390/app12178786>

Hischier R, Weidema B, Althaus HJ, Bauer C, Doka G, Dones R, Frischknecht R, Hellweg S, Humbert S, Jungbluth N, Köllner T, Loerincik Y, Margni M, Nemecek T (2010). Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods Data v2.2. Dübendorf:Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 176p.

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2019) Arneth A, Denton F et al. In: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. Shukla PR, Skea J et al. (Eds.). <https://doi.org/10.1017/9781009157988.003>

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2022) Bezner Kerr R, Hasegawa T et al. Food, Fibre, and Other Ecosystem Products. In: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Pörtner HO, Roberts DC et al. (Eds.). Cambridge and New York: Cambridge University Press, p. 713–906. <https://doi.org/10.1017/9781009325844.007>.

ISO (2006a) International Organization for Standardization, Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework, Geneva, 22p.

ISO (2006b) International Organization for Standardization, Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines, Geneva, 46p.

Jones CD, Fraisse CW, Ozores-Hampton M (2012) Quantification of greenhouse gas emissions from open field-grown Florida tomato production. **Agricultural Systems** 113:64–72. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.07.007>

Khoshnevisan B, Rafiee S, Omid M, Mousazadeh H, Rajaeifar MA (2014) Application of artificial neural networks for prediction of output energy and GHG emissions in potato production in Iran. **Agricultural Systems** 123:120–127. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.10.003>

Lopes J, Medeiros DL, Kiperstok A (2018) Combining cleaner production and life cycle assessment for reducing the environmental impacts of irrigated carrot production in Brazilian semi-arid region. **Journal Cleaner Production** 170:924–939. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.198>

Martin-Gorriz B, Gallego-Elvira B, Martínez-Alvarez V, Maestre-Valero JF (2020) Life cycle assessment of fruit and vegetable production in the Region of Murcia (south-east Spain) and evaluation of impact mitigation practices. **Journal of Cleaner Production** 265:1–14. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121656>

Ntinias GK, Neumair M, Tsadilas CD, Meyer J (2017) Carbon footprint and cumulative energy demand of greenhouse and open-field tomato cultivation systems under Southern and Central European climatic conditions. **Journal of Cleaner Production** 142:3617–3626. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.106>

Payen S, Basset-Mens C, Perret S (2015) LCA of local and imported tomato: An energy and water trade-off. **Journal of Cleaner Production** 87:139–148. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.09.007>

Pereira BJ, Cecílio Filho AB, La Scala N (2021) Greenhouse gas emissions and carbon footprint of cucumber, tomato and lettuce production using two cropping systems. **Journal of Cleaner Production** 282:124517. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124517>

Pereira BJ, Cecílio Filho AB, La Scala N, Figueiredo EB (2022) Greenhouse gas emissions and carbon footprint of collard greens, spinach and chicory production systems in Southeast of Brazil. **Frontiers in Plant Science** 13:1–12. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1015307>

Pérez Neira D, Montiel MS, Cabeza MD, Reigada A (2018) Energy use and carbon footprint of the tomato production in heated multi-tunnel greenhouses in Almeria within an exporting agri-food system context. **Science of the Total Environment** 628–629:1627–1636. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.127>

Pishgar-Komleh SH, Ghahderijani M, Sefeedpari P (2012) Energy consumption and CO<sub>2</sub> emissions analysis of potato production based on different farm size levels in Iran. **Journal of Cleaner Production** 33:183–191. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.04.008>

Pishgar-Komleh SH, Akram A, Keyhani A, Sefeedpari P, Shine P, Brandao M (2020) Integration of life cycle assessment, artificial neural networks, and metaheuristic optimization algorithms for optimization of tomato-based cropping systems in Iran. **International Journal of Life Cycle Assessment** 25:620–632. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01707-6>

Scuderi A, Cammarata M, La Via G, Pecorino B, Timpanaro G (2021) Life-cycle assessment of biofortified productions: The case of selenium potato. **Applied System Innovation** 4:1–11. <https://doi.org/10.3390/asi4010001>

Silva RO, Barioni LG, Hall JAJ, Moretti AC, Veloso RF, Alexander P, Crespolini M, Moran D (2017) Sustainable intensification of Brazilian livestock production through optimized pasture restoration. **Agricultural Systems** 153:201–211. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.02.001>

Silva RO, Barioni LG, Pellegrino GQ, Moran D (2018) The role of agricultural intensification in Brazil's Nationally Determined Contribution on emissions mitigation. **Agricultural Systems** 161:102–112. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.01.003>

SEEG Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa (2023) **Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas do Brasil**. Observatório do clima. Disponível em: <<http://www.observatoriodoclima.eco.br/>>. Acesso em: 06 ago. 2023.

Tasca AL, Nessi S, Rigamonti L (2017) Environmental sustainability of agri-food supply chains: An LCA comparison between two alternative forms of production and distribution of endive in northern Italy. **Journal of Cleaner Production** 140:725–741. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.170>

Timpanaro G, Branca F, Cammarata M, Falcone G, Scuderi A (2021) Life cycle assessment to highlight the environmental burdens of early potato production. **Agronomy**. <https://doi.org/10.3390/agronomy11050879>

Tua C, Nessi S, Rigamonti L, Dolci G, Grosso M (2017) Packaging waste prevention in the distribution of fruit and vegetables: An assessment based on the life cycle perspective. **Waste Management and Research** 35:400–415. <https://doi.org/10.1177/0734242X16688259>

Winans K, Brodt S, Kendall A (2020). Life cycle assessment of California processing tomato: an evaluation of the effects of evolving practices and technologies over a 10-year (2005–2015) timeframe. **International Journal of Life Cycle Assessment** 25: 538–547. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01688-6>

Zarei MJ, Kazemi N, Marzban A (2019) Life cycle environmental impacts of cucumber and tomato production in open-field and greenhouse. **Journal of the Saudi Society of Agricultural Science** 18:249–255. <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2017.07.001>

## **CAPÍTULO 2 – Demanda de Energia Acumulada e Análise das Emissões de Gases de Efeito Estufa da Produção de Batata e Tomate no Sudeste do Brasil**

**RESUMO** – Conhecer o balanço de energia nos sistemas agrícolas é essencial para o entendimento holístico entre sustentabilidade, produtividade e retorno econômico. O objetivo deste estudo foi estimar a demanda de energia acumulada (DEA), as emissões de gases de efeito estufa (GEE) e a pegada de carbono em sistemas de produção de batata e tomate para indústria na região sudeste do Brasil, identificando estratégias mitigatórias em diferentes cenários. Foi utilizada a metodologia de Análise do Ciclo de Vida e definidas duas unidades funcionais: um hectare de cultivo e um quilograma de hortaliça produzida. As DEAs para produção de tomate e batata foram 59553,56 MJ ha<sup>-1</sup> (ou 0,54 MJ kg<sup>-1</sup>) e 57992,02 MJ ha<sup>-1</sup> (ou 1,45 MJ kg<sup>-1</sup>), respectivamente. A emissão de GEE para produção de batata foi de 5425,13 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> enquanto para tomate foi 5270,9 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup>, resultado em pegadas de carbono de 0,135 e 0,042 kg CO<sub>2</sub>eq kg<sup>-1</sup> de batata e tomate, respectivamente. O uso de fertilizantes, diesel e pesticidas foram os principais contribuintes para DEA e emissões de GEE. Assim, para atingir maior sustentabilidade na produção destas hortaliças e mitigar os impactos gerados ao ambiente pela alta demanda de energia e emissão de GEE, é necessário a substituição de fertilizantes sintéticos por fontes orgânicas, pesticidas químicos por defensivos biológicos, diesel por biodiesel ou uso de veículos e tratores elétricos, resultando em redução de até 39 e 52% da emissão de GEE para batata e tomate, respectivamente.

**Palavras-chave:** Pegada de carbono, *Solanum lycopersicum*, *Solanum tuberosum*, Análise do Ciclo de Vida.

**ABSTRACT** – Knowing the energy balance in agricultural systems is essential for the holistic understanding between sustainability, productivity and economic return. The objective of this study was to estimate the cumulative energy demand (DEA), greenhouse gas (GHG) emissions and carbon footprint in potato and tomato production systems for industry in the Southeast region of Brazil, identifying mitigation strategies in different scenarios. The Life Cycle

Analysis methodology was used and two functional units were defined: one hectare of cultivation and one kilogram of vegetable produced. The CEDs for tomato and potato production were 59553.56 MJ ha<sup>-1</sup> (or 0.54 MJ kg<sup>-1</sup>) and 57992.02 MJ ha<sup>-1</sup> (or 1.45 MJ kg<sup>-1</sup>), respectively. The GHG emission for potato production was 5425.13 kg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup> while for tomato it was 5270.9 kg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup>, resulting in carbon footprints of 0.135 and 0.042 kg CO<sub>2</sub> eq kg<sup>-1</sup> of potato and tomato, respectively. The use of fertilizers, diesel and pesticides are the main contributors to CED and GHG emissions. Thus, to achieve greater sustainability in the production of these vegetables and mitigate the impacts generated to the environment by the high energy demand and GHG emissions, it is necessary to replace synthetic fertilizers with organic sources, chemical pesticides with biological pesticides, diesel with biodiesel or use of electric vehicles and tractors, resulting in a reduction of up to 39 and 52% of GHG emissions for potato and tomato, respectively.

**Keywords:** Carbon footprint, *Solanum lycopersicum*, *Solanum tuberosum*, Life Cycle Analysis

## 1 INTRODUÇÃO

A energia, em suas diferentes formas, está presente em praticamente todos os setores de produtos e serviços, sendo essencial para a humanidade. Atualmente, a eficiência do uso de energia está diretamente relacionada às questões de sustentabilidade nos setores produtivos, principalmente na agricultura (Bolandnazar et al., 2020). Conhecer o balanço entre a entrada e saída de energia nos sistemas agrícolas é essencial para o entendimento holístico entre produtividade, retorno econômico e sustentabilidade, permitindo a adaptação deste setor à utilização de fontes de energia limpa, reduzindo, com isso, o impacto sobre as mudanças climáticas (Banerjee et al., 2017; Kumar et al., 2021).

A emissão de gases de efeito estufa (GEE) é a principal causa do aquecimento global, sendo o setor agropecuário brasileiro responsável por cerca de 25% das emissões de GEE (SEEG, 2023). Dentre os produtos agrícolas, as hortaliças pertencem a um setor que reflete o crescimento expressivo da agricultura nos últimos anos e, conseqüentemente, aumentou-se o uso de

insumos, tais como fertilizantes, defensivos, combustíveis e eletricidade, os quais contribuem direta e indiretamente para as emissões de GEE associadas a este setor produtivo (Pereira et al., 2021; Cecílio Filho et al., 2022). Assim, é imperativo conhecer os sistemas de produção das hortaliças do ponto de vista energético e de emissão de GEE associada, visando a otimização do uso de recursos naturais, minimizando os impactos do setor (Bolandnazar et al., 2020).

Estudos avaliando a entrada e saída de energia e as emissões de GEE nos sistemas de produção de hortaliças têm sido realizados em diversos países, incluindo estudo em cultivos de batata (Pishgar-Komleh et al., 2012; Banerjee et al., 2017; Bolandnazar et al., 2020) e tomate (Theurl et al., 2014; Pérez Neira et al., 2018). De acordo com Pishgar-Komleh et al. (2020), tais estudos são fundamentais para alcançar a sustentabilidade no processo de produção de hortaliças, e devem considerar a compatibilidade entre os aspectos econômicos, ambientais e sociais. Para se alcançar tal objetivo, a análise do ciclo de vida (ACV), metodologia definida pela International Organization for Standardization (ISO, 2006a, b), tem sido a principal ferramenta de avaliação utilizada, como mostram os estudos de Pergola et al. (2017), Romero-Gómez et al. (2017), Tasca et al. (2017), Zarei et al. (2019), Winans et al. (2020), Martin-Gorriz et al. (2020) e Pishgar-Komleh et al. (2020).

O Brasil é um dos principais produtores de hortaliças do mundo (FAO, 2021), sendo a batata e tomate para indústria duas das principais hortaliças produzidas no país (ANUÁRIO HF, 2020). Na literatura, não foram encontrados trabalhos utilizando a ACV para avaliar a demanda de energia acumulada e o impacto das emissões de GEE destas hortaliças no país. Além disso, os estudos já realizados em outros países não refletem a realidade brasileira, uma vez que, aproximadamente, 83 % da matriz elétrica brasileira é baseada em fontes de energias renováveis (EPE, 2022), diferentemente de outros países que, em sua maioria, utilizam fontes fósseis de energia.

Diante de fatores como a exigência dos consumidores por produtos com alto padrão de qualidade, escassez dos recursos naturais e a necessidade de alcançar objetivos propostos pela Organização das Nações Unidas que visam o desenvolvimento sustentável, dentre os quais destaca-se o desenvolvimento sustentável da agricultura, consumo e produção ambientalmente responsáveis e o combate às mudanças climáticas (UN, 2015), os objetivos deste estudo foram:

(1) estimar a demanda de energia acumulada (CED) em sistemas intensivo de produção de batata e tomate para indústria, (2) estimar as emissões de gases de efeito estufa e pagada de carbono nesses sistemas, e (3) identificar estratégias de redução da demanda de uso de energia e mitigação das emissões de gases de efeito estufa associadas a produção destas hortaliças em diferentes cenários produtivos.

## **2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Caracterização das áreas de produção de tomate e batata**

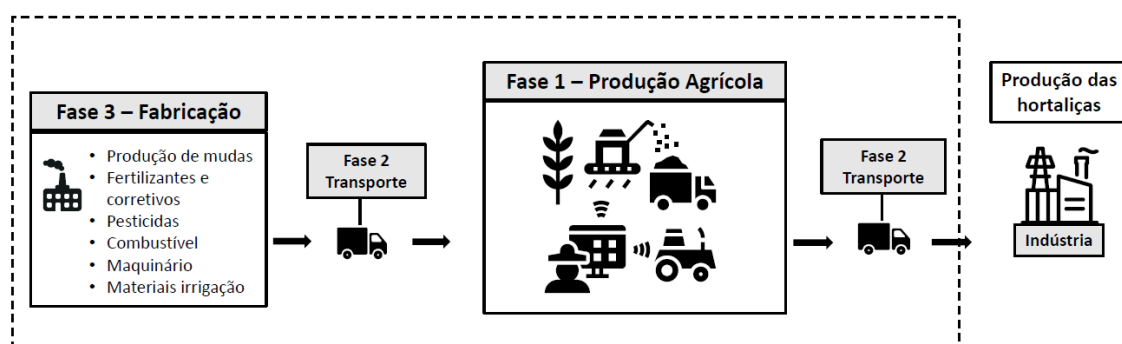
A produção de batata e tomate rasteiro para indústria, nos estados de Minas Gerais e São Paulo, respectivamente, é realizada de forma intensiva e mecanizada. A área ocupada pelo plantio de batata no estado de Minas Gerais é de, aproximadamente, 35.665 hectares, com produção de mais de 1 milhão de toneladas (IBGE, 2020), enquanto no estado de São Paulo, o plantio de tomate rasteiro ocupa, aproximadamente, 3200 hectares (IEA, 2021). De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região em que os dados foram coletados é classificado como Aw (megatérmico: tropical com verão chuvoso e inverno seco), com temperaturas médias entre 14° e 31° C. A estação chuvosa ocorre entre outubro e abril e o período seco entre maio e setembro.

### **2.2 Análise do Ciclo de Vida – Unidades Funcionais e Limites do Sistema**

A metodologia de ACV, descrita nas ISO 14040 e 14044 (ISO, 2006a, b), foi utilizada para avaliar as emissões de GEE, pegada de carbono e DEA no sistema intensivo de produção de batata e tomate para indústria, nos estados de São Paulo e Minas Gerais, Brasil.

A unidade funcional é utilizada para normalizar os dados de entradas do sistema, permitindo a comparação entre diferentes produtos e serviços (ISO, 2006b). Foram escolhidas duas unidades funcionais para representar o impacto das emissões de GEE e DEA, assim definidas: um hectare (ha) de cultivo e um quilograma (kg) de hortaliça fresca produzida.

Os limites estabelecidos para o estudo abrangeram a fase agrícola da produção das hortaliças, o transporte até a indústria de processamento (cradle to processing industry) e a fabricação de insumos. Foram caracterizadas três fases do sistema (Figura 1): Fase 1) Produção agrícola. Nesta fase quantificou-se a emissão direta GEE causada pela aplicação de fertilizantes (N fertilizante e calagem) e pelo uso de combustível (diesel) nas operações realizadas durante o cultivo das hortaliças, e a DEA diretamente associada ao combustível (diesel) e eletricidade consumida pelo sistema de irrigação. Fase 2) Transporte: Nesta fase, foram quantificadas as emissões de GEE e a DEA originados da queima de combustível (diesel) no transporte de insumos e materiais até a fazenda, e da colheita do tomate até a indústria de processamento. Fase 3) Produção de matérias-primas: Nesta fase, foram quantificadas as emissões de GEE e DEA originados pela fabricação (fora da fazenda) dos insumos fertilizantes (N, P, K, calcário e gesso), pesticidas (inseticidas, herbicidas e fungicidas), combustíveis (diesel), material da estrutura do sistema de irrigação e geração de energia consumida no sistema, maquinário e produção de mudas.



**Figura 1.** Fluxograma para avaliação da demanda de energia acumulada, emissão de gases de efeito estufa e pegada de carbono de produção em sistema intensivo de batata e tomate durante um ano agrícola.

### 2.3 Inventário de Análise do Ciclo de Vida – Coleta de Dados

A coleta de dados e de informações sobre as entradas e saídas relevantes dos sistemas de cultivo de batata e tomate (insumos utilizados, operações realizadas durante o ano de produção e produtividade) foi realizada mediante

questionário e entrevista com responsáveis-técnicos de produção em propriedades rurais nos estados de Minas Gerais e São Paulo. Foi avaliada a produção de batata em uma propriedade de 10500 ha, sendo 4000 hectares destinados à produção desta hortaliça. Para o tomate, foram obtidos dados de cinco propriedades, que totalizam 783 ha, sendo 172 ha por ano destinados à produção de tomate para indústria. Para ambas as culturas avaliadas, os dados corresponderam ao ano de cultivo 2020/2021 (Tabela 1).

O sistema de rotação de culturas é adotado em todas as propriedades, sendo o plantio de soja antecedendo o plantio do tomate, e milho, milheto e braquiária antecedendo o plantio da batata. Os preparos do solo para os plantios da batata e do tomate foram realizados de forma convencional, com operações de aração, gradagem, subsolagem e rolo nivelador. Os tratos culturais de ambas as hortaliças são realizados utilizando defensivos químicos (herbicidas, fungicidas e inseticidas). A colheita é realizada de maneira mecanizada e toda a produção é destinada para indústria, para produção de batata frita e atomatados.

**Tabela 1.** Valores médios dos inputs e materiais utilizados na produção de batata e tomate em sistema intensivo.

Fonte	Características	Unidade	Tomate	Batata
<b>Maquinário <sup>a</sup></b>				
	Tratores (90 a 210 cv), arado, subsolador, rolo nivelador, grade, adubadora, pulverizador e colhedora.	kg ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	447,7	592,0
<b>Fertilizantes</b>				
N fertilizante (N)	Ureia, Nitrato de Cálcio, MAP, Formulados	kg ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	233,40	184,62
P fertilizante (P <sub>2</sub> O <sub>2</sub> )	MAP, Formulados	kg ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	319,40	541,63
K fertilizante (K <sub>2</sub> O)	Cloreto de potássio, Formulados	kg ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	322,80	327,63
Calagem	Calcário dolomítico	kg ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	641,67	301,35
Gesso	Gesso agrícola	kg ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	-	528,00
<b>Pesticidas</b>				
Herbicidas (i.a) <sup>b</sup>	Metribuzim, Triazinona, etc.	kg ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	0,58	1,39

Fungicida (i.a) <sup>b</sup>	Oxloreto de cobre, Mancozebe, Hidroxido de Cobre, etc.	kg ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	41,87	21,91
Inseticida (i.a) <sup>b</sup>	Acefato, Cloridrato de Formentanato, Metomil, etc.	kg ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	4,49	3,43
<b>Combustíveis</b>				
Combustível Trator	Diesel utilizado nas operações com trator	L ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	278,00	303,50
Combustível Transporte	Diesel utilizados nas operações de transporte	L ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	58,85	18,25
Eletricidade	Eletricidade consumida pelo sistema de irrigação	kWh ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	1298,14	1205,42
<b>Estrutura Irrigação</b>				
Aço <sup>c</sup>	Aço galvanizado utilizado na estrutura do sistema	kg	10499,27	10499,27
Ferro <sup>c</sup>	Ferro utilizados no conjunto moto redutor e moto-bomba	kg	110,16	36,72
PVC <sup>c</sup>	Tubos de PVC utilizado para montagem da adutora	kg	1652,61	1652,61
Borrachas <sup>c</sup>	Borrachas de poliestireno utilizadas para revestimento da fiação elétrica	kg	1180,50	1180,50
<b>Formação de mudas</b>				
Bandejas	Bandejas de polipropileno	kg ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	26,68	-
Aço <sup>c</sup>	Aço galvanizado utilizado na estrutura da casa de vegetação	kg	3500,00	-
Filme polietileno <sup>c</sup>	Plástico utilizados na casa de vegetação	kg	160,00	-
Batata-semente	Produção de batata semente	kg ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	-	3303,50

<sup>a</sup> Os valores correspondem a média ponderada do peso dos tratores (amortização de 20 anos) e equipamentos (amortização de 10 anos).

<sup>b</sup> Ingrediente ativo

<sup>c</sup> Valores não amortizados.

## 2.4 Avaliação do impacto do ciclo de vida

### 2.4.1 Indicadores de Demanda de Energia Acumulada

O objetivo da avaliação do uso de energia é quantificar sua eficiência no sistema, visando oferecer soluções sustentáveis à demanda de consumo energético do sistema (Temizyurek-Arslan e Karacetin, 2022). Assim, entrada de energia no sistema foi classificada como renovável ou não-renovável. A energia

renovável engloba a eletricidade (hidrelétrica) consumida no sistema de irrigação e a energia incorporada na produção das mudas, enquanto a energia não-renovável engloba a energia de origens fósseis e incorporada na produção de fertilizantes, pesticidas, combustível (diesel), maquinário e infraestrutura do sistema de irrigação.

Para calcular a DEA, utilizou-se dos fatores estabelecidos por Aguilera et al. (2015), uma base de dados que inclui o acúmulo direto e indireto de energia associada aos principais *inputs* agrícolas ao nível máximo de desagregação, baseados em uma série histórica de avaliação entre 1930 e 2010, e outros coeficientes específicos (Tabelas 2 e 3). Os valores do DEA foram calculados conforme a Equação (1) e padronizados em mega Joule (MJ) de energia. A produção de energia (energy output) do sistema foi calculado convertendo a produtividade total (comercial e não comercial) (TY, kg ha<sup>-1</sup>) das hortaliças em energia, utilizando os fatores de conversão de acordo com TACO (2011), iguais a 0.64 e 2.69 MJ kg<sup>-1</sup> para tomate e batata, respectivamente (Equação 2). Adicionalmente, calculou-se a taxa de energia líquida (Net energy), a qual representa o balanço de energia do sistema e o retorno de energia investida (EROI), utilizando, respectivamente, as equações (3) e (4).

$$DEA = \sum Input_{(j)} \times \beta_{(j)} \times AC \quad (1)$$

$$Energy\ output = TY \times \alpha_b \quad (2)$$

$$Net\ Energy = Energy\ output - DEA \quad (3)$$

$$EROI = \frac{Energy\ output - DEA}{DEA} \times 100 \quad (4)$$

onde, *DEA* = demanda de energia acumulada no sistema MJ ha<sup>-1</sup>; *j* = input descritos na tabela 1 (unidade ha<sup>-1</sup> ou kg<sup>-1</sup>);  $\beta_{(j)}$  = coeficiente equivalente em energia (MJ unidade<sup>-1</sup>); *AC* = coeficiente de amortização baseado nos anos de vida do input (adimensional), quando aplicável; *Energy output* = total de energia produzida pelo sistema na forma de biomassa de valor econômico MJ ha<sup>-1</sup>; *TY* = produtividade total kg ha<sup>-1</sup> (média utilizada nos cálculos igual a 110800 kg ha<sup>-1</sup> de tomate e 40000 kg ha<sup>-1</sup> de batata);  $\alpha_b$  = coeficiente de conversão da biomassa da hortaliça em energia MJ kg<sup>-1</sup>; *Net Energy* = balanço de energia

líquida do sistema MJ ha<sup>-1</sup>; EROI = Retorno de Energia Investida (%), adaptado de Pérez Neira et al. (2018).

#### 2.4.2 Indicadores das emissões de GEE

Os cálculos das emissões de GEE foram realizados utilizando fatores associados aos insumos, materiais e energia utilizados em cada fase do processo de produção, de acordo com os limites estabelecidos neste estudo (Tabelas 2 e 3). Utilizou-se a metodologia do Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2006) e, em alguns casos, fatores locais específicos (Tier 2). O total de GEE emitido foi calculado em termos de carbono equivalente (CO<sub>2</sub> eq), utilizando o potencial de aquecimento global do CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O iguais a 1, 27 e 273, respectivamente, em um período determinado de 100 anos (IPCC, 2021), de acordo com a seguinte Equação (5). A pegada de carbono para a produção de um quilograma de batata e tomate foi calculada utilizando a Equação (6).

$$GEE_{total} = \sum Input_{(j)} \times EF_{(j)} \times AC \quad (5)$$

$$Pegada\ de\ carbono = \frac{GEE_{total}}{TY} \quad (6)$$

Sendo, GEE<sub>total</sub> = emissão total de GEE no sistema (kg CO<sub>2</sub>e ha<sup>-1</sup>); j = input descritos na tabela 1 (unidade ha<sup>-1</sup> ou kg<sup>-1</sup>); EF<sub>(j)</sub> = fator de emissão (kg CO<sub>2</sub>e unidqde<sup>-1</sup>); AC = coeficiente de amortização baseado nos anos de vida do input (adimensional), quando aplicável; Pegada de carbono (kg CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> batata ou tomate); TY = produtividade total de batata ou tomate (kg ha<sup>-1</sup>).

**Tabela 2.** Coeficientes de equivalência em energia ( $\beta_{(j)}$ ) e fatores de emissão (E.F.) de gases de efeito estufa (GEE) utilizados para calcular a demanda de energia acumulada e emissão de GEE nas fases 1 e 2 deste estudo.

Input	Unidade	$\beta_{(j)}$ (MJ unidade <sup>-1</sup> )	E.F. (kg CO <sub>2</sub> eq unidade <sup>-1</sup> )	Referência
<b>Fase 1</b>				
N fertilizante				
N aplicação	kg N	–	4,24	IPCC (2019)

N lixiviação	kg N	–	0,70	IPCC (2019)
N volatilização	kg N	–	0,56	IPCC (2019)
Ureia	kg	–	0,73	IPCC (2006)
Calcário	kg	–	0,476	IPCC <sup>a</sup> (2006)
Diesel (trator)	L	56,8	2,603	Aguilera et al. (2015); CETESB <sup>b</sup> (2018)
Eletricidade (Consumo)	kWh	3,6	–	–
<b>Fase 2</b>				
Diesel (transporte)	L	56,8	2,603	Aguilera et al. 2015; CETESB <sup>b</sup> (2018)

<sup>a</sup> Intergovernmental Panel on Climate Change.

<sup>b</sup> Companhia Ambiental do Estado de São Paulo.

**Tabela 3.** Coeficientes de equivalência em energia ( $\beta_{(j)}$ ) e fatores de emissão (E.F) de gases de efeito estufa (GEE) utilizados para calcular a DEA e GEE na fase 3 deste estudo.

Input	Unidade	$\beta_{(j)}$ (MJ unidade <sup>-1</sup> )	E.F. (kg CO <sub>2</sub> eq unidade <sup>-1</sup> )	Referência
<b>Fase 3</b>				
N fertilizante	kg N	51,82	3,97	Aguilera et al. 2015; Macedo et al. (2008)
P fertilizante	kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	12,44	1,13	Bolandnazar et al. (2014); Macedo et al. (2008)
K fertilizante	kg K <sub>2</sub> O	11,15	0,71	Macedo et al. (2008)
Calcário	kg	1,16	0,01	Meyer et al. (2015); Macedo et al. (2008)
Gesso	kg	1,31	0,03	Guareschi et al. (2019); Popp et al. (2021)
Fungicida	kg i.a <sup>b</sup>	173 – 397	11,94 – 27,39	Audsley et al. (2009)
Inseticida	kg i.a <sup>b</sup>	57,8 – 580	3,99 – 40,02	Audsley et al. (2009)
Herbicida	kg i.a <sup>b</sup>	201 – 400	13,87 – 27,6	Audsley et al. (2009)
Diesel	L	–	0,581	Macedo et al. (2008)

Maquinário	kg	122,4	8,45	Aguilera et al. (2015) adaptado
Electricidade - geração	MJ	0,05	0,062	Aguilera et al. (2015); MCTI <sup>a</sup> (2020)
Estrutura irrigação <sup>c</sup>	kg	32,2 – 60	1,06 – 3,1	Aguilera et al. (2015); Posen et al. (2017)
Mudas de tomate <sup>d</sup>	kg	32,2 – 58,5	1,8 – 5,1	Aguilera et al. (2015); Posen et al. (2017)
Batata-semente	kg	1,6	0,16	Os autores

<sup>a</sup> Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações.

<sup>b</sup> Ingrediente ativo.

<sup>c</sup> Materiais considerado nos cálculos foram aço galvanizado, ferro, polivinil cloreto (PVC) e borracha de poliestireno.

<sup>d</sup> Materiais usados na produção das mudas: bandejas de polipropileno, plástico filme e aço da casa de vegetação.

## 2.5 Amortizações

Nos cálculos de amortização do maquinário, foram considerados ciclos de vida de 20 anos para tratores e de 10 anos para os equipamentos (arado, grade, rolo nivelador, adubadora, colheitadeira, etc) (Tabela 1). Quanto ao sistema de irrigação, baseado em informações de fabricantes, dimensionou-se o peso de um sistema de pivô central suficiente para irrigar uma área de 91 hectares. Os ciclos de vida foram de 20 anos para a estrutura de aço, 10 anos para o motor-reductor e motobomba, 5 anos para os tubos de polivinil cloreto usados na adutora e 10 anos para as borrachas de poliestireno usadas nos revestimentos elétricos (Tabela 1). Em relação aos materiais utilizados na casa de vegetação para produção das mudas de tomate, o ciclo de vida utilizado na amortização foi de 40 anos para a estrutura de aço e 3 anos para o filme de polietileno de cobertura do teto e de polipropileno das laterais da casa de vegetação (Tabela 1).

## 2.6 Cenários de mitigação

Após calculadas as emissões de GEE, foram elaborados três cenários de mitigação visando reduzir as emissões de GEE associadas ao uso de N

fertilizante sintético, pesticidas e diesel/maquinário. Os cenários foram assim definidos: cenário 1 (C1) – substituição do N fertilizante sintético por N orgânico (esterco bovino ou rotação de cultura) e dos pesticidas químicos por biológicos; cenário 2 (C2) – substituição do N fertilizante sintético por N orgânico (esterco bovino ou rotação de cultura), dos pesticidas químicos por biológicos e do diesel/maquinário por tratores elétricos; cenário 3 (C3) – substituição do N fertilizante sintético por N orgânico (esterco bovino ou rotação de cultura), dos pesticidas químicos por biológicos e do diesel por biodiesel.

As emissões de GEE associadas ao N fertilizante orgânico e aos defensivos biológicos foram calculadas utilizando fatores de emissão de acordo com IPCC (2019) e adaptado por Cech et al. (2022), respectivamente. Para substituição do trator a diesel/maquinário por trator elétrico e diesel por biodiesel, utilizaram-se os estudos de Lagnelöv et al. (2021) e Canabarro et al. (2023), respectivamente. De acordo com Lagnelöv et al. (2021), o uso de tratores elétricos tem potencial de reduzir em 65% as emissões de GEE em relação aos tratores a combustão e segundo Canabarro et al. (2023) a substituição de diesel por biodiesel no Brasil reduziria em cerca de 66.8% das emissões de GEE.

### 3 RESULTADOS

De acordo com os limites estabelecidos neste estudo, as demandas de energia acumulada (DEA) média para produção de tomate e batata em sistema intensivo foram, respectivamente, 59553,56 MJ ha<sup>-1</sup> ou 0,54 MJ kg<sup>-1</sup> de tomate e 57992,02 MJ ha<sup>-1</sup> ou 1,44 MJ kg<sup>-1</sup> de batata (Tabela 4). O maior consumo de energia ocorreu na fase de fabricação de insumos e materiais (fase 3), contribuindo com cerca de 35747,16 para o tomate e 35377,11 MJ ha<sup>-1</sup> para a batata, os quais representam cerca de 60% dos totais demandados pelas culturas. Na fase agrícola (fase 1) os consumos de energia foram 20463,72 e 21578,31 MJ ha<sup>-1</sup>, para a produção de tomate e batata, respectivamente, e na fase de transporte (fase 2) foram observados os menores consumos, com valores iguais a 3342,68 MJ ha<sup>-1</sup> para o tomate e 1036,60 MJ ha<sup>-1</sup> para a batata (Tabela 4). Os consumos de energia não-renovável pelas culturas do tomate (52825,08 MJ ha<sup>-1</sup>) e batata (48149,94 MJ ha<sup>-1</sup>) foram superiores aos consumos

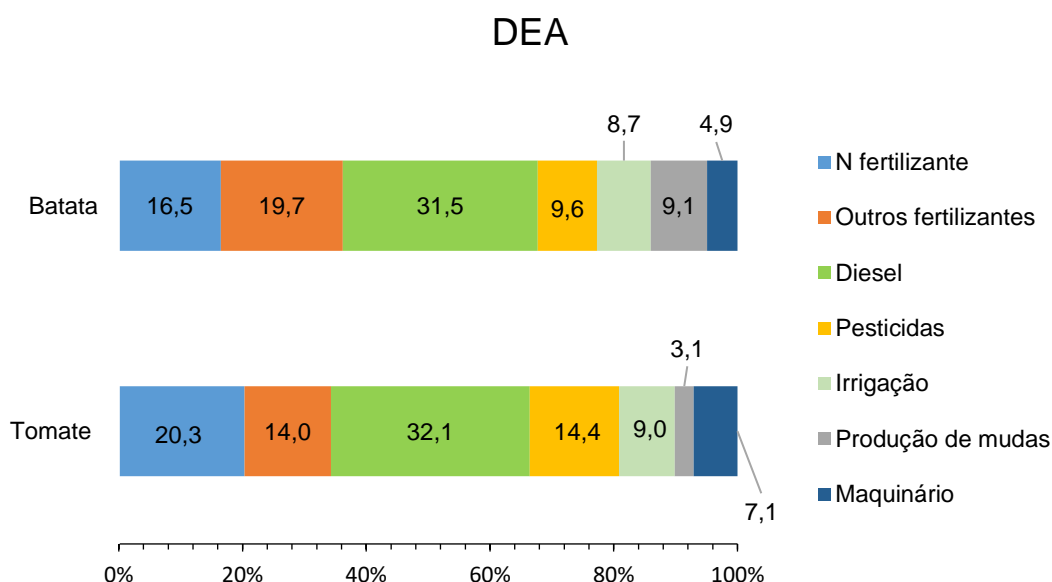
de energia renovável, 6728,49 e 9842,09 MJ ha<sup>-1</sup> para tomate e batata, respectivamente (Tabela 4).

Analisando a saída de energia dos sistemas de produção, observou-se que a batata produziu mais energia, cerca de 107600,0 MJ ha<sup>-1</sup>, enquanto o tomate produziu cerca de 70912,0 MJ ha<sup>-1</sup>. Consequentemente, a taxa de energia líquida do sistema de produção de batata, 49824,95 MJ ha<sup>-1</sup>, foi maior que a de tomate, 11592,1 MJ ha<sup>-1</sup> (Tabela 4). O cultivo de batata proporcionou 86.24% de retorno da energia investida e o de tomate, 19,54 % (Tabela 4).

**Tabela 4.** Demanda de energia acumulada (DEA), balanço energético, emissão de gases de efeito estufa (GEE) e pegada de carbono da produção de batata e tomate, em sistema de cultivo intensivo.

Energia	Tomate			Batata		
	Max.	Med.	Min.	Max.	Med.	Min.
Fase 1 (MJ ha <sup>-1</sup> )	22324,14	20463,72	17864,90	22281,32	21578,31	20875,30
Fase 2 (MJ ha <sup>-1</sup> )	4884,80	3342,68	710,00	1079,20	1036,60	994,00
Fase 3 (MJ ha <sup>-1</sup> )	40584,66	35747,16	29519,58	36521,75	35377,11	34224,61
<b>DEA (MJ ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>67793,60</b>	<b>59553,56</b>	<b>48094,48</b>	<b>59882,27</b>	<b>57992,02</b>	<b>56093,92</b>
Energy Output (MJ ha <sup>-1</sup> )	94720,00	70912,00	54400,00	108945,00	107600,00	106255,00
Net Energy (MJ ha <sup>-1</sup> )	26926,40	11358,44	6305,52	50161,08	49607,98	49062,73
Non Renewable Energy (MJ ha <sup>-1</sup> )	60364,12	52825,08	42066,99	49221,68	48149,94	47070,33
Renewable Energy (MJ ha <sup>-1</sup> )	7429,48	6728,49	6027,49	10660,59	9842,09	9023,59
<b>DEA (MJ kg<sup>-1</sup>)</b>	<b>0,57</b>	<b>0,54</b>	<b>0,54</b>	<b>1,48</b>	<b>1,45</b>	<b>1,42</b>
EROI (%)	39,72	19,07	13,11	89,42	85,54	81,93
<b>Emissões de GEE</b>						
Fase 1 (kg CO <sub>2</sub> eq ha <sup>-1</sup> )	2554,43	2359,89	2075,85	2242,64	2175,51	2108,38
Fase 2 (kg CO <sub>2</sub> eq ha <sup>-1</sup> )	223,86	153,19	32,54	49,46	47,50	45,55
Fase 3 (kg CO <sub>2</sub> eq ha <sup>-1</sup> )	3348,31	2757,83	2161,27	3307,45	3202,11	3096,59
<b>Emissões totais (kg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>6126,60</b>	<b>5270,90</b>	<b>4269,66</b>	<b>5599,55</b>	<b>5425,13</b>	<b>5250,53</b>
Pegada de carbono (kg CO <sub>2</sub> eq kg <sup>-1</sup> )	0,044	0,042	0,037	0,140	0,136	0,131

Concernente à contribuição de cada input no consumo de energia da produção das culturas avaliadas, o uso de fertilizantes (N, P e K) e corretivos, tiveram a maior participação, contribuindo com 36,2 e 34,3 % do DEA para batata e tomate, respectivamente (Figura 2). Em seguida, o consumo de combustível (diesel) contribuiu com, aproximadamente, 32% do DEA para ambas as hortaliças. Os defensivos agrícolas ocuparam a terceira posição (9,6 % para a batata e 14 % para o tomate), seguido pela produção de mudas (9,1 % para batata e 3,1 % para tomate), irrigação (energia elétrica e energia incorporada na estrutura – 8,7 % para a batata e 9 % para o tomate) e maquinário (4,9 % para a batata e 7,1% para o tomate), que se alternaram entre o quarto e quinto maior contribuinte na DEA, de acordo com a cultura em análise (Figura 2).

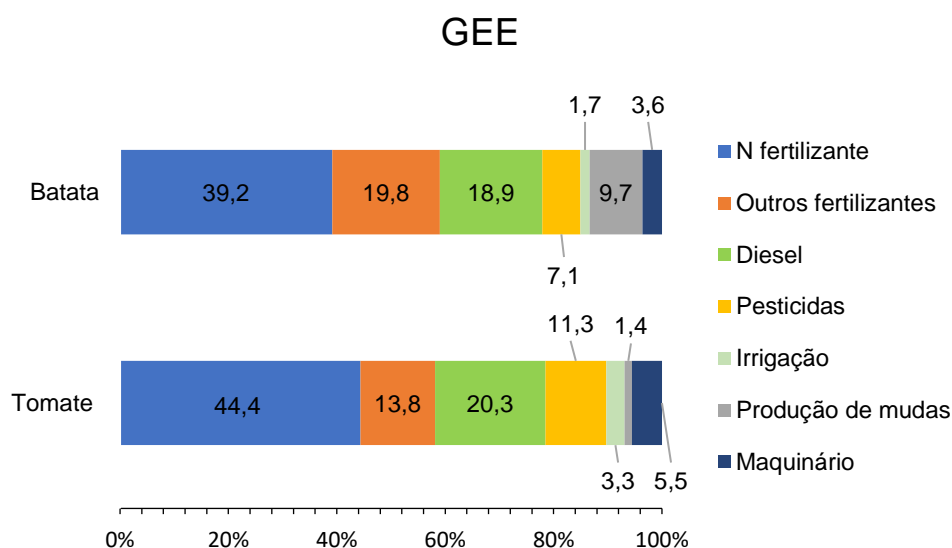


**Figura 2.** Porcentagem de contribuição de cada insumo, material e combustível na demanda de energia acumulada (DEA) para as produções de batata e tomate, em sistema cultivo intensivo.

Quanto às emissões de GEE associadas aos *inputs*, materiais e combustível, observa-se que a produção de batata emitiu em média 5425,13 kg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup> enquanto para o tomate a emissão foi de 5270,9 kg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup>. As emissões indiretas de GEE associadas à fabricação de insumos e materiais (fase 3) foram as que mais contribuem (3202,11 e 2757,72 kg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup> para batata e tomate, respectivamente), seguido pelas emissões na fase agrícola (fase 1) e

pelo transporte (fase 2) (Tabela 4). A pegada de carbono para a produção de batata foi igual a 0,136 kg CO<sub>2</sub>eq kg<sup>-1</sup> e para a produção de tomate, 0,042 kg CO<sub>2</sub>eq kg<sup>-1</sup>.

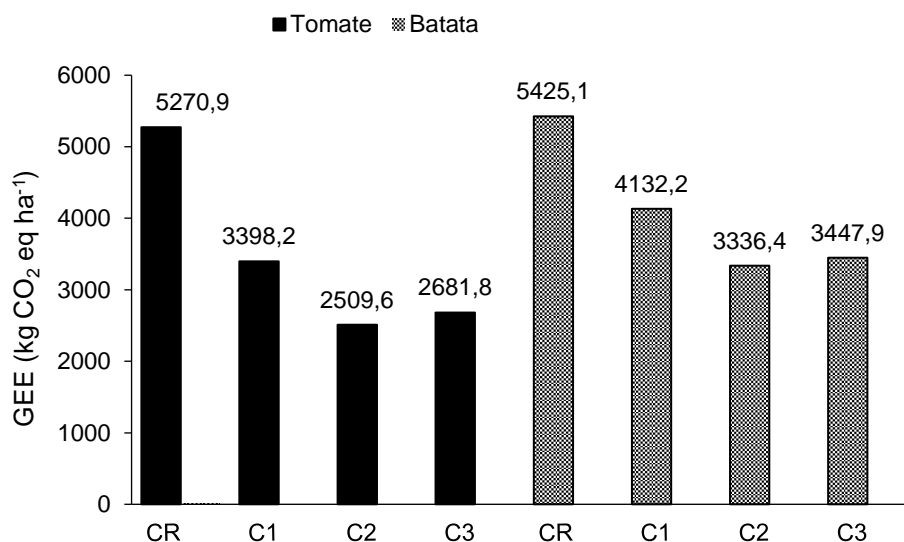
Em relação à contribuição de cada fonte emissora de GEE associada à produção das culturas avaliadas, observou-se que o uso de fertilizantes nitrogenados foram os principais contribuintes, representando 39,2 e 44,4% do total emitido na produção de batata e tomate, respectivamente (Figura 3). Em seguida, encontram-se o uso de combustível (diesel) (18,9% para batata e 20,3% para tomate), uso de outros fertilizantes (P e K) e corretivos (calcário e gesso) (19,8 % para a batata e 13,8% para o tomate) e o uso de pesticidas (7,1% para a batata e 11,3% para o tomate) e o uso de pesticidas (7,1% para a batata e 11,3% para o tomate) e o uso de pesticidas (7,1% para a batata e 11,3% para o tomate).



**Figura 3.** Porcentagem de contribuição de cada insumo, material e combustível no total das emissões de gases de efeito estufa (GEE) para produção de batata e tomate, em sistema cultivo intensivo.

Em relação aos cenários elaborados visando a mitigação das emissões de GEE, o cenário II (3336,4 e 2509,6 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup>, para batata e tomate, respectivamente) foi o que proporcionou maior redução das emissões GEE em relação a condição real de produção (5425,1 e 5270,9 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup>, para batata e tomate, respectivamente). No cenário I, as emissões totais de GEE seriam de 4132,2 e 3398,2 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> para batata e tomate,

respectivamente, e no cenário III, seriam iguais a 3447,9 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> para batata e 2681,8 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> para o tomate.



**Figura 4.** Condição real (CR) de emissão de gases de efeito estufa (GEE) e cenários (C1 – substituição de N fertilizante sintético por fontes orgânicas e pesticidas químicos por biológicos; C2 – substituição de N fertilizante sintético por fontes orgânicas, pesticidas químicos por biológicos e diesel/maquinário por tratores elétricos; e C3 – substituição de N fertilizante sintético por fontes orgânicas, pesticidas químicos por biológicos e diesel por biodiesel) de alternativas propostas para mitigação das emissões associadas as principais fontes emissoras utilizadas na produção de batata e tomate, em sistema cultivo intensivo.

#### 4 DISCUSSÃO

De acordo com os resultados obtidos neste estudo, é possível sugerir algumas práticas agrícolas a serem adotadas visando a sustentabilidade nos sistemas de produção intensiva de batata e tomate para indústria, em relação à redução da DEA, utilização de fontes renováveis de energia e das emissões de GEE. Substituindo-se o N fertilizante sintético por N fertilizante orgânico, defensivos químicos por biológicos e trator a diesel por trator elétrico ou diesel por biodiesel, pode-se obter reduções entre 36 e 39% das emissões de GEE no

sistema de plantio de batata e entre 49 e 52% no plantio de tomate, como sugerido no cenário II e III (Figura 4). Além disso, as práticas sugeridas nos cenários I, II e III promovem a utilização de insumos e combustível oriundos de fontes renováveis de energia, o que reduziria significativamente a dependência de fontes fósseis de energia, uma vez que a produção de batata e tomate dependem de, aproximadamente, 83% e 89%, respectivamente, de energia não renovável (Tabela 4).

Avaliando o uso de energia da produção de batata no Irã, Bolandnazar et al. (2020) calcularam valores de  $84309 \text{ MJ ha}^{-1}$  e Khoshnevisan et al. (2014) estimaram valores de  $83723 \text{ MJ ha}^{-1}$ , sendo que em ambos os estudos citados, os autores verificaram que a irrigação (eletricidade) e os fertilizantes foram os principais contribuintes. Pérez Neira et al. (2018) verificaram que a DEA para produção de tomate para mesa em Almeria, Espanha, é igual a  $246400 \text{ MJ ha}^{-1}$ , sendo o uso de eletricidade o principal contribuinte. Diferentemente de tais resultados, no presente estudo a irrigação (eletricidade e estrutura) representou, aproximadamente, 9% do consumo de energia, o que está relacionado principalmente às diferenças nas matrizes energéticas e hídrica do Brasil e Irã. Enquanto no país asiático é necessário bombear água a longas distâncias e, assim como na Espanha, utiliza-se majoritariamente fontes fósseis de energia, no Brasil, os recursos hídricos estão próximos ao local de cultivo e cerca de 83% da matriz elétrica brasileira é baseada em fontes de energia renovável (EPE, 2022).

Khoshnevisan et al. (2014) calcularam que a DEA para produção de um quilograma de batata, no Irã, variou de  $2,24$  a  $5,2 \text{ MJ kg}^{-1}$  e Pishgar-Komleh et al. (2012) estimaram valores entre  $1,7$  e  $2,7 \text{ MJ kg}^{-1}$ . Os valores calculados neste estudo foram de  $1,42$  a  $1,48 \text{ MJ kg}^{-1}$  (Tabela 4). Tal variação está diretamente relacionada à produtividade da batata, com média de  $21 \text{ t ha}^{-1}$  nos estudos citados, enquanto a produtividade média utilizada nos cálculos do presente estudo foi de  $40 \text{ t ha}^{-1}$ , uma vez que os valores da DEA por hectare entre os estudos citados e o presente estudo foram semelhantes. A mesma relação com a produtividade pode ser feita para o tomate, pois Karakaya and Özilgen (2011) calcularam  $2412,8 \text{ MJ t}^{-1}$  (igual a  $2,4 \text{ MJ kg}^{-1}$ ) para produção de tomate na Espanha e Zarei et al. (2019) relatam valores entre  $1,2$  e  $2,6 \text{ MJ kg}^{-1}$  para produção de tomate, em campo aberto, no Iran, enquanto no presente estudo os

valores calculados foram de 0,46 a 0,57 MJ kg<sup>-1</sup>. Além disso, tais variações também estão relacionadas às diferenças entre as matrizes elétricas dos países citados em relação ao Brasil.

Quanto à pegada de carbono, Clavreul et al. (2017) calcularam 51 kg CO<sub>2</sub>eq t<sup>-1</sup> (0,051 kg CO<sub>2</sub>eq kg<sup>-1</sup> de tomate) para a produção de tomate em campo aberto na Espanha, e Pishgar-Komleh et al. (2017) estimaram valores que variaram de 0,1 a 0,4 kg CO<sub>2</sub>eq kg<sup>-1</sup> de tomate produzido no Irã, valores próximos ao determinado neste estudo (Tabela 4). Porém, avaliando a pegada de carbono para produção de tomate na Florida, EUA, Jones et al. (2012) estimaram valores que variaram entre 0,19 a 0,27 kg CO<sub>2</sub>eq kg<sup>-1</sup> de tomate, sendo a irrigação e o uso de N fertilizantes os principais contribuintes. Para a produção de batata, Khoshnevisan et al. (2014) calcularam pegada de carbono de 1,6 kg CO<sub>2</sub>eq kg<sup>-1</sup>, sendo os fertilizantes responsáveis por 34% da pegada de carbono, assim como no presente estudo, em que os uso de fertilizantes, principalmente os nitrogenados, foram os principais contribuintes (Figura 3). Por isso, a substituição de N fertilizante sintético por fontes orgânicas de N proposta nos cenários 1, 2 e 3 deste estudo (Figura 4) é uma das principais práticas necessárias para reduzir as emissões de GEE e, conseqüentemente, a pegada de carbono nos sistemas intensivos de produção de tomate e batata.

É importante ressaltar que os resultado obtidos neste estudo estão sujeitos às incertezas comuns neste tipo de estudo, devido aos limites estabelecidos e coeficientes utilizados nos cálculos (Tiers 1, 2 ou 3) (Adewale et al., 2018), destacando a importância da realização de estudos locais visando entender e propor alternativas sustentáveis para a DEA, emissões de GEE e pegada de carbono da produção de batata e tomate, como as propostas nos cenários I, II e III deste estudo (Figura 4).

## 5 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste estudo mostraram que o uso de fertilizantes, principalmente os nitrogenados, diesel e pesticidas são as principais fontes contribuintes para a demanda de energia acumulada e emissões de gases do efeito estufa associadas à produção de batata e tomate para indústria, no sudeste do Brasil. O caminho para reduzir a demanda de energia acumulada e

mitigar as emissões de gases do efeito estufa associadas à produção dessas hortaliças passa pela substituição de insumos fertilizantes sintéticos por fontes orgânicas, e substituir defensivos químicos por biológicos, além da substituição de diesel e maquinário por veículos e tratores elétricos ou movidos a biocombustíveis em um futuro próximo. A demanda de energia acumulada para a produção das hortaliças avaliadas é cerca de 83 e 89%, respectivamente para batata e tomate, originada de fontes não renováveis, sendo a substituição destas fontes por fontes renováveis essencial para a sustentabilidade da produção de batata e tomate no Brasil.

## 6 REFERÊNCIAS

ANUÁRIO HF (2020) OLIVEIRA, ML (Ed.). **Campo & Negócios**. Uberlândia, 46p.

Adewale C, Reganold JP, Higgins S, Evans RD, Carpenter-Boggs L (2018) Improving carbon footprinting of agricultural systems: Boundaries, tiers, and organic farming. **Environmental Impact Assessment Review** 71:41–48. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.04.004>

Aguilera E, Guzmán GI, Infante-Amate J, Soto D, García-Ruiz R, Herrera A, Villa I, Torremocha E, Carranza G, Molina MG (2015) Embodied energy in agricultural inputs. Incorporating a historical perspective. Sevilla: Sociedad Espanola de Historia Agraria, 119 p.

Audsley E, Stacey K, Parsons DJ, Willians AG (2009) Estimation of the greenhouse gas emissions from agricultural pesticide manufacture and use., Cranfield: Cranfield University 20 p.

Banerjee H, Sarkar S, Ray K (2017) Energetics, GHG emissions and economics in nitrogen management practices under potato cultivation: a farm-level study. **Energy, Ecology and Environment** 2:250–258. <https://doi.org/10.1007/s40974-017-0058-7>

Bolandnazar E, Rohani A, Taki M (2020) Energy consumption forecasting in agriculture by artificial intelligence and mathematical models. **Energy Sources**, 42:1618–1632. <https://doi.org/10.1080/15567036.2019.1604872>

Canabarro NI, Silva-Ortiz P, Nogueira LAH, Cantarella H, Maciel-Filho R, Souza GM (2023) Sustainability assessment of ethanol and biodiesel production in Argentina, Brazil, Colombia, and Guatemala. **Renewable and Sustainable Energy Reviews** 171:113019. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.113019>

Cech R, Leisch F, Zaller JG (2022) Pesticide Use and Associated Greenhouse Gas Emissions in Sugar Beet, Apples, and Viticulture in Austria from 2000 to 2019. **Agriculture** 12:1-19. <https://doi.org/10.3390/agriculture12060879>

Cecílio Filho AB, Nascimento CamilaS, Pereira BJ, Nascimento CarolinaS (2022) Nitrogen fertilisation impacts greenhouse gas emissions, carbon footprint, and agronomic responses of beet intercropped with arugula. **Journal of Environmental Management** 307:1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114568>

CETESB Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2018) **Relatório Emissões Veiculares**. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/veicular/relatorios-e-publicacoes/>>. Acesso em: 10 jun. 2022.

Clavreul J, Butnar I, Rubio V, King H (2017) Intra- and inter-year variability of agricultural carbon footprints – A case study on field-grown tomatoes. **Journal of Cleaner Production** 158:156–164. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.004>

EPE Empresa de Pesquisa Energética (2022) **Matriz Energética e Elétrica**. Available at: <https://www.epe.gov.br>. Acesso em: 11 nov. 2022.

FAO Food and Agriculture Organization (2021) Faostat crops database. Disponível em: <<http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>> Acesso em: 01 dez. 2023.

IBGE Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística (2020) Produção Agrícola Municipal 2020. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>> Acesso em: 11 jul. 2022.

IEA Instituto de Economia Agrícola (2021) **Estatísticas da produção paulista**. Disponível em: <<http://www.iea.agricultura.sp.gov.br/out/index.php>> Acesso em: 16 jul. 2022.

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2006) Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. In: **IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme**. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan, 664 p.

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2019) 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Calvo Buendia E, Tanabe K, Kranjc A, Baasansuren J, Fukuda M, Ngarize S, Osako A, Pyrozhenko Y, Shermanau P, Federici S (Eds). Published: IPCC, Switzerland.

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2021) Forster P, Storelvmo TK et al. The Earth's Energy Budget, Climate Feedbacks, and Climate Sensitivity. In: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Masson-Delmotte V., Zhai P. et al. (Eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 923–1054. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.009>.

ISO (2006a) International Organization for Standardization, Environmental

Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework, Geneva, 22p.

ISO (2006b) International Organization for Standardization, Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines, Geneva, 46p.

Guareschi RF, Martins, MR, Sarkis LF, Alves BJR, Jantalia CP, Boddey RM, Urquiaga S (2019) An analysis of energy efficiency and greenhouse gas emissions from organic soybean cultivation in Brazil. **Semina Ciências Agrárias** 40:3461–3476. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2019v40n6Supl3p346>.

Jones CD, Fraisse CW, Ozores-Hampton M (2012) Quantification of greenhouse gas emissions from open field-grown Florida tomato production. **Agricultural Systems** 113:64–72. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2012.07.007>

Karakaya A, Özilgen M (2011) Energy utilization and carbon dioxide emission in the fresh, paste, whole-peeled, diced, and juiced tomato production processes. **Energy** 36:5101–5110. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2011.06.007>

Khoshnevisan B, Rafiee S, Omid M, Mousazadeh H, Rajaeifar MA (2014) Application of artificial neural networks for prediction of output energy and GHG emissions in potato production in Iran. **Agricultural Systems** 123:120–127. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2013.10.003>

Kumar A, Rana KS et al. (2021) Energy budgeting and carbon footprints of zero-tilled pigeonpea–wheat cropping system under sole or dual crop basis residue mulching and Zn-fertilization in a semi-arid agro-ecology. **Energy** 231:120862. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2021.120862>

Lagnelöv O, Larsson G, Larsolle A, Hansson PA (2021) Life Cycle Assessment of Autonomous Electric Field Tractors in Swedish Agriculture. **Sustainability** 13: 11285. <https://doi.org/10.3390/su132011285>.

Macedo IC, Seabra JEA, Silva JEAR (2008) Greenhouse gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: The 2005/2006 averages and a prediction for 2020. **Biomass and Bioenergy** 32:582–595. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.12.006>

Martin-Gorriz B, Gallego-Elvira B, Martínez-Alvarez V, Maestre-Valero JF (2020) Life cycle assessment of fruit and vegetable production in the Region of Murcia (south-east Spain) and evaluation of impact mitigation practices. **Journal of Cleaner Production** 265:1–14. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121656>

Mayer FD, Brondani M, Aita BC, Hoffmann R, Lora EES (2015) Environmental and Energy Assessment of Small Scale Ethanol Fuel Production. **Energy and Fuels** 29:6704–6716. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.5b01358>.

MCTI Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (2020) **Arquivos dos fatores**

**médios de emissão de CO<sub>2</sub> grid mês/ano.** Disponível em: <<http://www.mctic.gov.br/mctic/opencms/index.html>> Acesso em: 28 jun. 2022

Pereira BJ, Cecílio Filho AB, La Scala N (2021) Greenhouse gas emissions and carbon footprint of cucumber, tomato and lettuce production using two cropping systems. **Journal of Cleaner Production** 282:124517. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124517>

Pérez Neira D, Montiel MS, Cabeza MD, Reigada A (2018) Energy use and carbon footprint of the tomato production in heated multi-tunnel greenhouses in Almeria within an exporting agri-food system context. **Science of the Total Environment**. 628–629:1627–1636. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.127>

Pergola M, Persiani A, Pastore V, Palese AM, Arous A, Celano G (2017) A comprehensive Life Cycle Assessment (LCA) of three apricot orchard systems located in Metapontino area (Southern Italy). **Journal of Cleaner Production** 142: 4059–4071. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.030>

Pishgar-Komleh SH, Akram A, Keyhani A, Raei M, Elshout PMF, Huijbregts MAJ, van Zelm R (2017) Variability in the carbon footprint of open-field tomato production in Iran - A case study of Alborz and East-Azerbaijan provinces. **Journal of Cleaner Production** 142:1510–1517. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.154>

Pishgar-Komleh SH, Akram A, Keyhani A, Sefeedpari P, Shine P, Brandao M (2020) Integration of life cycle assessment, artificial neural networks, and metaheuristic optimization algorithms for optimization of tomato-based cropping systems in Iran. **International Journal of Life Cycle Assessment** 25:620–632. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01707-6>

Pishgar-Komleh SH, Ghahderijani M, Sefeedpari P (2012) Energy consumption and CO<sub>2</sub> emissions analysis of potato production based on different farm size levels in Iran. **Journal of Cleaner Production** 33:183–191. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.04.008>

Popp M, Lindsay K, Ashworth A, Moore P, Owens P, Adams T, McCarver M, Roark B, Pote D, Pennington J (2021) Economic and GHG emissions changes of aeration and gypsum application. **Agriculture, Ecosystems and Environment** 321:107616. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107616>

Posen ID, Jaramillo P, Landis AM, Griffin WM (2017) Greenhouse gas mitigation for U.S. plastics production: energy first, feedstocks later. **Environmental Research Letters** 12:1-12. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa60a7>

Romero-Gómez M, Antón A, Leyva R, Suárez-Rey EM (2017) Inclusion of uncertainty in the LCA comparison of different cherry tomato production scenarios. **International Journal of Life Cycle Assessment** 22:798–811. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1225-3>

SEEG Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa (2023) **Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas do Brasil**. Observatório do clima. Disponível em: <<http://www.observatoriodoclima.eco.br/>>. Acesso em: 06 ago. 2023

TACO Tabela brasileira de composição de alimentos (2011) NEPA - UNICAMP. Disponível em: <<https://www.nepa.unicamp.br/taco/tabela.php?ativo=tabela>>. Acesso em: 10 jun. 2022.

Tasca AL, Nessi S, Rigamonti L (2017) Environmental sustainability of agri-food supply chains: An LCA comparison between two alternative forms of production and distribution of endive in northern Italy. **Journal of Cleaner Production** 140:725–741. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.170>

Temizyurek-Arslan M, Karacetin E (2022) Assessing the environmental impacts of organic and conventional mixed vegetable production based on the life cycle assessment approach. **Integrated Environmental Assessment and Management** 00:1–14. <https://doi.org/10.1002/ieam.4609>

Theurl MC, Haberl H, Erb KH, Lindenthal T (2014) Contrasted greenhouse gas emissions from local versus long-range tomato production. **Agronomy for Sustainable Development** 34:593–602. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0171-8>

UN United Nations (2015) Sustainable Development Goals. Disponível em: <<https://www.un.org/sustainabledevelopment/>>. Acesso em: 10 ago. 2022.

Winans K, Brodt S, Kendall A (2020). Life cycle assessment of California processing tomato: an evaluation of the effects of evolving practices and technologies over a 10-year (2005–2015) timeframe. **International Journal of Life Cycle Assessment** 25: 538–547. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01688-6>

Zarei MJ, Kazemi N, Marzban A (2019) Life cycle environmental impacts of cucumber and tomato production in open-field and greenhouse. **Journal of the Saudi Society of Agricultural Science** 18:249–255. <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2017.07.001>

### **CAPÍTULO 3 – Análise das Emissões de Gases de Efeito Estufa e Pegada de Carbono da Produção de Cenoura em dois Sistemas de Cultivo**

**RESUMO** – A cenoura está entre as principais hortaliças produzidas no Brasil e avaliar o impacto dos sistemas de produção desta hortaliça é essencial para tomada de decisões visando o desenvolvimento sustentável da agricultura e combate ao aquecimento global. Assim, o objetivo deste estudo foi estimar as emissões de gases de efeito estufa e pagada de carbono da produção de cenoura em sistemas convencional, em duas épocas de cultivo, e orgânico. Foi utilizada a metodologia de Análise do Ciclo de Vida e definidas duas unidades funcionais: um hectare de cultivo e um quilograma de cenoura produzida. Os limites dos sistemas contemplam a fase agrícola de produção e a fabricação de insumos, materiais e combustíveis utilizados. No sistema convencional as emissões foram 3850,1 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> e 5412,5 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> no verão e inverno, respectivamente. As menores emissões ocorrem no sistema de produção orgânica, 2287,6 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup>. O uso de fertilizantes e diesel foram os maiores contribuintes em ambos os sistemas. Apesar de no sistema orgânico as emissões associadas ao uso de fertilizante representarem mais de 40% do total emitido, a origem desses fertilizantes é orgânica. A pegada de carbono para produção de cenoura em sistema orgânico varia entre 1% e 8% a menor em relação ao sistema convencional, principalmente pela diferença de produtividade nos dois sistemas, indicando a necessidade de aliar as práticas mais sustentáveis do sistema orgânico à produtividades mais elevadas.

**Palavras-chave:** Análise do Ciclo de Vida, *Daucus carota L.*, Produção Orgânica, Sistemas de Cultivo.

**ABSTRACT** – Carrot is among the main vegetables produced in Brazil and evaluating the impact of production systems of this vegetable is essential for decision making aimed at sustainable development of agriculture and combating climate change. Thus, the objective of this study was to estimate greenhouse gas emissions and carbon footprint from carrot production in conventional systems

during two production seasons and organic systems. The Life Cycle Analysis methodology was used and two functional units were defined: one hectare of cultivation and one kilogram of carrot produced. The boundaries of the systems include the agricultural phase of production and the manufacture of inputs, materials and fuels used. In the conventional system, emissions were 3850.1 kg CO<sub>2</sub>e ha<sup>-1</sup> and 5412.5 kg CO<sub>2</sub>e ha<sup>-1</sup> in summer and winter, respectively. The lowest emissions occur in the organic production system, 2287.6 kg CO<sub>2</sub>e ha<sup>-1</sup>. The use of fertilizers and diesel were the largest contributors in both systems. Although in the organic production system the emissions associated with fertilizer use represent more than 40% of the total emitted, the origin of these fertilizers is organic. The carbon footprint for carrot production in an organic system varies between 1% and 8% lower than in the conventional system, mainly due to the difference in productivity in the two systems, indicating the need to combine the more sustainable practices of the organic system also with productivity gains.

**Keywords:** Life Cycle Analysis, *Daucus carota* L., Organic production, Crop Systems.

## 1 INTRODUÇÃO

Com o aumento da população, ao longo das últimas décadas, o grande desafio do setor agrícola tem sido o de garantir a segurança alimentar e atender à crescente demanda por alimentos (Zarei et al., 2019; Martin-Gorriz et al., 2020). Em relação a 2018, estima-se ser necessário o aumento de 50% da produção de alimentos em 2050 (FAO, 2018). Entretanto, para conseguir atender a tal expectativa, o setor realizou transformações gerando uma agricultura fundamentada no uso intensivo dos recursos naturais (solo e água) e também dos insumos fertilizantes, defensivos e combustíveis. Atualmente, devido à tais características, tem havido aumento considerável na preocupação do impacto deste modelo agrícola sobre as mudanças climáticas/aquecimento global (Tasca et al., 2017; Avadí, 2020).

A área colhida e a produção das hortaliças aumentaram em mais de 30% entre os anos de 2001 e 2021 (FAO, 2021). Esse setor também reflete o crescimento expressivo da agricultura nos últimos anos, despertando a mesma

preocupação com os impactos nas mudanças climáticas/aquecimento global. Assim, a caracterização do sistema produtivo das hortaliças, por meio de sua caracterização, torna possível reavaliar e planejar ações para minimizar tais impactos.

Para alcançar a sustentabilidade deste setor, estudos utilizando a análise do ciclo de vida (ACV) são fundamentais, pois consideram a compatibilidade entre os aspectos econômico, ambientais e sociais (Zarei et al., 2019; Winans et al., 2020; Martin-Gorriz et al., 2020; Pishgar-Komleh et al., 2020). Na produção de hortaliças, estudos de ACV têm sido realizados em diversos países e permitem quantificar o impacto da produção de hortaliças em uma região (Cellura et al., 2012; Antón et al., 2014; Martin-Gorriz et al., 2020, Winans et al., 2020), comparar o impacto entre sistemas de cultivo (dentro da fazenda) (Bartzas et al., 2015; Foteinis; Chatzisyneon, 2016; Zarei et al., 2019) e entre produtos importados e produzidos localmente (Payen et al., 2015; Tua et al., 2017).

O Brasil é um dos principais produtores de hortaliças no mundo (FAO, 2021), porém, são incipientes os estudos utilizando a ACV para avaliar a pegada de carbono dos produtos que compõem este setor, especificamente na produção de cenoura. A cenoura está entre as principais hortaliças produzidas no Brasil, ocupando mais de 22.000 hectares de cultivo e produção de 752.196 toneladas (ABCSEM, 2017). Determinar da pegada de carbono, utilizando a metodologia ACV, é um importante atributo na avaliação do impacto dos sistemas produtivos sobre o ambiente (Wiedmann e Minx, 2008) e pode contribuir para alcançar objetivos propostos pela Organização das Nações Unidas que visam o desenvolvimento sustentável, dentre os quais destaca-se o desenvolvimento sustentável da agricultura, consumo e produção ambientalmente responsáveis e o combate às mudanças climáticas (UN, 2015). Diante disso, a hipótese deste estudo foi que a ACV permite identificar detalhadamente se a intensidade dos impactos causados e as fontes emissoras de gases do efeito estufa associados a produção cenoura em sistema convencional, em duas épocas de produção, e orgânico.

O objetivo deste estudo foi, utilizando a metodologia ACV, estimar as emissões de gases de efeito estufa e pagada de carbono da produção de cenoura em sistemas convencional, em duas épocas, e em sistema orgânico.

## **2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Caracterização dos sistemas de produção de cenoura**

No estado de Minas Gerais, principal estado produtor, o plantio de cenoura ocupa mais de 5000 hectares na safra do verão e mais de 2000 hectares na safra de inverno (ANUÁRIO HF, 2023), enquanto no estado de São Paulo, o plantio ocupa, aproximadamente, 2465 hectares (IEA, 2022). A produção de cenoura em sistema convencional, é realizada de forma intensiva e mecanizada, enquanto no sistema orgânico é predominantemente de agricultura familiar, parcialmente mecanizado, em propriedades menores que 50 hectares.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima das regiões de produção nos estados de Minas Gerais e São Paulo é classificado como Aw (megatérmico: tropical com verão chuvoso e inverno seco), com temperaturas médias entre 14° e 31° C. A estação chuvosa ocorre entre outubro e abril e o período seco entre maio e setembro.

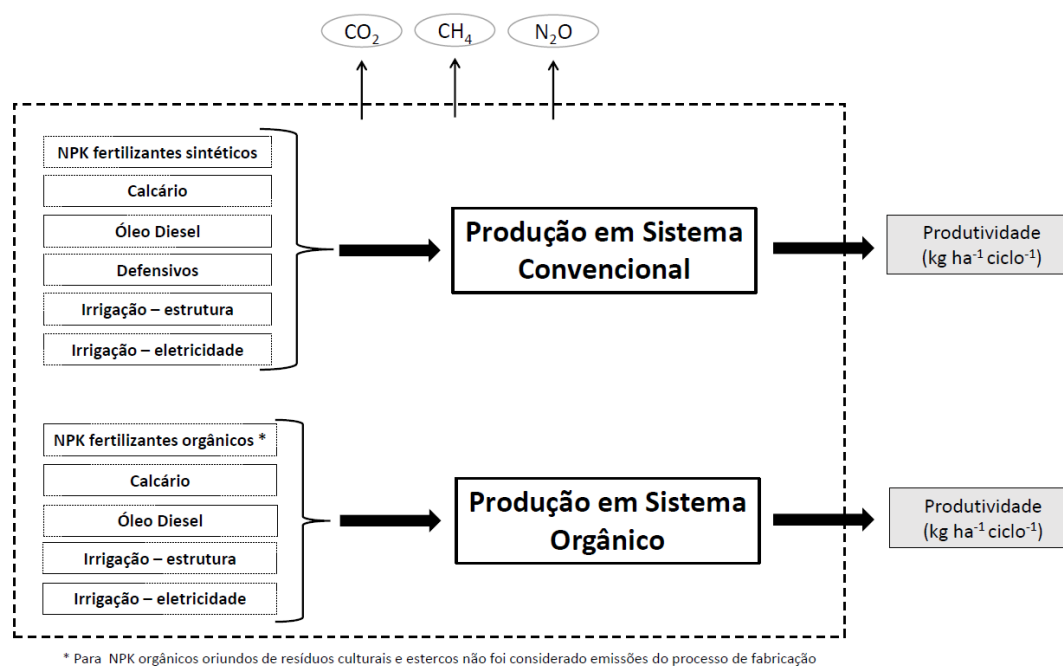
### **2.2 Análise do Ciclo de Vida – Unidades Funcionais e Limites do Sistema**

A metodologia de Análise do Ciclo de Vida (ACV), descrita nas ISO 14040 e 14044 (ISO, 2006a, b), foi utilizada para avaliar a emissão de gases de efeito estufa (GEE) e pegada de carbono em sistemas de cultivo convencional e orgânico de cenoura, nos estados de Minas Gerais e São Paulo, Brasil.

A unidade funcional (UF) é utilizada para normalizar os dados de entradas dos sistemas, permitindo a comparação entre diferentes produtos e serviços (ISO, 2006b). Foram escolhidas duas unidades funcionais para representar o impacto das emissões de GEE: um hectare (ha) de cultivo e um quilograma (kg) de cenoura produzida.

Os limites estabelecidos para o estudo abrangem a fase agrícola da produção de cenoura e a fabricação de insumos (Figura 1). Foram caracterizadas duas fases do sistema: Fase 1) Produção agrícola. Nesta fase quantificou-se a emissão direta GEE causada pela aplicação de fertilizantes (N fertilizante e calagem) e pelo uso de combustível (diesel) nas operações

realizadas durante o cultivo das hortaliças e Fase 2) Produção de matérias-primas. Nesta fase foram quantificadas as emissões de GEE originados pela fabricação (fora da fazenda) dos insumos fertilizantes (N, P, K, calcário), pesticidas (inseticidas, herbicidas e fungicidas), combustíveis (diesel), material da estrutura do sistema de irrigação e geração de energia consumida no sistema, maquinário.



**Figura 1.** Fluxograma para avaliação das emissões de gases do efeito estufa (GEE) e pegada de carbono de produção em sistema de cultivo convencional e orgânico de cenoura.

### 2.3 Inventário de Análise do Ciclo de Vida – Coleta de Dados

A coleta de informações sobre as entradas e saídas relevantes dos sistemas de cultivo avaliados (insumos, operações realizadas durante o ciclo de produção e produtividade) foi realizada mediante questionário e entrevista com produtores e técnico-responsáveis pela produção em propriedades rurais nos estados de Minas Gerais e São Paulo. Foi avaliada a produção de cenoura em sistema de produção convencional, em duas épocas do ano (verão e inverno), em uma propriedade de 6.688 hectares, sendo 923 hectares destinados à produção desta hortaliça. Para o sistema de produção orgânica, foram obtidos

dados de três propriedades, abrangendo área total de 12 hectares de produção de cenoura. Os dados corresponderam ao ano de cultivo 2020/2021 (Tabela 1).

No sistema convencional é realizado a rotação de culturas com o plantio de milho e brachiaria antecedendo o plantio da cenoura. O preparo do solo é realizado de forma convencional, com operações de subsolagem, gradagem, rolo nivelador e rotoencanteiradora. Os tratos culturais são realizados utilizando defensivos químicos (herbicidas, fungicidas e inseticidas) e na adubação da cultura é utilizado fertilizantes sintéticos e calagem (Tabela 1). As operações de semeadura, tratos culturais e colheita são realizadas de maneira mecanizada. O sistema de irrigação utilizado é o pivô central.

No sistema orgânico, também é realizada a rotação de culturas, porém utilizando milho, crotalaria juncea e outras hortaliças (alface, abobrinha, beterraba, vagem etc.). O preparo do solo é realizado com aração e operação para formação de canteiros (rotoencanteirador). São utilizados fertilizantes orgânicos (esterco bovino, Yorim Master® e Ekosil®) e restos culturais para adubação da cultura como fontes de NPK e calcário para a correção do solo. As operações para tratos culturais e colheita são realizadas de forma manual. A mesma adubação é aplicada nas diferentes épocas. Além disso, para irrigação da cultura é utilizado o sistema de aspersão (Tabela 1).

A produtividade média dos sistemas utilizada nos cálculos foram de 50000 e 65000 kg ha<sup>-1</sup> de cenoura no sistema convencional, nas épocas de verão e inverno, respectivamente, e 30000 kg ha<sup>-1</sup> no sistema orgânico.

**Tabela 1.** Valores médios dos inputs e materiais utilizados na produção de cenoura em sistema intensivo em duas épocas e em sistema orgânico.

Fonte	Características	Unidade	Convencional Verão	Convencional Inverno	Orgânico (Verão e Inverno)
N fertilizante (N)	Ureia, Formulados, Estercos, Resíduos culturais	kg ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	46,5	172,5	172,5
P fertilizante (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	Formulados e orgânicos	kg ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	546,0	554,0	192,5 °
K fertilizante (K <sub>2</sub> O)	Cloreto de potássio,	kg ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	430,5	468,5	120,6 °

	Formulados e orgânicos				
Calagem	Calcário dolomítico	kg ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	1178,6	1178,6	1700,0
<b>Pesticidas</b>					
Herbicidas (i.a) <sup>a</sup>	Metribuzim, Cletodim.	kg ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	1,1	1,1	-
Fungicida (i.a) <sup>b</sup>	Azoxistrobina, Hidroxido de Cobre, Microbiológicos etc.	kg ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	6,9	6,9	-
<b>Combustíveis</b>					
Diesel	Diesel utilizado nas operações com trator	L ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	415,0	421,8	136,0
Eletricidade	Eletricidade consumida pelo sistema de irrigação	kWh ha <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup>	483,6	649,1	88,3
<b>Estrutura Irrigação</b>					
Aço <sup>b</sup>	Aço galvanizado utilizado na estrutura do sistema	kg	10499,3	10499,3	-
Ferro <sup>b</sup>	Ferro utilizados no conjunto moto redutor e moto-bomba	kg	110,2	110,2	-
PVC <sup>b</sup>	Tubos de PVC utilizado para montagem da adutora	kg	1652,6	1652,6	808,5
Borrachas <sup>b</sup>	Borrachas de poliestireno utilizadas para revestimento da fiação elétrica	kg	1180,5	1180,5	-

<sup>a</sup> Ingrediente ativo

<sup>b</sup> Valores não amortizados. PVC - polivinil cloreto

<sup>c</sup> Cerca de 81% do P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e 83% K<sub>2</sub>O utilizados no sistema orgânico é proveniente do esterco bovino e, por se tratar de um resíduo, não foi considerado as emissões associadas a fabricação.

## 2.4 Avaliação do impacto do ciclo de vida

Os cálculos do das emissões de GEE foram realizados utilizando fatores associados aos insumos, materiais e energia utilizados em cada fase do processo de produção, de acordo com os limites estabelecidos neste estudo (Tabelas 2 e 3). Utilizou-se a metodologia do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2006) e, em alguns casos, fatores locais específicos (Tier 2). O total de GEE emitido foi calculado em termos de carbono equivalente (CO<sub>2</sub>eq), utilizando o potencial de aquecimento global do CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O iguais a 1, 27 e 273, respectivamente, em um período determinado de 100 anos (IPCC, 2021), de acordo com a seguinte Equação (5). A pegada de carbono para a produção de um quilograma de batata e tomate foi calculada utilizando a Equação (6).

$$GEE_{total} = \sum Input_{(j)} \times EF_{(j)} \times AC \quad (5)$$

$$CF = \frac{GEE_{total}}{TY} \quad (6)$$

Sendo, GEE<sub>total</sub> = emissão total de GEE no sistema (kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup>); j = input descritos na tabela 1 (unidade ha<sup>-1</sup> ou kg<sup>-1</sup>); EF<sub>(j)</sub> = fator de emissão (kg CO<sub>2</sub>eq unidade<sup>-1</sup>); AC = coeficiente de amortização baseado nos anos de vida do input (adimensional), quando aplicável; CF = pegada de carbono (kg CO<sub>2</sub>eq kg<sup>-1</sup> batata ou tomate); TY = produtividade total de batata ou tomate (kg ha<sup>-1</sup>).

**Tabela 2.** Fatores de emissão (E.F.) de gases de efeito estufa (GEE) utilizados para calcular as emissões de gases de efeito estufa na fase 1 de cultivo de cenoura definida neste estudo.

Input	Unidade	E.F. (kg CO <sub>2</sub> eq unidade <sup>-1</sup> )	Referência
<b>Fase 1</b>			
N fertilizante			
N aplicação	kg N	4,24	IPCC (2019)
N lixiviação	kg N	0,70	IPCC (2019)
N volatilização	kg N	0,56	IPCC (2019)
Ureia	kg	0,73	IPCC (2006)

Calcário	kg	0,476	IPCC <sup>a</sup> (2006)
Diesel (trator)	L	2,603	CETESB <sup>b</sup> (2018)

<sup>a</sup> Intergovernmental Panel on Climate Change (sigla em inglês).

<sup>b</sup> Companhia Ambiental do Estado de São Paulo.

**Tabela 3.** Fatores de emissão (E.F.) de gases de efeito estufa (GEE) utilizados para calcular as emissões de gases de efeito estufa na fase 2 de cultivo de cenoura definida neste estudo.

<b>Input</b>	<b>Unidade</b>	<b>E.F.</b> (kg CO <sub>2</sub> eq unidade <sup>-1</sup> )	<b>Referência</b>
<b>Fase 2</b>			
N fertilizante	kg N	3,97	Macedo et al. (2008)
P fertilizante	kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	1,13	Macedo et al. (2008)
K fertilizante	kg K <sub>2</sub> O	0,71	Macedo et al. (2008)
Calcário	kg	0,01	Macedo et al. (2008)
Fungicida	kg i.a <sup>a</sup>	11,94 – 27,39	Audsley et al. (2009)
Herbicida	kg i.a <sup>a</sup>	13,87 – 27,6	Audsley et al. (2009)
Diesel	L	0,581	Macedo et al. (2008)
Eletricidade - irrigação	kWh	0.043	MCTI (2022)
Estrutura irrigação <sup>b</sup>	kg	1,06 – 3,1	Posen et al. (2017)

<sup>a</sup> Ingrediente ativo.

<sup>b</sup> Materiais considerado nos cálculos foram aço galvanizado, ferro, polivinil cloreto (PVC) e borracha de poliestireno.

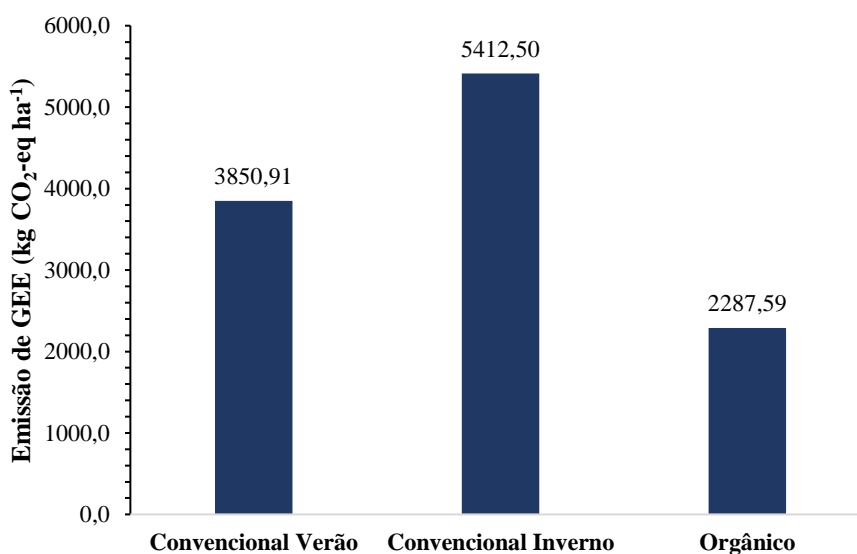
## 2.5 Amortizações

Nos cálculos de amortização do sistema de irrigação utilizado na produção convencional, baseado em informações de fabricantes, dimensionou-se o peso de um sistema de pivô central suficiente para irrigar uma área de 91 hectares. Os ciclos de vida foram de 20 anos para a estrutura de aço, 10 anos para o moto-redutor e motobomba, 5 anos para os tubos de polivinil cloreto (PVC) usados na adutora e 10 anos para as borrachas de poliestireno usadas nos revestimentos elétricos (Tabela 1). Para o sistema de produção orgânico, dimensionou-se um sistema de irrigação por aspersão, utilizando PVC para

fabricação de tubos e aspersores. Considerou o período de cinco anos de vida útil do sistema.

### 3 RESULTADOS

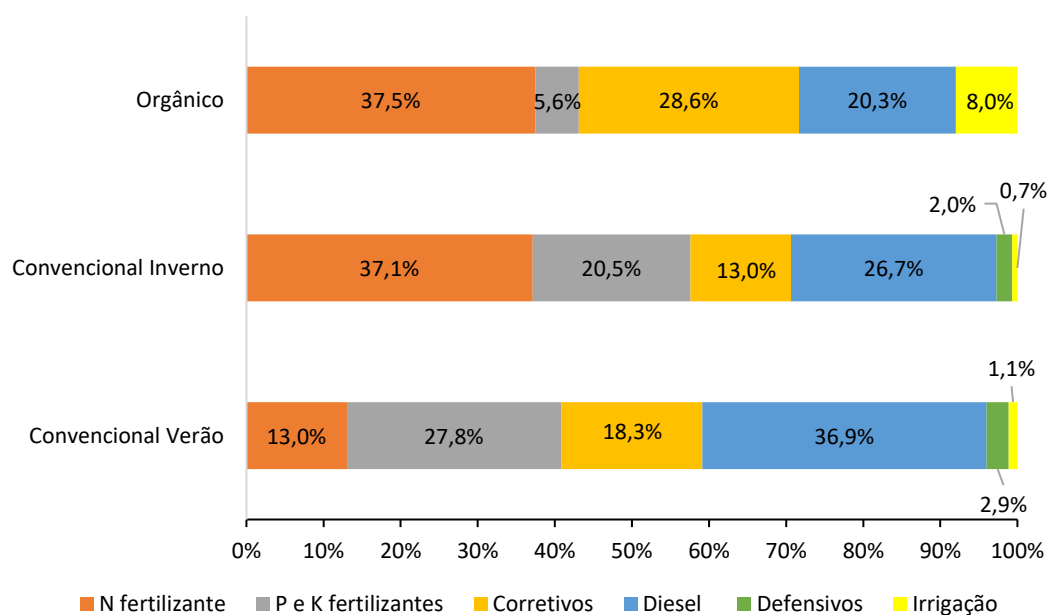
De acordo com os limites estabelecidos neste estudo, as emissões de gases do efeito estufa (GEE) para produção de cenoura em sistema convencional intensivo varia de acordo com a época de produção. As maiores emissões ocorrem na safra de inverno, cerca de 5412,5 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup>, enquanto na safra de verão as emissões são de 3850,9 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> (Figura 2). As menores emissões ocorrem no sistema de produção orgânica, cerca de 2287,6 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> (Figura 2). A diferença nas estimativas de emissões de GEE no sistema convencional, nas diferentes épocas, está associada a quantidade de fertilizantes aplicada, principalmente de N, pois no inverno são aplicadas maiores quantidades desse insumo (Tabela 1).



**Figura 2.** Emissões de gases de efeito estufa (GEE) para produção de cenoura em sistema cultivo convencional em duas épocas (verão e inverno) e em sistema orgânico.

Analisando a contribuição de cada *input* para as emissões de GEE nos sistemas avaliados, é possível observar que os fertilizantes nitrogenados são os principais contribuintes no sistema convencional de inverno, cerca de 37,1% do total, e no sistema orgânico, aproximadamente 37,5% do total (Figura 3). No

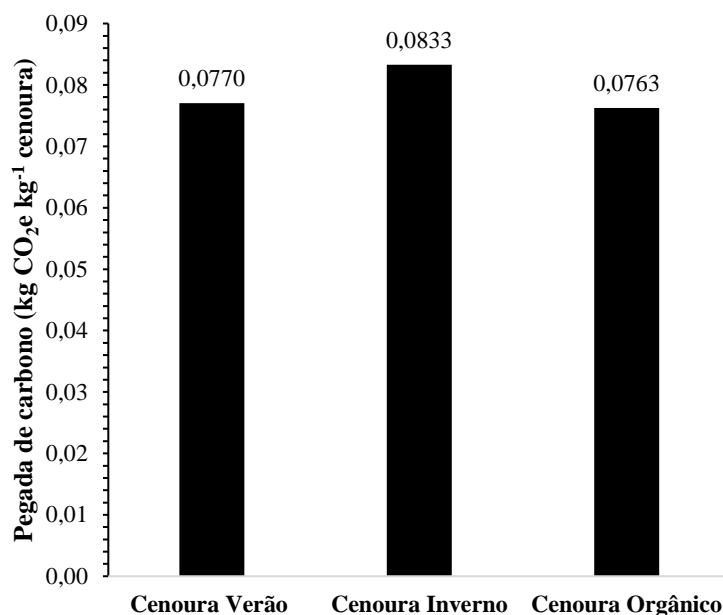
sistema convencional de verão o consumo de diesel pelo maquinário foi o principal contribuinte, cerca de 36,9% do total, enquanto a contribuição dos N fertilizantes foi de apenas 13% do total. O consumo de diesel foi o segundo *input* que mais contribuiu no sistema convencional de inverno com 26,7% e o terceiro no sistema orgânico com 20,3%. O uso de corretivos correspondeu a 28,6% das emissões no sistema orgânico, sendo o segundo maior contribuinte (Figura 3). Fertilizantes P e K contribuíram com 20,5% e 27,8% no sistema convencional de inverno e verão, respectivamente, enquanto no sistema orgânico a contribuição foi de 5,6% do total. Defensivos e a irrigação (consumo de eletricidade no sistema e estrutura) foram os que menos contribuíram nos sistemas convencionais de inverno e verão. No sistema orgânico, a irrigação (consumo de eletricidade no sistema e estrutura) contribuiu com 8,0% do total (Figura 3).



**Figura 3.** Porcentagem de contribuição de cada insumo, material e combustível no total das emissões de gases de efeito estufa (GEE) para produção de cenoura, em sistema cultivo convencional intensivo em duas épocas (verão e inverno) e em sistema orgânico.

A pegada de carbono para produção de cenoura é maior no sistema de produção convencional na safra de inverno, correspondendo a 0,0833 kg CO<sub>2</sub>eq kg<sup>-1</sup> de cenoura, enquanto na safra de verão os valores foram de 0,0770 kg CO<sub>2</sub>eq kg<sup>-1</sup> de cenoura (Figura 4). O sistema de cultivo orgânico tem a menor pegada de carbono para produção de cenoura, emitindo 0,0763 kg CO<sub>2</sub>eq kg<sup>-1</sup>

de cenoura, aproximadamente 8% a menor em relação ao sistema convencional na época de inverno (Figura 4).



**Figura 4.** Pegada de carbono para produção de cenoura, em sistema cultivo convencional intensivo em duas épocas (verão e inverno) e em sistema orgânico.

#### 4 DISCUSSÃO

Não foram encontrados estudos avaliando o impacto da produção de cenoura, em sistemas convencional e orgânico, nas emissões de GEE, no Brasil. Porém, avaliando o impacto da produção de outras hortaliças em sistema convencional (couve, espinafre e chicória), Pereira et al. (2022) verificaram que as emissões de GEE em sistema convencional de cultivo dessas hortaliças variaram de 1700 à 3348 t CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> ciclo<sup>-1</sup>. Os autores verificaram que o uso de fertilizantes foi a principal fonte contribuinte para as emissões de GEE, assim como nos resultados apresentados neste estudo (Figura 3).

É importante considerar que apesar de no sistema orgânico de produção as emissões associadas ao uso de fertilizantes representarem mais de 40% do total emitido, a origem desses fertilizantes é orgânica (resíduos culturais e esterco), diferentemente do sistema convencional, onde utiliza-se majoritariamente fertilizantes sintéticos. Além disso, a contribuição de um ciclo de produção no sistema orgânico é cerca de 40% e 57% menos intensivo em

emissões em relação ao sistema de produção convencional na época de verão e inverno, respectivamente (Figura 2). Tais resultados evidenciam que substituir fontes sintéticas de fertilizantes por fontes orgânicas pode ser uma estratégia de mitigação das emissões de GEE na produção de cenoura em sistema intensivo convencional. Outra estratégia a ser considerada é o uso mais eficiente dos fertilizantes nitrogenados, pois na produção de cenoura na época de verão, quando a aplicação de N fertilizantes foi menor em relação a época de inverno, a contribuição do N fertilizante reduziu em, aproximadamente, 25% no total GEE emitido (Figura 4).

Em ambos os sistemas avaliados, a substituição de diesel por fontes renováveis de combustíveis, como biodiesel ou utilização de tratores elétricos, também deve ser contemplada nas medidas para redução das emissões de GEE associadas a produção de cenoura. De acordo com Lagnelöv et al. (2021), o uso de tratores elétricos tem potencial de reduzir em 65% as emissões de GEE em relação aos tratores a combustão, o que contribuiria para redução de, aproximadamente, 913 a 940 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> das emissões de GEE associadas ao uso do diesel no sistema convencional de produção, no verão e inverno, respectivamente, e 308 kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> no sistema orgânico. Adicionalmente, Canabarro et al. (2023) verificaram que a substituição de diesel por biodiesel no Brasil reduziria em cerca de 66.8% das emissões de GEE, o que proporcionaria reduções semelhantes às citadas para os tratores elétricos.

Além do impacto nas emissões de GEE, as estratégias de redução e mitigação precisam contemplar os aspectos econômicos do sistema de produção. Ao se analisar a pegada de carbono, é possível observar que no sistema orgânico o valor foi 1% e 8% menor em relação ao sistema convencional, nas épocas de verão e inverno, respectivamente (Figura 4). Tais diferenças estão diretamente relacionadas à produtividade da cenoura, que chega a ser 66% e 116% maior no sistema convencional, nas épocas de verão e inverno, respectivamente, em relação ao sistema orgânico (Figura 3). Assim, apesar das menores emissões de GEE e pegada de carbono no sistema orgânico de produção, este também apresenta queda de produtividade, sendo necessário o desenvolvimento de mais pesquisas e tecnologias para que este sistema atenda a ambos os aspectos, ou seja maiores produtividade e menores emissões. Como demonstrado por Pereira et al. (2021), Pereira et al. (2022) e Cecílio Filho et al.

(2022), a utilização dos sistemas de consórcios proporciona melhor aproveitamento da área de produção, sendo alternativa viável para reduzir a pegada de carbono da produção de hortaliças, sem comprometer a produtividade das culturas.

Utilizando a metodologia ACV para avaliar o impacto da produção de cenouras irrigadas no semiárido do Brasil, Lopes et al. (2018) verificaram que a pegada de carbono para produção em sistema convencional de um quilograma de cenoura foi de  $0,12 \text{ kg CO}_2\text{eq kg}^{-1}$ , sendo o uso de fertilizantes e consumo de diesel as principais fontes contribuintes, assim como os resultados obtidos no presente estudo. Em revisão de literatura, Clune et al. (2017) observaram que a pegada de carbono para produção de cenoura variou de  $0,08$  a  $0,036 \text{ kg CO}_2\text{e kg}^{-1}$ . As variações da pegada de carbono em relação aos valores obtidos no presente estudo podem ser atribuídas a diferentes abordagens de ACV, incluindo limites estabelecidos para o estudo, localização geográfica e produtividade das culturas. Além disso, as incertezas associadas aos fatores de emissão e abordagem utilizadas são comuns nos estudos de ACV (Adewale et al. 2018) e também devem ser consideradas no presente trabalho.

## **5 CONCLUSÕES**

O uso de fertilizantes, principalmente os nitrogenados, e o consumo de diesel nas operações com o trator são as principais fontes contribuintes para as emissões de GEE associadas à produção de cenoura em sistema convencional, nas épocas de verão e inverno, e também no sistema orgânico. As estratégias para mitigar as emissões de GEE associadas à produção dessa hortaliça passa pela substituição de insumos fertilizantes sintéticos por fontes orgânicas ou melhor eficiência de utilização deste insumo, além da substituição de diesel por tratores elétricos ou movidos a biocombustíveis em um futuro próximo. A pegada de carbono para produção de cenoura em sistema orgânico varia entre 1% e 8% menor em relação ao sistema convencional, principalmente pela diferença de produtividade nos dois sistemas, indicando a necessidade de aliar as práticas mais sustentáveis do sistema orgânico também aos ganhos de produtividade.

## 6 REFERÊNCIAS

ABCSEM Associação Brasileira de Comércio de Sementes e Mudas (2017) **Mapeamento e Quantificação da Cadeira Produtiva das Hortaliças**. Brasília, 79 p.

Antón A, Torrellas M, Núñez M, Sevigné E, Amores MJ, Muñoz P, Montero JI (2014) Improvement of agricultural life cycle assessment studies through spatial differentiation and new impact categories: Case study on greenhouse tomato production. **Environmental Science and Technology** 48:9454–9462. <https://doi.org/10.1021/es501474y>

ANUÁRIO HF (2023) Moreira MM (Ed.) **HF Brasil**. Disponível em: <<http://www.hfbrasil.org.br>> Acesso em: 10 abr. 2023.

Adewale C, Reganold JP, Higgins S, Evans RD, Carpenter-Boggs L (2018) Improving carbon footprinting of agricultural systems: Boundaries, tiers, and organic farming. **Environmental Impact Assessment Review** 71:41–48. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.04.004>

Audsley E, Stacey K, Parsons DJ, Williams AG (2009) Estimation of the greenhouse gas emissions from agricultural pesticide manufacture and use., Cranfield: Cranfield University 20 p.

Avadí A (2020) Screening LCA of French organic amendments and fertilisers. **International Journal of Life Cycle Assessment** 25:698–718. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01732-w>

Bartzas G, Zaharaki D, Komnitsas K (2015) Life cycle assessment of open field and greenhouse cultivation of lettuce and barley. **Information Processing in Agriculture** 2:191–207. <https://doi.org/10.1016/j.inpa.2015.10.001>

Canabarro NI, Silva-Ortiz P, Nogueira LAH, Cantarella H, Maciel-Filho R, Souza GM (2023) Sustainability assessment of ethanol and biodiesel production in Argentina, Brazil, Colombia, and Guatemala. **Renewable and Sustainable Energy Reviews** 171:113019. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.113019>

Cecílio Filho AB, Nascimento CamilaS, Pereira BJ, Nascimento CarolinaS (2022) Nitrogen fertilisation impacts greenhouse gas emissions, carbon footprint, and agronomic responses of beet intercropped with arugula. **Journal of Environmental Management** 307:1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114568>

Cellura M, Longo S, Mistretta M (2012) Life Cycle Assessment (LCA) of protected crops: An Italian case study. **Journal of Cleaner Production** 28:56–62. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.021>

CETESB Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2018) **Relatório Emissões Veiculares**. Disponível em: <

<https://cetesb.sp.gov.br/veicular/relatorios-e-publicacoes/> >. Acesso em: 10 jun. 2022.

Clune S, Crossin E, Verghese K (2017) Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories. **Journal of Cleaner Production** 140:766–783. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.082>

FAO Food and Agriculture Organization (2018) Faostat crops database. Disponível em: <<http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>> Acesso em: 10 abr. 2023.

FAO Food and Agriculture Organization (2021) Faostat crops database. Disponível em: <<http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>> Acesso em: 01 dez. 2023.

Foteinis S, Chatzisyneon E (2016) Life cycle assessment of organic versus conventional agriculture. A case study of lettuce cultivation in Greece. **Journal of Cleaner Production** 112:2462–2471. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.075>

IEA Instituto de Economia Agrícola (2022) **Estatísticas da produção paulista**. Disponível em: <<http://www.iea.agricultura.sp.gov.br/out/index.php.>> Acesso em: 16 jul. 2023.

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2006) Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. In: **IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme**. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan, 664 p.

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2019) 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Calvo Buendia E, Tanabe K, Kranjc A, Baasansuren J, Fukuda M, Ngarize S, Osako A, Pyrozhenko Y, Shermanau P, Federici S (Eds). Published: IPCC, Switzerland.

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2021) Forster P, Storelvmo TK et al. The Earth's Energy Budget, Climate Feedbacks, and Climate Sensitivity. In: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Masson-Delmotte V., Zhai P. et al. (Eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 923–1054. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.009>.

ISO (2006a) International Organization for Standardization, Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework, Geneva, 22p.

ISO (2006b) International Organization for Standardization, Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines, Geneva, 46p.

Lagnelöv O, Larsson G, Larsolle A, Hansson PA (2021) Life Cycle Assessment of Autonomous Electric Field Tractors in Swedish Agriculture. **Sustainability** 13: 11285. <https://doi.org/10.3390/su132011285>.

Lopes J, Medeiros DL, Kiperstok A (2018) Combining cleaner production and life cycle assessment for reducing the environmental impacts of irrigated carrot production in Brazilian semi-arid region. **Journal Cleaner Production** 170:924–939. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.198>

Macedo IC, Seabra JEA, Silva JEAR (2008) Greenhouse gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: The 2005/2006 averages and a prediction for 2020. **Biomass and Bioenergy** 32:582–595. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.12.006>

Martin-Gorriz B, Gallego-Elvira B, Martínez-Alvarez V, Maestre-Valero JF (2020) Life cycle assessment of fruit and vegetable production in the Region of Murcia (south-east Spain) and evaluation of impact mitigation practices. **Journal of Cleaner Production** 265:1–14. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121656>

MCTI Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (2022) **Arquivos dos fatores médios de emissão de CO<sub>2</sub> grid mês/ano**. Disponível em: <<http://www.mctic.gov.br/mctic/opencms/index.html>> Acesso em: 28 jun. 2023

Payen S, Basset-Mens C, Perret S (2015) LCA of local and imported tomato: An energy and water trade-off. **Journal of Cleaner Production**. 87:139–148. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.09.007>

Pereira BJ, Cecílio Filho AB, La Scala N (2021) Greenhouse gas emissions and carbon footprint of cucumber, tomato and lettuce production using two cropping systems. **Journal of Cleaner Production** 282:124517. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124517>

Pereira BJ, Cecílio Filho AB, La Scala N, Figueiredo EB (2022) Greenhouse gas emissions and carbon footprint of collard greens, spinach and chicory production systems in Southeast of Brazil. **Frontiers in Plant Science** 13:1–12. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1015307>

Pishgar-Komleh SH, Akram A, Keyhani A, Sefeedpari P, Shine P, Brandao M (2020) Integration of life cycle assessment, artificial neural networks, and metaheuristic optimization algorithms for optimization of tomato-based cropping systems in Iran. **International Journal of Life Cycle Assessment** 25:620–632. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01707-6>

Posen ID, Jaramillo P, Landis AM, Griffin WM (2017) Greenhouse gas mitigation for U.S. plastics production: energy first, feedstocks later. **Environmental Research Letters** 12:1-12. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa60a7>

Tasca AL, Nessi S, Rigamonti L (2017) Environmental sustainability of agri-food supply chains: An LCA comparison between two alternative forms of production

and distribution of endive in northern Italy. **Journal of Cleaner Production** 140:725–741. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.170>

Tua C, Nessi S, Rigamonti L, Dolci G, Grosso M (2017) Packaging waste prevention in the distribution of fruit and vegetables: An assessment based on the life cycle perspective. **Waste Management and Research** 35:400–415. <https://doi.org/10.1177/0734242X16688259>

UN United Nations (2015) Sustainable Development Goals. Disponível em: <<https://www.un.org/sustainabledevelopment/>>. Acesso em: 10 abr. 2023.

Wiedmann T, Minx J (2008) A definition of carbon footprint. In: Ecological Economics Research Trends. **Nova Science Publishers**, Hauppauge NY, USA, 11p.

Winans K, Brodt S, Kendall A (2020). Life cycle assessment of California processing tomato: an evaluation of the effects of evolving practices and technologies over a 10-year (2005–2015) timeframe. **International Journal of Life Cycle Assessment** 25: 538–547. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01688-6>

Zarei MJ, Kazemi N, Marzban A (2019) Life cycle environmental impacts of cucumber and tomato production in open-field and greenhouse. **Journal of the Saudi Society of Agricultural Science** 18:249–255. <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2017.07.001>

## ANEXO I

## Questionário utilizado para coleta de dados

Questionário da produção de hortaliças - UNESP/FCAV			
<p>As informações fornecidas neste questionário serão utilizadas exclusivamente nos cálculos dos resultados do Projeto de Tese de Doutorado em Agronomia (Produção Vegetal) da UNESP/FCAV, campus de Jaboticabal, e em hipótese alguma serão utilizados para outros fins.</p> <p><i>Responsáveis</i>  <i>Breno de Jesus Pereira – Doutorando em Agronomia na UNESP/FCAV – (73) 99168-8088</i>  <i>Arthur Bernardes Cecílio Filho – Professor e Pesquisador na UNESP/FCAV</i>  <i>Newton La Scala Júnior – Professor e Pesquisador na UNESP/FCAV</i></p>			
Dados gerais			
Nome da propriedade			
Cidade / Estado			
Idade da propriedade			
Tipo de propriedade			Exemplo: Própria ou Arreandada
Área total da fazenda em ha?			
Declividade (%)		ou Declividade (em metros)	
Dados sobre a cultura estudada			
Produto (nome)	Ex: Batata, cenoura, cebola, alho, tomate, repolho.		
Área de produção (ha)			
Produtividade (t/ha)			
Quantos ciclos de cultivo são realizados por ano?			
Rotação de culturas (apenas culturas anteriores ao plantio da hortaliça na área)			
Cultura anterior			Exemplo: milho, soja, cana, etc..
% da area plantada com a cultura anterior (ha)			
Data da colheita			Exemplo: 30, 40, 15, etc. dias antes do plantio da hortaliça
Os resíduos culturais são incorporados no solo?			
Observações: Se houver mais de uma cultura anterior no ano, preencher para todas colocando / nas respostas - Exemplo: milho / soja			
Preparo do Solo			
Qual o tipo de solo da propriedade?			
Quais operações de preparo são realizadas?		Tempo gasto (h/ha)	Consumo de combustível (L/ha)
Aração?			

Gradagem?			
Formação de canteiros (leiras)?			
Aplicação de calagem?			
Outras operações? Quais?			
<b>Quantos preparos desses são realizados por ano?</b>			
<b>Quais os nomes (tipos) dos tratores/máquinas e equipamentos usados?</b>			
Observações: Se não souber o gasto de combustível para cada operação, colocar o valor total gasto em todas as operações. Exemplo: 50 L total			
<b>Cultura de cobertura (se houver plantio de culturas de cobertura)</b>			
<b>Nome da cultura</b>			
<b>Data do plantio</b>			
<b>Nome da semeadora (equipamento)</b>			*Se o plantio for manual, preencher 'Manual'
<b>Tempo gasto na operação (h/ha)</b>			*Se manual, preencher 'Manual'
<b>Consumo de combustível (L/ha)</b>			
<b>Data da incorporação no solo</b>			
<b>Plantio da horta/estudada</b>			
<b>Quantidades de sementes (kg/ha) ou mudas por ha</b>			
<b>Data do plantio (mês)</b>			
<b>Nome da semeadora (equipamento)</b>			*Se manual, preencher 'Manual'/ *Se transplantio, nome do equipamento
<b>Tempo gasto na operação (h/ha)</b>			*Se manual, preencher 'Manual'
<b>Consumo de combustível (L/ha)</b>			
<b>Nome do tipo de trator/máquina utilizado</b>			*Se manual, preencher 'Manual'
<b>Fertilizantes</b>			
<b>Quais os nomes dos fertilizantes ou formulados usados?</b>	<b>Quantidade (kg/ha)</b>		
Observações: Se usar calcário e fertilizantes orgânico, especificar o nome e a quantidade (Ex: calcário, esterco bovino, esterco de galinha...)			
<b>Data(s) de aplicação dos fertilizantes</b>			

Nome da adubadeira (equipamento)		*Se manual, preencher 'Manual'
Tempo gasto na operação (h/ha)		*Se manual, preencher 'Manual'.
Consumo de combustível (L/ha)		
Nome do tipo de trator/máquina utilizado		*Se manual, preencher 'Manual'
<b>Defensivos</b>		
Quais o tipo e o nome do defensivo usado? Ex: Herbicida / Diuron		Quantidade (L ou kg/ha)
Nome do pulverizador (equipamento)		*Se manual, preencher 'Manual'.
Tempo gasto na operação (h/ha)		*Se manual, preencher 'Manual'.
Consumo de combustível (L/ha)		
Nome do tipo de trator/máquina utilizado		*Se manual, preencher 'Manual'
<b>Irrigação</b>		
Quantidade de água utilizada no sistema (mm/dia) ou o tempo de irrigação (h/dia)		
Data(s) de irrigação (Ex: a cada 3 dias)		
Tipo do sistema de irrigação? Ex: pivô, aspersão, etc.		
<b>Colheita</b>		
Data da colheita (mês)		
Nome da colheitadeira (equipamento)		*Se a colheita for manual, preencher com 'Manual'
Tempo gasto na operação (h/ha)		*Se manual, preencher 'Manual'.
Consumo de combustível (L/ha)		
Nome do tipo de trator/máquina utilizado		*Se manual, preencher 'Manual'
Qual o destino de venda da colheita? Ex: indústria, atravessador, ceasa, etc.		
<b>Outros</b>		
São realizadas a operação de amontoa para batata?		
Nome do equipamento		*Se for manual, preencher com 'Manual'
Tempo gasto na operação (h/ha)		

Consumo de combustível (L/ha)		*Se manual, preencher 'Manual'..
Nome do tipo de trator/máquina utilizado		*Se manual, preencher 'Manual'.
<b>Resíduos da horta</b>		
Os resíduos culturais são incorporados no solo ou exportados?		
É utilizado mulching?		