Universidade Estadual Paulista

Rafaela Oliva Ponce

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO ORGÂNICO E CONVENCIONAL DA CANA-DE-AÇÚCAR: UM ESTUDO COMPARATIVO

Jaboticabal

2019

RAFAELA OLIVA PONCE

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO ORGÂNICO E CONVENCIONAL DA CANA-DE-AÇÚCAR: UM ESTUDO COMPARATIVO

Dissertação apresentada à Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", como exigência parcial para obtenção do grau de Mestre em Administração.

Especialidade: Gestão de Organizações Agroindustriais

Orientador: Prof. Dra. Andreia Marize Rodrigues

Coorientador: Prof. Dr. Newton La Scala Junior

Jaboticabal

2019

P792a

Ponce, Rafaela Oliva

Avaliação do Ciclo de Vida dos sistemas de produção orgânico e convencional da cana-de-açúcar: um estudo comparativo / Rafaela Oliva Ponce. -- Jaboticabal, 2019

83 f. : tabs.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal

Orientadora: Andreia Marize Rodrigues

Coorientador: Newton La Scala Junior

1. Sustentabilidade. 2. Cana-de-açúcar Cultivo. 3. Sistema de gestão ambiental. 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.

Rafaela Oliva Ponce

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO ORGÂNICO E CONVENCIONAL DA CANA-DE-AÇÚCAR: UM ESTUDO COMPARATIVO

Esta dissertação foi julgada e aprovada para a obtenção do grau de Mestre em Administração no Programa de Pós-Graduação em Administração da Universidade Estadual Paulista.

Jaboticabal, 23 de agosto de 2019.

_____

Profa. Dra. Andreia Marize Rodrigues (Orientador)

Professor Assistente Doutor, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, câmpus Jaboticabal, Universidade Estadual Paulista.

_____

Prof. Dr. Otávio José de Oliveira (Examinador Interno)

Professor Associado III, Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá, câmpus Guaratinguetá, Universidade Estadual Paulista.

_____

Pesquisador Dr. Ricardo de Oliveira Bordonal (Examinador Externo)

Pesquisador, Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol, Campinas, SP.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Jaboticabal

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO ORGÂNICO E CONVENCIONAL DA CANA-DE-AÇÚCAR: UM ESTUDO COMPARATIVO

AUTORA: RAFAELA OLIVA PONCE
ORIENTADORA: ANDREIA MARIZE RODRIGUES
COORIENTADOR: NEWTON LA SCALA JUNIOR

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em ADMINISTRAÇÃO, especialidade: Gestão de Organizações Agroindustriais pela Comissão Examinadora:

Profa. Dra. ANDREIA MARIZE RODRIGUES
Departamento de Economia, Administração e Educação / FCAV / UNESP - Jaboticabal

Prof. Dr. OTAVIO JOSE DE OLIVEIRA (Videoconferência)
Departamento de Engenharia de Produção / FEG / UNESP - Guaratinguetá

Pesquisador Dr. RICARDO DE OLIVEIRA BORDONAL
CTBE/CNPEM / Campinas/SP

Jaboticabal, 23 de agosto de 2019

Agradecimentos

Sou muito grata por ter tido a oportunidade de contar com o auxílio de tantas pessoas especiais:

Agradeço inicialmente à minha família por todo o apoio recebido. Ao meu marido Danilo, meu companheiro de vida, que sempre faz de tudo para que eu consiga realizar meus sonhos. À minha filha, Clarissa, por ter me feito descobrir uma força que eu nem sonhava ter. Aos meus pais, Ivone e Carlos, por me ensinarem a importância da educação e do conhecimento. Aos meus sogros, Rita e Sebastião, por toda a ajuda com minha filha, permitindo que eu me dedicasse às atividades do mestrado.

À minha orientadora, Andreia, pelo aprendizado proporcionado e pelo carinho comigo e com minha família.

Ao meu coorientador, Newton, pela disponibilidade, dedicação e por ter aberto as portas necessárias para a realização deste trabalho.

À FCAV e seus servidores, que me acolheram e contribuíram para minha formação profissional e pessoal.

Ao Laboratório Nacional de Biorrenováveis (LNBR) por ter disponibilizado as instalações da Biorrefinaria Virtual de Cana-de-açúcar para condução da pesquisa.

Ao Instituto Federal de São Paulo (IFSP) pelo auxílio financeiro durante a realização do mestrado. Ao meu coordenador e grande amigo Márcio por todo o apoio que eu precisei.

Aos amigos que fiz no mestrado, principalmente Fernando, que foi meu apoio psicológico e ajudou a tornar essa jornada mais leve, e Jorge, que me auxiliou nas análises estatísticas.

Aos professores Eduardo Barretto de Figueiredo, Otávio José de Oliveira e Ricardo Bordonal pelas contribuições dadas nas bancas de qualificação e defesa.

A todos, que direta ou indiretamente, contribuíram para essa conquista.

"Ah, tem uma repetição, que sempre outras vezes em minha vida acontece. Eu atravesso as coisas – e no meio da travessia não vejo! – só estava era entretido na ideia dos lugares de saída e de chegada. Assaz o senhor sabe: a gente quer passar um rio a nado, e passa; mas vai dar na outra banda é num ponto muito mais em baixo, bem diverso do que em primeiro se pensou. Viver não é muito perigoso?"

João Guimarães Rosa
In: Grande Sertão: Veredas

Resumo

Objetivo

O objetivo geral deste trabalho consiste no estudo comparativo dos impactos ambientais potenciais em sistemas de produção orgânico e convencional de cana-de-açúcar, utilizando a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

Metodologia / Procedimentos de Pesquisa

A pesquisa classifica-se como de abordagem quantitativa, utilizando-se de ferramentas padronizadas e neutras. Foi realizado levantamento bibliográfico de temas que permeiam a construção teórica da metodologia de ACV bem como dos processos agrícolas de produção da cana convencional e orgânica. A estrutura de realização da ACV segue as normas preconizadas pela norma ISO 14040. Para a Avaliação do Inventário do Ciclo de Vida (AICV) foi selecionado o método ReCiPe e são consideradas as categorias de impacto Mudanças climáticas, Depleção do ozônio estratosférico, Toxicidade humana, Acidificação terrestre, Eutrofização de água doce, Ecotoxicidade terrestre, Ecotoxicidade de água doce, Uso de terra agrícola e Depleção de recursos fósseis. Na construção dos inventários e na análise dos dados foi utilizada a ferramenta Biorrefinaria Virtual de Cana-de-Açúcar (BVC) do Laboratório Nacional de Biorrenováveis (LNBR).

Resultados e Discussões

Para a unidade funcional considerada neste trabalho, quer seja de 1 tonelada de cana-de-açúcar, a lavoura orgânica apresenta menor impacto ambiental nas categorias Toxicidade Humana e Ecotoxicidade Terrestre; porém, este sistema produtivo apresenta impactos superiores ao sistema convencional nas demais categoria consideradas. No entanto, é importante destacar a influência da variável produtividade e da escolha da unidade funcional, uma vez que este estudo constatou que os valores das categorias de impacto estão fortemente relacionados à produtividade do sistema ao se utilizar a unidade funcional em termos de produto (cana-de-açúcar). Quando foi realizada comparação utilizando-se a unidade de área, foi possível perceber que os impactos dos dois sistemas são muito semelhantes, exceto para as categorias de Toxicidade Humana e Ecotoxicidade Terrestre, que permanecem mais baixas na lavoura orgânica. Em relação aos aspectos ambientais que contribuem para as categorias de impacto, percebe-se que as grandes participações provém das cadeias produtivas do diesel, dos tratores e dos implementos agrícolas, ou seja, elementos relacionados à mecanização da lavoura. No caso das categorias Toxicidade humana e Ecotoxicidade terrestre, as emissões de metais resultantes da utilização dos fertilizantes sintéticos representaram uma parcela significativa dos resultados. Em estudos futuros recomenda-se abordar com maior profundidade as questões da biodiversidade e do estoque de carbono do solo.

Implicações Gerenciais

Os resultados obtidos podem contribuir para a tomada de decisão nos processos relacionados à Gestão Ambiental do setor sucroenergético.

Originalidade

A originalidade do estudo está relacionada à ausência de pesquisas em ACV que tenham explorado a comparação entre a agricultura convencional e orgânica de cana-de-açúcar no Brasil.

Palavras-chaves: ACV, sustentabilidade, cana-de-açúcar, orgânico, produção agrícola.

Abstract

Purpose

The objective of this study is the comparative estimation of potential environmental impacts in organic and conventional sugarcane production systems, through Life Cycle Assessment (LCA).

Design/methodology

The research is classified as a quantitative approach, using standardized and neutral tools. A literature review was carried out on topics that permeate the theoretical construction of LCA methodology, as well as the agricultural processes of conventional and organic sugarcane production. The structure of LCA follows the standards recommended by the ISO 14040 standard. For LCIA, the ReCiPe method was selected and the impact categories considered are Climate change, Stratospheric ozone depletion, Human toxicity, Terrestrial acidification, Freshwater eutrophication, Terrestrial ecotoxicity, Freshwater Ecotoxicity, Agricultural land use and Fossil depletion. The tool Biorrefinaria Virtual de Cana-de-Açúcar (BVC) of the Laboratório Nacional de Biorrenováveis (LNBR) was used In the construction of inventories and data analysis.

Findings and Discussions

For the functional unit of 1 tonne, organic farming has a lower environmental impact in the categories Human Toxicity and Terrestrial Ecotoxicity, but has greater impacts in the other categories. The influence of productivity and the choice of the functional unit are highlighted. The values of impact categories are strongly related to the productivity of the system when considering the functional unit in terms of product. When comparing results in terms of area, it was possible to note that the impacts in both systems are very similar, except for the categories of Human Toxicity and Terrestrial Ecotoxicity which remained lower in organic farming. Regarding the sources that contribute the most to the impact categories, large participation comes from diesel, tractors and agricultural implements production chains, which are elements related to the agricultural mechanization. In the case of the categories Human Toxicity and Terrestrial Ecotoxicity, the metals emissions resulting from the use of synthetic fertilizers represented a significant portion of the results. In future studies it is recommended to address in greater depth the issues of biodiversity and soil carbon stock.

Management Implication

Results obtained can contribute to decision making in processes related to the Environmental Management of the sugarcane industry.

Originality

Originality of the study is related to the lack of research in LCA exploring the comparison between conventional and organic sugarcane production in Brazil.

Keywords: LCA, sustainability, sugarcane, organic, agricultural production.

Lista de Abreviaturas

ACV - Avaliação do Ciclo de Vida
AICV - Avaliação de impacto do ciclo de vida
ALO - Uso de terra agrícola
BVC - Biorrefinaria Virtual de Cana
CC - Mudanças climáticas
FD - Depleção de recursos fósseis
FEC - Ecotoxicidade de água doce
FEU - Eutrofização de água doce
GEE - Gases de Efeito Estufa
HT - Toxicidade humana
IPCC - Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
LNBR - Laboratório Nacional de Biorrenováveis
OD - Depleção do ozônio
ONU - Organização das Nações Unidas
TA - Acidificação terrestre
TE - Ecotoxicidade terrestre
Ufscar - Universidade Federal de São Carlos

Lista de Quadros

Quadro 1. Exemplo dos conceitos. 33
Quadro 2. Métodos de AICV e suas categorias de impacto de abrangência global. 34
Quadro 4. Caracterização dos sistemas abrangidos pelo estudo. 46
Quadro 5. Insumos aplicados nos sistemas de produção do estudo (em quantidade aplicada por hectare por ano). 46
Quadro 6. Resultados da avaliação de impactos do ciclo de vida (unidade funcional: 1 tonelada de cana). 51
Quadro 7. Valores de P-valor e R^2 obtidos na análise de regressão. 64
Quadro 8. Resultados da avaliação de impactos do ciclo de vida (unidade funcional: 1 hectare). 67
Quadro 9. Inventário de emissões provenientes da utilização de fertilizantes e corretivos (unidade funcional: 1 hectare). 78
Quadro 10. Inventário de emissões provenientes da utilização de defensivos agrícolas. 78
Quadro 11. Inventário de emissões provenientes do transporte de cana. 79
Quadro 12. Inventário de emissões provenientes do transporte de insumos. 80
Quadro 13. Inventário de emissões provenientes do transporte de vinhaça. 81

Lista de Gráficos

Gráfico 1. Participação das principais fontes de impacto nas categorias. 54
Gráfico 2. Fontes das emissões provenientes de calcário, fertilizantes e resíduos culturais na categoria Mudanças Climáticas. 56
Gráfico 3. Participação das principais fontes de emissões provenientes do uso de fertilizantes na categoria Toxicidade Humana. 59
Gráfico 4. Participação das principais fontes de emissões provenientes do uso de fertilizantes na categoria Ecotoxicidade terrestre. 61
Gráfico 5. Dispersão dos valores das categorias Mudanças climáticas e Depleção de recursos fósseis versus valores de produtividade de cana. 64
Gráfico 6. Dispersão dos valores de produtividade versus resultados da categoria Toxicidade Humana. 65
Gráfico 7. Dispersão dos valores de produtividade versus resultados da categoria Ecotoxicidade Terrestre. 65

Sumário

1.1. Objetivos 16
1.2. Justificativas 16
1.3. Estrutura do trabalho 17
1. REVISÃO TEÓRICA E DE LITERATURA 18
2.1. Aspectos de produção de cana convencional e orgânica 18
2.1.1. Etapas do processo de produção convencional da cana 18
2.1.2. Etapas do processo de produção orgânico da cana 20
2.2. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) 25
2.2.1. O Pensamento do Ciclo de Vida 25
2.2.2. ACV: definição e estrutura 26
2.2.3. ACV: vantagens e desvantagens da metodologia 30
2.2.4. Métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) 32
2.2.5. ACV na produção agrícola 36
2.2.6. ACV na produção de cana-de-açúcar 40
2. MATERIAIS E MÉTODOS 44
2.1. Etapas da pesquisa 44
3.1.1. Revisão bibliográfica 44
3.1.2. Levantamento bibliográfico dos processos de produção de cana convencional e orgânica 45
3.1.3. Aplicação da metodologia de ACV 45
3. RESULTADOS E DISCUSSÕES 50
3.1. Resultados da ACV 50
4.1.2. Etapa 2: Análise de inventário 50
4.1.4. Etapa 4: Interpretação 55
4.2. Incertezas associadas às premissas 63
4.2.1. Produtividade 63
4.2.2. Escolha da unidade funcional 66
4.2.3. Biodiversidade 67
4.3. Implicações gerenciais 68
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS 70
REFERÊNCIAS 72
APÊNDICES 78

1. INTRODUÇÃO

O crescimento acelerado da população mundial nas últimas décadas expandiu a demanda por alimentos, combustíveis, fibras e forragem, levando a um aumento na pressão sobre os recursos naturais (BORDONAL et al., 2018). Na tentativa de se atender a esta demanda crescente, a intensificação da agricultura foi baseada, em grande parte, na utilização de insumos diversos como fertilizantes e defensivos sintéticos, o que resultou em altos níveis de produtividade. Porém, o uso ineficiente desses insumos levou a impactos negativos ao ambiente, já que muitos resíduos ultrapassaram os limites desejáveis (HALBERG et al., 2012).

Ademais, outras práticas utilizadas na produção agrícola têm contribuído para problemas ambientais como a emissão de gases de efeito estufa, perdas na fertilidade do solo, redução da biodiversidade, diminuição da disponibilidade de água e a liberação de elementos poluentes que afetam os ecossistemas aquáticos (NOTARNICOLA et al., 2017).

Frente a esse cenário, a Organização das Nações Unidas (ONU) estima que até 2050 a população mundial deve atingir 9,6 bilhões de pessoas e que, mantendo os mesmos padrões de consumo e produção que existem hoje, seriam necessários três planetas para prover os recursos naturais necessários para assegurar a sobrevivência de todos (ONU, 2015).

Torna-se evidente, portanto, a necessidade de revisão, racionalizando as práticas produtivas utilizadas na agricultura, buscando soluções mais sustentáveis e que sejam viáveis e adequadas para atingir os dezessete Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU até 2030 (ODS´s, ONU, 2015). A despeito da agricultura não ser a única fonte de emissão de resíduos para o meio ambiente, existe potencial para que suas atividades reduzam emissões e, também contribuam na sua mitigação, como, por exemplo, no caso do sequestro de carbono no solo e biomassa (ADEWALE et al., 2016).

Ademais, algumas práticas que já são adotadas na agricultura convencional como plantio direto, rotação de culturas e manejo integrado de pragas, são apontadas como mais sustentáveis do ponto de vista ambiental e possíveis de serem implantadas, em alguns casos, sem que haja prejuízos a produtividade ou aumento de custos (BRASIL, 2017).

Neste cenário, a agricultura orgânica, que dentre seus vários princípios recomenda a não utilização de insumos externos como defensivos e fertilizantes sintéticos, também desponta como uma alternativa para a minimização dos impactos

causados ao meio ambiente, já que estimula a reutilização de resíduos produzidos no próprio local de produção e práticas conservacionistas, como aquelas que garantem a preservação da biodiversidade do solo, com o foco em manter ou aumentar os níveis de produtividade (ORMOND et al., 2002; MEIER et al., 2015). A despeito de todos os esforços, faltam estudos que quantifiquem os impactos das práticas adotadas na agricultura orgânica, quando se considera as emissões para o solo, atmosfera e meios aquáticos, por exemplo.

Atualmente a agricultura orgânica está presente em apenas 1% do total mundial de áreas agrícolas, o que representa 58 milhões de hectares. Apesar de proporcionalmente ser um valor ainda baixo, na comparação com o ano de 1999 tem-se um crescimento de 47 milhões de hectares, ou 425%. O Brasil possui mais de 1,5 milhão de hectares cultivados com produção orgânica, incluindo as áreas de conversão, o que posiciona o país como o 12º de maior extensão na produção orgânica (FIBL & IFOAM, 2017).

A Despeito de não existirem estatísticas oficiais para a produção orgânica no Brasil, estima-se que os principais produtos sejam a soja, as hortaliças e o café. Destaca-se a participação da cultura da cana-de-açúcar, pois o país é o principal exportador de açúcar orgânico (FIBL & IFOAM, 2017; BRASIL, 2018).

Com relação ao cultivo da cana-de-açúcar orgânica, as primeiras lavouras foram certificadas no Brasil em 1997 no estado de São Paulo. Desde então, houve uma expansão tanto na extensão dos canaviais orgânicos, quanto na quantidade de usinas que produzem o açúcar orgânico (ROSSETTO, 2004). Apesar da certificação orgânica atestar que algumas práticas sustentáveis são adotadas no cultivo da cana, ainda são necessários estudos que busquem sanar as lacunas que ainda existem no entendimento se a produção orgânica realmente gera menos impactos ao meio ambiente, já que se trata de uma cultura bastante questionada do ponto de vista ambiental (BORDONAL et al., 2018).

Assim, é interessante que sejam conduzidos trabalhos que, utilizando-se de ferramentas como as Avaliações de Desempenho Ambiental (ADA) possibilitem a melhor compreensão dos fatores envolvidos nestes sistemas de produção, bem como permitam determinar os impactos ambientais causados por cada um dos sistemas produtivos de forma que estratégias de mitigação possam ser delineadas.

Nesse sentido, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), definida pela ISO 14040 como uma ferramenta que permite compilar e avaliar as entradas, saídas e impactos ambientais potenciais que permeiam um produto ao longo do seu ciclo de vida, pode ser

vista como uma ferramenta quantitativa que pode contribuir para a definição de indicadores que auxiliem na elucidação de tais questionamentos, já que possibilita mensurar as entradas de materiais e saídas de emissões de um determinado sistema de produto relacionando-as com categorias de impacto ambiental (ABNT, 2009). Além disso, é uma metodologia que pode ser utilizada em estudos comparativos, o que permite confrontar os resultados encontrados em diferentes sistemas produtivos.

1.1. Objetivos

O objetivo geral deste trabalho consiste no estudo comparativo dos impactos ambientais potenciais em sistemas de produção orgânico e convencional de cana-de-açúcar utilizando a ferramenta ACV.

Como objetivos específicos, tem-se:

a) Realizar o inventário quantitativo dos insumos e das emissões de cada um dos sistemas produtivos;
b) Realizar o cálculo e posterior análise dos impactos ambientais de cada sistema de acordo com categorias de impacto relevantes na produção de cana-de-açúcar tendo como unidade funcional 1 tonelada de cana;
c) Analisar a sensibilidade das categorias de impacto quando da alteração da unidade funcional escolhida para 1 hectare de cana-de-açúcar;
d) Analisar, para cada indicador de impacto ambiental, a influência da produtividade estimada para os sistemas de produção orgânica e convencional.

1.2. Justificativas

A realização deste estudo justifica-se pela necessidade de se comparar os impactos potenciais ocasionados pelos sistemas de produção convencional e orgânico da cana-de-açúcar a fim de se verificar se a adoção das práticas preconizadas pela agricultura orgânica, se reflete na redução dos impactos ao meio ambiente.

A utilização de fertilizantes e defensivos sintéticos tem sido um dos fatores responsáveis por ganhos de produtividade nas lavouras, principalmente quando se observa a partir da década de 1950. Porém a utilização destes insumos também aumentou a pressão sobre os recursos naturais. Assim, a agricultura orgânica surgiu como uma possível resposta para este problema, tentando reduzir impactos através da diminuição do uso de insumos sintéticos e utilização de práticas que respeitassem o meio ambiente (MONDELAERS et al., 2009).

Todavia, ainda não existe consenso de que a agricultura orgânica possa mesmo ser considerada mais sustentável, o que demanda que mais pesquisas sejam conduzidas com foco neste sistema de produção (ADEWALE et al., 2018; MEIER et el., 2015).

Para tanto, a ACV se mostra uma ferramenta adequada devido à sua característica quantitativa. Além disso é reconhecida internacionalmente por fazer parte da série de normas ISO 14040 e possibilita visualizar os insumos e emissões potenciais que estão envolvidos em um sistema de produto e os impactos relacionados, possibilitando a tomada de decisões no sentido de minimizar os impactos ou impedir que eles ocorram (ABNT, 2009).

Em adição, buscas realizadas nas bases de pesquisa Web of Science e Scopus no primeiro semestre de 2018 utilizando as palavras-chave "*life cycle assessment* AND *sugarcane*", "*LCA* AND *sugarcane*", "*LCA* AND *sugarcane* AND *organic*" entre os anos de 2008 e 2018 demonstraram a ausência de pesquisas que explorem a comparação dos impactos ambientais potenciais ocasionados pelos sistemas de produção convencional e orgânico da cana-de-açúcar no Brasil. Os trabalhos que foram encontrados abordando esta cadeia produtiva tem foco principalmente na produção industrial ou na produção agrícola convencional, reforçando a existência de uma lacuna de trabalhos existentes no contexto da produção orgânica.

1.3. Estrutura do trabalho

Levando em consideração o objetivo desta pesquisa, este trabalho será estruturado em cinco capítulos, a contar com esta introdução.

O segundo capítulo apresenta a revisão teórica e de literatura dos principais temas que embasam este trabalho, quais sejam o pensamento do ciclo de vida, as definições e conceitos que permeiam a ACV, além dos processos produtivos do cultivo da cana-de-açúcar e os conceitos envolvidos na agricultura orgânica e o cultivo orgânico da cana-de-açúcar. O terceiro capítulo descreve o método de pesquisa a ser utilizado na pesquisa e as etapas do trabalho. No quarto capítulo são apresentados e discutidos os resultados da pesquisa. E, por fim, no quinto capítulo são traçadas as considerações finais deste estudo.

1. REVISÃO TEÓRICA E DE LITERATURA

Nesta seção são apresentados os embasamentos teóricos que permearam a realização desta pesquisa. Inicialmente são apresentados os principais aspectos envolvidos nos processos produtivos da cana-de-açúcar nos sistemas de produção convencional e orgânico. Após, é feita uma revisão teórica de conceitos relacionados com a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), bem como dos principais temas a serem observados quando é realizado um estudo de ACV em sistemas agrícolas e, mais especificamente, no setor sucroenergético.

2.1. Aspectos de produção de cana convencional e orgânica

A cana-de-açúcar é uma cultura semi perene que apresenta produtividade média de 80 toneladas por hectare. Diversos fatores podem influenciar este rendimento, dentre eles estão o clima e o tipo de solo, variedade da cana, tipos de insumos utilizados e as técnicas de manejo empregadas (CARDOSO et al., 2018).

Dessa forma, conhecer os processos produtivos que permeiam uma cadeia é de extrema importância para auxiliar no momento em que é realizada a caracterização de um caso específico ou da realidade de alguma região.

2.1.1. Etapas do processo de produção convencional da cana

Inicialmente é realizado o preparo do solo. Para tanto podem ser conduzidas três técnicas diferentes: a convencional, na qual existe o uso intensivo de arados, grades e subsoladores; o cultivo mínimo, no qual se utiliza apenas uma gradagem para destruir a soqueira e nivelar o terreno; e o plantio direto, em que a soqueira pode ser destruída química ou fisicamente. Depois é realizada a sulcação, mantendo sempre a palha no campo (DA SILVA et al., 2015).

Antes de iniciar a fase do plantio, o produtor deve realizar o planejamento da produção de mudas ou buscar um fornecedor no mercado. Inicialmente, vale esclarecer que a cana pode ser plantada em três épocas diferentes, configurando os seguintes sistemas (ROSSETTO; SANTIAGO, 2018):

a) Sistema de ano e meio: plantio ocorre entre janeiro e março, sob boas condições edafoclimáticas para a planta, favorecendo seu desenvolvimento e reduzindo a incidência de doenças nos toletes. Nos três primeiros meses a cana se desenvolve, apresentando crescimento lento durante o inverno e vegetando entre setembro e abril. Depois, quando completa de 16 a 18 meses, a planta amadurece.

b) Sistema de ano: a cana é plantada entre outubro e novembro. Nesse caso a produtividade da cana é menor e o plantio pode ser mais complicado pois sobra menos tempo após a colheita para o preparo do solo, além de ocorrer em uma época mais chuvosa. Portanto, recomenda-se sua utilização em uma área restrita. Porém, a vantagem deste tipo de sistema reside na otimização do uso de máquinas e mão-de-obra.

c) Plantio de inverno: neste caso o plantio é realizado no período de estiagem com o auxílio da umidade fornecida pela torta de filtro e uso de irrigação.

Assim, depois de escolhido o sistema ideal para a realidade do produtor, é feita a sistematização, divisão da área em talhões e alocação dos carreadores. O plantio consiste nas etapas de corte de mudas, distribuição no sulco, corte dos colmos em pedaços menores dentro do sulco e cobertura (ROSSETTO; SANTIAGO, 2018).

O plantio pode ser manual ou mecanizado. No plantio manual ou semi-mecanizado, inicia-se pela sulcação mecanizada realizada em conjunto com a aplicação de defensivos e fertilizantes. Após, as mudas são distribuídas manualmente nos sulcos, cortadas em pedaços que contenham três gemas, e cobertas mecanicamente (SANTIAGO; ROSSETTO, 2014).

Já no plantio mecanizado pode-se utilizar a plantadora semi-mecanizada, em que dois trabalhadores ficam na carroceria do caminhão direcionando as mudas para o corte e distribuição pela máquina, ou pode ser usado o plantio totalmente mecanizado em que as mudas cortadas e picadas pela colhedora são distribuídas pela plantadora juntamente com o adubo e defensivo, se necessário (SANTIAGO; ROSSETTO, 2014).

Normalmente, no Brasil, após o plantio inicial, são realizados cinco cortes ou colheitas. Dependendo da variedade escolhida e de condições de clima e solo, é possível realizar mais colheitas. No primeiro ciclo, a lavoura é denominada cana-planta e, a partir do segundo ciclo, cana-soca ou cana de segundo corte e daí por diante (CHAGAS et al., 2016; SANTIAGO; ROSSETTO, 2014).

Quando a colheita da cana é manual, é necessário que seja realizada previamente a queima da cana para a eliminação da palha. Dentre as desvantagens desse tipo de colheita estão a redução do teor de matéria orgânica no solo e o aumento da emissão de gás carbônico na atmosfera, contribuindo para o efeito estufa. Por isso, o governo do Estado de São Paulo implementou o decreto 47.700, de 11 de março de 2003, determinando prazos para a eliminação da prática da queimada nos canaviais do estado (SOUZA et al., 2005).

Já na colheita mecanizada não há queima, o que propicia a formação de uma cobertura vegetal no solo composta por folhas secas, bainhas, ponteiros e palhada. A

manutenção da palhada contribui para a conservação do solo, além de propiciar que o carbono, que seria emitido na queima do canavial, seja mantido na palha e incorporado na matéria orgânica do solo, contribuindo para a mitigação do aquecimento global (BORDONAL et al., 2013). Porém, essa camada de palha também pode dificultar algumas operações de manejo como a adubação, aumento da proliferação de plantas indesejadas e pragas (CASTRO et al., 2019).

Ao fim do ciclo de colheita da cana-soca, o produtor poderá optar por renovar o canavial e reiniciar a produção de cana ou realizar a rotação de culturas a fim de se obter vantagens como conservação do solo, melhoria na fixação de nitrogênio no solo, controle de plantas indesejadas dentre outras. Atualmente as culturas mais utilizadas para este fim são a crotalária, o amendoim e a soja (CHAGAS et al., 2016; SANTIAGO; ROSSETTO, 2014). As operações presentes na produção agrícola da cana são sintetizadas na Figura 2.

Sob a perspectiva ambiental, o sistema tradicional de produção da cana-de-açúcar recebe diversas críticas. Assim como em outras culturas, a produção agrícola apresenta impactos potenciais como a utilização de insumos sintéticos que podem levar à contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas, e o preparo do solo com arados e grades niveladoras, que pode ocasionar alterações morfoestruturais no solo, reduzindo a atividade biológica benéfica, acelerando a mineralização da matéria orgânica e da queima do carbono orgânico acumulado (DA SILVA et al., 2015).

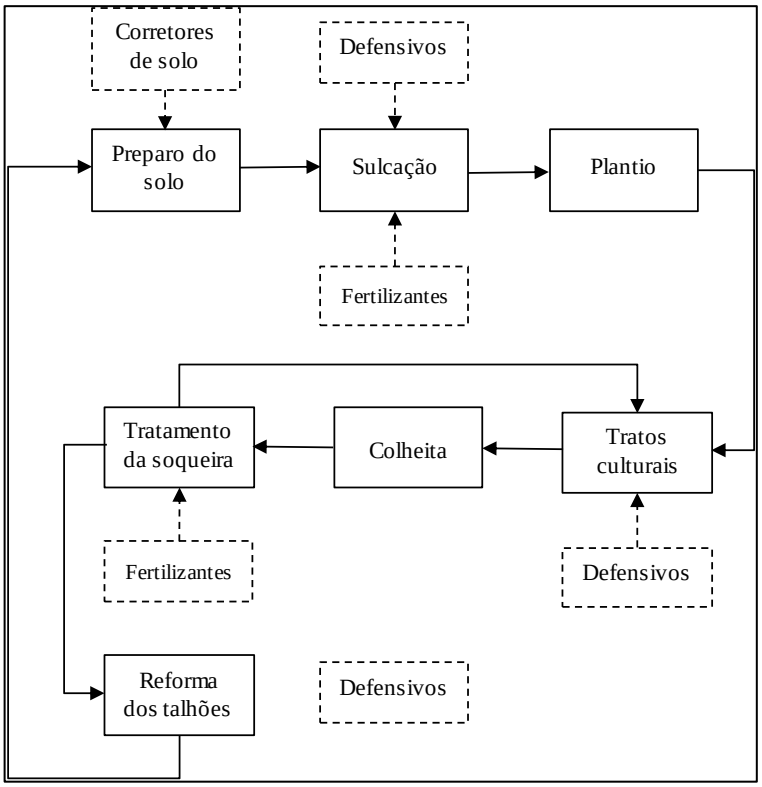
Além disso, outro ponto bastante questionado, é a emissão de gases de efeito estufa na lavoura, que pode ocorrer nos processos de mudança do uso da terra, nas operações agrícolas de manejo do solo e na aplicação de insumos (BORDONAL et al., 2018).

O trânsito do maquinário agrícola também traz impactos potenciais pois provoca compactação do solo, demandando intensificação das operações de preparo de solo, reduzindo o crescimento da cana, prejudicando a taxa de penetração de água no solo e a atividade biológica (CHAGAS et al., 2016).

2.1.2. Etapas do processo de produção orgânico da cana

De acordo com a Comissão do Codex Alimentarius (2007), a agricultura orgânica situa-se entre as técnicas de produção que tem por objetivo “serem solidárias” ao meio ambiente. Além disso, a produção orgânica tem por princípio atuar no longo prazo, preservando o agroecossistema, diferentemente da agricultura convencional que objetiva a exploração imediatista (PASCHOAL, 1994).

Figura 2. Fluxograma de produção convencional da cana.



Fonte: adaptado pela autora de RODRIGUES (2004).

A agricultura orgânica é um sistema holístico de gerenciamento da produção baseado na redução da utilização de insumos externos, evitando o uso de fertilizantes sintéticos e defensivos agrícolas. É enfatizado o uso de práticas de manejo e conservação do solo ao invés da utilização de insumos que venham de fora da fazenda, considerando-se que as especificidades locais requerem sistemas adaptados (ORMOND et al., 2002).

Segundo Rodrigues (2004), algumas das técnicas utilizadas na produção orgânica são: incorporação de matéria orgânica e nutrientes minerais, rotação de culturas e cultivo múltiplo, manejo natural de pragas, patógenos e ervas invasoras, uso de fontes alternativas de energia e integração agricultura/criação animal.

A produção agrícola orgânica deriva-se do princípio de que "a fertilidade é função direta da matéria orgânica contida no solo". Assim, a ação dos microorganismos existentes no solo pode fornecer os elementos minerais e químicos para a planta, bem como ajudar a equilibrar os impactos causados pela ação humana, resultando em redução na incidência de pragas e doenças já que as plantas estarão mais fortes e resistentes. Ademais, a maior porcentagem de matéria orgânica no solo quando

comparado à produção convencional auxilia a atingir menores índices de erosão e maior capacidade de absorção (ORMOND et al., 2002; MONDELAERS et al., 2009).

Assim, preza-se pela garantia da diversidade biológica ao longo do sistema como forma de se aumentar a atividade biológica e a fertilidade do solo. Dessa forma, a utilização de insumos a base de compostos sintéticos ou recursos minerais não-renováveis é contraindicada pois representa uma instabilidade ao ambiente interferindo nas características do solo e na fisiologia das plantas (CAC, 2007; ORMOND et al., 2002; FAO, 1999).

Porém, ressalta-se que podem haver algumas exceções tanto na liberação de compostos sintéticos quanto na proibição dos compostos orgânicos. Caso seja comprovado que determinado insumo, mesmo que natural, seja prejudicial à saúde humana ou ao meio ambiente, sua utilização é proibida, como é o caso do arsênico. Já no caso dos sintéticos, estes podem ser liberados se comprovado que são realmente necessários e compatíveis com a filosofia da agricultura orgânica, como é o caso dos feromônios para controle biológico (CAC, 2007; ORMOND et al., 2002; FAO, 1999).

Como destaca Machado (2008), a produção orgânica torna possível o reaparecimento de espécies animais antes eliminados pelo uso de defensivos químicos. Assim, os fungos, anteriormente eliminados, servem como alimento para insetos, alimentando répteis, que alimentam aves, e depois animais maiores.

Seguindo em frente na cadeia produtiva que envolve os produtos orgânicos, os demais membros também devem atender a certos padrões nos seus processos para tentar manter a integridade dos produtos agrícolas orgânicos. Apesar disso, os produtos provenientes do sistema de produção orgânico não podem ser considerados totalmente livres de resíduos, já que podem absorver resíduos provindos da poluição do meio ambiente (CAC, 2007).

Já que não é possível para o consumidor conferir se o produto pode ser considerado orgânico, pois, para isso, teria que acompanhar todo o processo produtivo pelo qual este passou, surgem as certificações que através de critérios rigorosos podem garantir que o item realmente foi produzido de acordo com os princípios da produção orgânica. Vale ressaltar que a certificação orgânica é de caráter ambiental, não verificando se aspectos sociais também são tratados pelo produtor (RODRIGUES, 2004).

No caso específico da produção orgânica da cana-de-açúcar, algumas particularidades são notadas ao longo de seu sistema de produção. No processo inicial de preparo de solo, deve-se respeitar as características tropicais do solo, sendo que a

mobilização do solo só deve ser conduzida em intervalos de seis ou sete anos (RODRIGUES, 2004).

Os equipamentos utilizados no manejo do solo devem ser dimensionados para que evitem ao máximo o processo de compactação do solo, evitando, assim, a necessidade excessiva de mobilização do solo. Portanto, é recomendado o uso de esteiras e tecnologias que adequem a pressão dos pneus à capacidade de resistência do solo à compactação (RODRIGUES, 2004).

No início do preparo, assim como no sistema convencional, é realizada a limpeza da área, correção de erosões e as gradagens e subsolagens que forem necessárias. De acordo com as características do solo são aplicados gesso e calcário dolomítico. Cabe ressaltar aqui que os fertilizantes que são permitidos são os de origem orgânica ou de origem mineral mas com baixa solubilidade. Após, são demarcados os terraços e carreadores (ROSSETTO, 2004; RAPASSI, 2008).

Depois, e também quando a reforma do canavial for realizada, sugere-se o cultivo de leguminosas para auxiliar na fixação do nitrogênio no solo. A seleção da espécie que será utilizada pode levar em consideração outras funcionalidades para o sistema. No caso da crotalária, por exemplo, amplamente utilizada nos canaviais, além de fixar o nitrogênio, é possível auxiliar na eliminação da saúva (RODRIGUES, 2004).

Para o plantio inicial são utilizadas variedades tradicionais, com a única exigência de que não podem ser usadas variedades transgênicas (ROSSETTO, 2004). No caso do plantio as operações se assemelham ao plantio convencional. As primeiras operações são a sulcação e adubação orgânica. Depois, as canas são distribuídas nos sulcos, picadas em toletes e cobertas mecanicamente com uma camada de terra (RAPASSI, 2008).

Em relação à manutenção do canavial, uma das técnicas que podem ser utilizadas para melhorar a nutrição das plantas é o aproveitamento de resíduos industriais das usinas como a torta de filtro e a vinhaça. A torta de filtro serve como complemento à adubação fosfatada e a vinhaça é uma importante fonte de potássio (MACHADO, 2008; RODRIGUES, 2004)

Além disso, é aproveitada a decomposição das folhas no solo e são utilizadas as adubações verdes e os corretivos naturais. Em alguns casos, também podem ser usados esterco animal, cinzas e vinhaça proveniente de usinas que processem com cana orgânica. Adicionalmente, a capina manual pode ser necessária para a redução das plantas espontâneas (RODRIGUES, 2004; ROSSETTO, 2004).

Um dos principais pontos de preocupação na cultura orgânica da cana é o controle de pragas. É usado o controle biológico, que pode ter duas classificações: o controle biológico dirigido, realizado através da liberação, no ambiente, de inimigos naturais das pragas que atacam a cana, e o controle biológico induzido, que se propõe a modificar o modelo de produção a fim de torná-lo mais desfavorável ao desenvolvimento das pragas. Um exemplo de controle biológico é o combate à cigarrinha através do fungo metarrizo. O fungo é introduzido no campo através de aspersão (RODRIGUES, 2004).

Em casos pontuais e extremos, algumas certificadoras podem permitir a utilização de defensivos que sejam menos agressivos, porém com um plano de trabalho estruturado e que priorize a saúde do trabalhador (RODRIGUES, 2004; ROSSETTO, 2004).

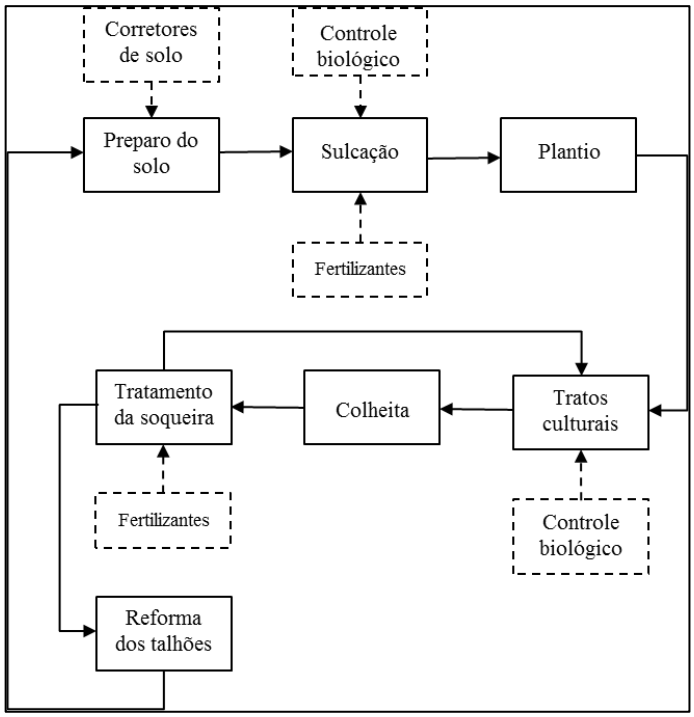
Seguindo os princípios da agricultura orgânica, a colheita da cana deve ser mecanizada para evitar as queimadas, que podem causar desequilíbrio ao sistema. Além disso, a palha e demais restos vegetais são mantidos na lavoura para que auxilie na conservação do solo e no controle de plantas espontâneas. Em alguns casos, o bagaço restante da cogeração de energia na usina, também retorna para o campo (RODRIGUES, 2004; ROSSETTO, 2004). A figura 3 sintetiza os processos envolvidos na produção orgânica da cana.

Vale ressaltar que na produção orgânica é requerido um sistema de rastreabilidade em que a cana tem a identificação do talhão de origem, assim, caso ocorra algum problema durante o processamento da cana, é possível identificar de onde ela provém. Ademais, os caminhões e implementos envolvidos na colheita devem estar identificados com a inscrição “cana orgânica” para evitar que haja mistura com o processamento de cana convencional (RAPASSI, 2008).

Em termos de produtividade, é relatado por Machado (2008) que geralmente no primeiro ciclo de produção há uma ligeira redução no rendimento devido a adaptações no sistema, porém com o passar do tempo é possível retomar a normalidade e até atingir maiores níveis de produtividade do que anteriormente.

Apesar de apresentar técnicas menos agressivas ao meio ambiente, o cultivo orgânico da cana compartilha de alguns impactos ambientais que ocorrem no cultivo tradicional, como a redução da biodiversidade trazida pela implantação da monocultura; a compactação do solo e alto consumo de diesel ocasionados pela utilização de máquinas pesadas e a erosão que pode ocorrer em áreas de reforma (DA SILVA et al., 2015).

Figura 3. Fluxograma de produção agrícola de cana orgânica.



Fonte: adaptado pela autora de RODRIGUES (2004).

2.2. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

A necessidade de reduzir os impactos ambientais causados pela ação do homem é um grande desafio. Junto com este cenário, surge a demanda por técnicas que possibilitem delinear a conjuntura na qual as cadeias produtivas estão inseridas e quais são os impactos ambientais potenciais relacionados a cada atividade. Ainda mais importante é quantificar estes impactos, traduzindo-os em números que sirvam como base para a tomada de decisão de gestores (BAUMANN; TILLMAN, 2004).

Dentro deste contexto surge a ACV, que é abordada neste capítulo. Assim, são abordadas suas mais importantes definições, bem como são trazidas algumas discussões acerca de sua aplicação na agricultura e, mais especificamente, na agricultura orgânica. Em adição, também são apresentadas as principais operações agrícolas envolvidas na produção da cana convencional e orgânica.

2.2.1. O Pensamento do Ciclo de Vida

Analisar e mitigar os impactos ambientais causados por suas atividades produtivas já é prática observada em muitas organizações devido motivações diversas tais como imposições legais, busca por redução de impactos e ganhos de produtividade, dentre outros. Inicialmente as estratégias das empresas se baseavam em ações reativas,

que visavam ao tratamento dos resíduos que eram emitidos. Após os anos 1990, observa-se que as empresas começam a atuar nas causas de emissão destes resíduos (OLIVEIRA et al., 2016).

Porém, a visão restrita aos processos internos da empresa pode simplesmente transferir a ocorrência dos riscos ambientais de um elo para outro na cadeia de valor em que ela estiver inserida. Por isso, a Gestão Ambiental evoluiu para uma visão mais ampla do contexto em que as empresas estão inseridas, resultando no conceito de Pensamento do Ciclo de Vida (FINNVEDEN et al., 2009; NILSSON-LINDÉN, 2014; BAUMANN, et al., 2014).

O Pensamento do Ciclo de Vida é baseado em considerações de sustentabilidade preconizadas pelo PNUMA (Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente) no qual se considera as questões ambientais de um produto ou serviço através de uma perspectiva holística, abrangendo todo o seu ciclo de vida quando do processo de desenvolvimento (design) ou da busca pela redução dos impactos ambientais por ele causados (PNUMA, 2003). Assim, representa um avanço nas estratégias de mitigação de impactos que inicialmente focavam apenas na prevenção da poluição e nas atividades que ocorriam dentro dos parques fabris (HUNKELER; REBITZER; 2005).

Dessa forma, todos os sujeitos envolvidos no ciclo de vida do produto ou serviço, desde sua concepção até a disposição final, tem responsabilidade acerca dos impactos externos que suas ações durante o processo produtivo ou consumo podem causar ao meio ambiente. Portanto, é necessário que todos os processos desde a extração da matéria-prima, manufatura, distribuição, consumo, reuso, reciclagem e disposição final (berço ao túmulo) sejam mapeados e analisados para que a ocorrência dos impactos potenciais estimada para posteriormente haverem ações racionais de mitigação, em cada um dos indicadores analisados (PNUMA, 2003).

2.2.2. ACV: definição e estrutura

Para atender a necessidade de mapeamento e mensuração dos impactos gerados nos processos produtivos surge a ferramenta de ACV, padronizada pela série de normas ISO 14040 e definida como “a compilação e avaliação das entradas, saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida”. Apesar de existir esta normatização, a ACV não possui uma metodologia única de aplicação, possuindo certa flexibilidade para ser adaptada de acordo com os objetivos

pretendidos e a realidade de cada processo produtivo (PNUMA, 2003; BAUMANN; TILLMAN, 2004; ABNT, 2009).

De acordo com a ISO 14040, a ACV deve estar estruturada em quatro fases que possuem caráter iterativo, ou seja, os resultados de uma fase são utilizados nas demais fases e, conforme a evolução dos trabalhos, estas fases podem ser revisitadas se houver necessidade. A estrutura das fases pode ser visualizada na figura 1(ABNT, 2009).

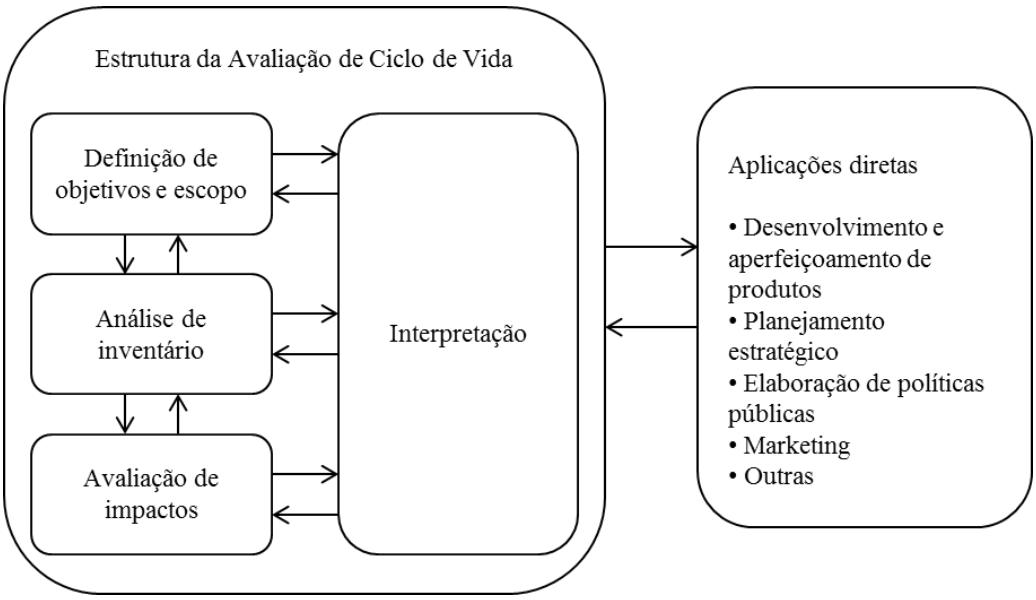
Mais detalhadamente, essas fases, segundo a ISO 14040, de maneira geral, são as seguintes:

I. a) Definição do objetivo e escopo:

Nessa fase é realizado o planejamento das etapas que serão executadas posteriormente. Para tanto, são definidos os objetivos para os quais o estudo será realizado, especificando a aplicação e as razões para a sua realização, bem como o seu público-alvo e se o estudo será utilizado para fins de comparação.

A partir dessas informações são definidos itens como o sistema do produto que será abrangido assim como suas funções e fronteiras, a unidade funcional que irá balizar o estudo, a metodologia que será utilizada na fase de avaliação de impactos e as categorias de impacto consideradas, os procedimentos de alocação e os pressupostos e limitações do estudo, dentre outros.

Figura 1. Estrutura da Avaliação do Ciclo de Vida.



Fonte: ABNT (2009)

Apesar da ACV ser uma metodologia quantitativa e com procedimentos estabelecidos pelas normas ISO, seus resultados são bastante dependentes dos escopos estabelecidos em cada estudo. Assim, os inventários utilizados bem como fatores como localização geográfica, espaço temporal, devem ser bem definidos e explicitados nos relatórios para que seja possível localizar possíveis fontes de variação entre estudos que tenham como foco os mesmos produtos.

Mais detalhadamente, a norma ISO 14040 conceitua alguns dos itens que devem ser determinados na fase de definição do objetivo e escopo. Dentre eles, destacam-se dois, que são descritos a seguir:

> i) sistema de produto: conjunto de processos elementares desempenhando uma ou mais funções definidas e que modela o ciclo de vida do produto.
>
> ii) unidade funcional: um dos principais itens da ACV. É uma medida quantitativa da função de um produto ou do desempenho de um sistema de produto (FINNVEDEN et al., 2009; ABNT, 2009).

Ademais, Finnveden et al. (2009) citam que, quando se fala em fronteiras de sistema em ACV, pode-se estabelecer alguns limites como aqueles que existem entre o sistema produtivo e o meio ambiente, entre os processos considerados significantes e aqueles que podem ser desprezados, a definição de espaços geográficos e temporais, dentre outros. Muitas vezes, no decorrer do trabalho o pesquisador pode perceber que as fronteiras que foram estabelecidas na fase de escopo estão desconsiderando dados importantes, já que no início, quando elas são definidas, ainda não se teve acesso aos dados que serão levantados apenas na fase seguinte, de inventário. Nesses casos, recomenda-se a revisão de objetivos e escopo (ABNT, 2009).

Nos estudos em que são considerados processos que tem por finalidade produzir mais de um produto, é necessário que sejam empregados procedimentos de alocação dos impactos potenciais que seriam gerados por cada produto. Assim, tendo-se em vista as dificuldades que podem ocorrer em se estabelecer qual a parcela do resultado deve ser atribuída a cada produto, a norma ISO 14040 recomenda que, a princípio, seja verificado se é possível expandir ou subdividir o sistema de produto a fim de se evitar a alocação.

Caso não seja possível, a instrução é de que sejam utilizados prioritariamente parâmetros técnicos (físicos ou químicos). Os critérios que forem utilizados na alocação devem ser explicitados, já que podem influenciar nos resultados obtidos (FINNVEDEN et al., 2009; ABNT, 2009).

II. b) Análise de inventário:

Neste momento são realizadas as coletas de dados para que seja possível quantificar as entradas e saídas que ocorrem no sistema de produto (ABNT, 2009). As entradas se referem às matérias-primas, energia e água. Já as saídas são os produtos, subprodutos e resíduos produzidos. Nessa etapa, as entradas e saídas devem estar sempre relacionadas com a unidade funcional definida anteriormente (BAUMANN; TILLMAN, 2004; FINNVEDEN et al., 2009).

Vale ressaltar que o ideal é que as entradas remetam às matérias primas desde o momento em que foram retiradas da natureza, ou seja, mesmo que no processo em estudo esses materiais já sejam utilizados após uma transformação ocorrida em outros processos industriais, serão considerados os impactos potenciais desde sua extração na natureza. Por exemplo, o ideal é que no fluxo se considere o petróleo e não o óleo diesel (FINNVEDEN et al., 2009).

Esta pode ser a etapa que mais demanda tempo do pesquisador, já que envolve a busca por dados que, na maioria dos casos, não estão reunidos em uma só fonte. Ademais, pode ser necessário coletar os dados *in loco* ou em estudos disponíveis na literatura conduzidos na mesma cadeia produtiva. Apesar disso, atualmente já existem bases de dados que podem ser utilizadas para informações mais gerais, ou seja, que não são restritas a apenas um processo produtivo, como é o caso do consumo de combustível nos transportes, extração de algumas matérias-primas, etc. As origens dessas bases são variadas e podem ser projetos de entidades governamentais, trabalhos de consultorias independentes, projetos de entidades setoriais, dentre outros. Os dados por elas fornecidos referem-se a determinada região ou país (FINNVEDEN et al., 2009). Muitas dessas bases já fazem parte dos pacotes oferecidos nos softwares de ACV (ROY et al., 2009).

III. c) Avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV):

É a fase em que os dados compilados anteriormente, no inventário, são associados a categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização como forma de se compreender e avaliar a relevância dos impactos ambientais potenciais. Essa análise servirá para embasar a fase de interpretação que vem a seguir (FINNVEDEN et al., 2009; ABNT, 2009).

Geralmente nessa etapa são realizados quatro procedimentos: classificação, caracterização, normalização e avaliação. A classificação é realizada quando os dados obtidos no inventário são agrupados de acordo com as categorias de impacto comuns. Na caracterização, os dados agrupados são relacionados com os impactos ambientais potenciais. Após, a normalização permite que os impactos potenciais sejam expressados

de forma que seja possível realizar comparações. Por fim, na avaliação são realizadas ponderações visando a comparação ou agregação dos resultados a fim de se visualizar a importância relativa de cada um deles (ROY et al., 2009).

IV. d) Interpretação dos resultados:

Na última fase são reunidos os resultados obtidos nas fases de inventário e avaliação de impacto e interpretados de acordo com o objetivo e escopo definidos inicialmente. Nas conclusões podem ser feitas recomendações voltadas aos tomadores de decisão ou ao público-alvo definido na primeira fase (ABNT, 2009).

Vale salientar que, devido ao caráter iterativo da ACV, essas fases podem ser revisitadas a qualquer momento, caso o pesquisador julgue necessário no decorrer do estudo. Por exemplo, se em qualquer uma das fases percebe-se que impactos relevantes não foram considerados na fase de elaboração do escopo, o pesquisador pode revisá-lo, bem como os objetivos que haviam sido estabelecidos (ABNT, 2009).

2.2.3. ACV: vantagens e desvantagens da metodologia

Uma das principais vantagens da ACV consiste no fato de ser uma ferramenta quantitativa, o que a torna bastante atrativa para os processos de tomada de decisão, possibilitando a comparação entre diferentes processos e a fácil visualização dos dados (KLOEPFFER, 2008; RUVIARO et al., 2012; ABNT, 2009)

A utilização da ACV pode auxiliar os gestores a identificar pontos de atenção no processo produtivo não apenas no quesito ambiental como também em termos de melhoria de eficiência produtiva e de design de produto. Além disso, a ACV pode auxiliar na seleção dos indicadores de desempenho ambiental mais representativos, bem como ser uma ferramenta de marketing, já que pode facilitar a comunicação com *stakeholders* e o público em geral, reduzindo acusações de *greenwashing* ou manipulação de dados devido à sua característica quantitativa (LEWANDOWSKA et al., 2017; KLOEPFFER, 2008; ABNT, 2009).

A ACV também pode ser aplicada na gestão pública, auxiliando na elaboração de políticas públicas nas áreas ambiental e social e no monitoramento das emissões realizadas por instalações fabris em operação ou em projetos em desenvolvimento. Por fim, a ACV pode ser base para a implantação de um selo de certificação ambiental de produtos, a exemplo do que já ocorre atualmente em países como Polônia, Suécia e Alemanha (LEWANDOWSKA et al., 2013).

Outro diferencial da ACV reside na definição de um parâmetro de referência, a unidade funcional, que está diretamente relacionado à função do produto e que vai

balizar todas as análises que serão realizadas no decorrer do estudo. Além disso, a construção das fases da ACV permite a realização de uma revisão nos processos produtivos, possibilitando que o processo estudado melhore não apenas nos seus aspectos ambientais, mas também em termos de eficiência (KLOEPFFER, 2008; RUVIARO et al., 2012; ABNT, 2009).

Apesar de ser uma de suas principais qualidades, a característica quantitativa da ACV também é alvo de críticas pois pode ocultar informações qualitativas relevantes, além de poder gerar estudos muitas vezes incompreensíveis para o público em geral. Adicionalmente, a condução de um estudo de ACV pode ser caro, longo e dispendioso para as empresas, dificultando a sua utilização como um instrumento de análise (ISLAM et al., 2016; BAUMANN; REX, 2008; KLOEPFFER, 2008).

Outro ponto negativo da ACV é o fato de se tratar de uma ferramenta que considera exclusivamente elementos relacionados com a área ambiental, ignorando aspectos como bem-estar animal ou os impactos sociais das atividades produtivas nas comunidades envolvidas. Alguns desses itens acabam sendo abrangidos por ferramentas derivadas da ACV como a Avaliação Social do Ciclo de Vida e a Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (KLOEPFFER, 2008; NOTARNICOLA et al, 2017).

Além disso, apesar de ser uma ferramenta que pretende ser mais abrangente do que outras já existentes, ainda é difícil quantificar a influência que outros sistemas de produto têm naquele que está sendo estudado. Por exemplo, as emissões de um certo sistema produtivo na água podem se combinar a substâncias provenientes de outro sistema e que já estavam contaminando o meio aquático e, então, os impactos potenciais trazidos pela ACV não refletiriam a realidade (FINNVEDEN et al., 2009).

Atualmente, discute-se de que forma as metodologias de ACV podem ser adaptadas para serem mais facilmente utilizadas no ambiente corporativo (HUNKELER; REBITZER; 2005). Rex e Baumann (2008) relatam que as pesquisas para melhorar aspectos técnicos da ACV tem sido conduzidas desde a criação da metodologia, o que levou a melhorias como a criação de bancos de dados para suprir eventuais faltas de informação, porém ainda falta compreender melhor como essa ferramenta pode ser incluída no cotidiano das empresas, já que sua introdução está vinculada a mudanças na forma de se pensar a sustentabilidade empresarial.

Nesse sentido, pode-se observar uma evolução nos estudos de ACV no sentido de tornarem os métodos mais adaptados aos objetivos, escopo e recursos disponíveis, demandando menor tempo e recursos na sua execução e os tornando mais factíveis no ambiente corporativo (ISLAM et al., 2016). Apesar disso, Lewandowska et al. (2017)

pontuam que grande parte da pesquisa em ACV está focada no desenvolvimento de métodos e ferramentas, porém ainda falta compreender como as empresas podem utilizar as informações provenientes da ACV para se comunicar com seus consumidores de forma efetiva.

2.2.4. Métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV)

De acordo com a norma ISO 14040, o primeiro passo na AICV é realizar a seleção de categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização. Assim, ao escolher as categorias de impactos, elege-se um conjunto de questões ambientais que se relacionam com as definições de objetivo e escopo. Depois, os indicadores de categoria vão representar de forma quantitativa os impactos de cada categoria. Por fim, os modelos de caracterização vão permitir relacionar os resultados do inventário com os indicadores de categoria (ABNT, 2009).

Após a fase de seleção, é realizada a etapa de classificação, em que os resultados do inventário são relacionados com as categorias de impacto. É possível que um mesmo aspecto ambiental esteja enquadrado em mais de uma categoria. Assim, a próxima fase é a da caracterização, em que se analisa a contribuição de cada aspecto à categoria de impacto, tornando possível chegar a uma mesma base de comparação entre as diversas categorias. Um exemplo destes conceitos é fornecido pela norma 14040 conforme pode ser verificado no Quadro 1 (ABNT, 2009).

A norma não detalha os procedimentos de cálculo que devem ser seguidos durante a AICV. Assim, para suprir esta demanda e trazer instruções mais concretas, surgem diversos métodos de AICV que, segundo Cavalett et al. (2013), buscam traduzir o impacto potencial das substâncias emitidas através de um procedimento consistente que permite atingir resultados comparáveis entre as diversas categorias de impacto (FINNVEDEN et al., 2009; MENDES; BUENO; OMETTO, 2016).

A abordagem das categorias de impacto presentes nos métodos de AICV podem ser divididas em dois grupos de acordo com o nível de avaliação dos impactos potenciais relacionados a cada uma delas. Portanto, podem ser subdivididas em categorias de *midpoint* (ponto intermediário) e as de *endpoint* (ponto final) (MENDES; BUENO; OMETTO, 2016).

As categorias de *midpoint* são inúmeras e não representam a consequência final no meio ambiente das substâncias relacionadas, mas são indicadores dos impactos potenciais. Exemplos deste tipo de categoria são toxicidade humana, eutrofização e mudanças climáticas (CAVALETT et al., 2013).

Quadro 1. Exemplo dos conceitos.

Termo	Exemplo
Categoria de impacto	Mudança climática
Resultado da ICV	Quantidade de gás metano por unidade funcional (kg)
Modelo de caracterização	Modelo da linha de base para 100 anos do Painel Intergovernamental Sobre Mudanças Climáticas (IPCC)
Indicador de categoria	Forçamento radioativo infravermelho (W/m^2)
Fator de caracterização	Potencial de aquecimento global (kg CO_2 equivalente / kg gás)
Resultado do indicador de categoria	Kg CO_2 equivalente / unidade funcional
Pontos finais da categoria	Recifes de coral, florestas, plantações
Relevância ambiental	O forçamento radioativo infravermelho representa os efeitos potenciais sobre o clima, dependendo da adsorção cumulativa de calor pela atmosfera causada por emissões e da distribuição da adsorção do calor ao longo do tempo

Fonte: ABNT (2009).

Já as categorias de *endpoint* estão relacionadas aos danos que tem por ponto final três áreas: saúde humana, meio ambiente e recursos naturais. A modelagem destas categorias é bastante complexa e está relacionada com a representação das consequências das categorias de impacto de *midpoint* nessas três dimensões. Exemplos de categorias de impacto de *endpoint* são: expectativa de vida, consumo de recursos naturais e parcela de extinção de espécies (CAVALETT et al., 2013).

No geral, os métodos de AICV foram desenvolvidos de acordo com a realidade de alguns países. Dessa forma, durante sua elaboração foram determinados fatores de caracterização locais, que facilitam sua utilização pelos usuários. No entanto, muitas vezes esses métodos eram utilizados até mesmo em outros países, que não contam com métodos customizados para a sua realidade. Para tentar suprir esta lacuna, alguns métodos tem sido concebidos de forma que abranjam dados globais e possam ser utilizados em todo o mundo, caso do USETox, EDIP 97, EPS 2000, CML 2002 e IMPACT World+ (MENDES; BUENO; OMETTO, 2016). O Quadro 2 traz os métodos de AICV de alcance global, com destaque para as categorias de impacto diferenciadas de cada método.

Quadro 2. Métodos de AICV e suas categorias de impacto de abrangência global.

Método	**Nível de avaliação de impacto**	**Categorias de impacto tradicionais**	**Categorias de impacto diferenciadas**
CML 2002	*Midpoint*	Depleção de recursos abióticos	Perda de função de suporte à vida
		Depleção de recursos bióticos	Perda de biodiversidade
		Uso da terra	Ecotoxicidade em água doce (sedimentos)
		Mudança climática	Ecotoxicidade marinha (sedimentos)
		Depleção do ozônio estratosférico	Impactos da radiação ionizante
		Toxicidade humana	Mau cheiro do ar
		Ecotoxicidade aquática (água doce)	Barulho
		Ecotoxicidade aquática (marinha)	Calor residual
		Ecotoxicidade terrestre	Acidentes
		Eutrofização	Letais
			Não letais
			Dessecação
			Mau cheiro da água
EDIP 1997	*Midpoint*	Aquecimento global	Ambiente de trabalho
		Depleção de ozônio	
		Acidificação	
		Enriquecimento de nutrientes	
		Formação de ozônio fotoquímico	
		Toxicidade humana	
		Ecotoxicidade	
		Consumo de recursos	
EPS 2000	*Endpoint*	Saúde humana	Expectativa de vida
		Consumo de recursos naturais	Morbidade grave e sofrimento
		Esgotamento de reservas de elementos	Morbidade
		Esgotamento de reservas fósseis (gás)	Incômodo grave

		Esgotamento de reservas fósseis (petróleo)	Incômodo
		Esgotamento de reservas fósseis (carvão)	Ambiente natural
		Esgotamento de reservas minerais	Capacidade de produção agrícola
			Capacidade de produção de madeira
			Capacidade de produção de peixe e carne
			Capacidade de cátions de base
			Capacidade de produção de água potável
USEtox	*Midpoint*	Toxicidade humana	
		Ecotoxicidade de água doce	
IMPACT World+	Combinado	Toxicidade humana	
		Oxidação fotoquímica	
		Depleção da camada de ozônio	
		Aquecimento global	
		Ecotoxicidade	
		Acidificação	
		Eutrofização	
		Uso da água	
		Uso da terra	
		Uso de recursos	
ReCiPe	Combinado	Mudança climática	
		Depleção de ozônio	
		Esgotamento de recursos fósseis	
		Esgotamento de recursos minerais	
		Esgotamento de recursos de água doce	

Fonte: adaptado de MENDES; BUENO; OMETTO (2016)

A seleção do método que será utilizado em um estudo de ACV é uma das etapas de grande importância, pois a utilização de diferentes métodos para a realização da AICV pode levar a diferenças nos resultados de impactos ambientais. Dreyer,

Niemann e Hauschild (2003) demonstraram que em uma comparação superficial, diferentes métodos podem levar a resultados convergentes, porém em análise mais cuidadosa, existem diferenças nos resultados obtidos em cada categoria de impacto ambiental.

Dessa forma, é necessário realizar uma seleção cuidadosa de qual método de AICV é o mais adequado para cada estudo de ACV tendo-se em vista o seu objetivo e escopo (CAVALETT et al., 2013; MENDES; BUENO; OMETTO, 2016).

2.2.5. ACV na produção agrícola

As atividades agrícolas são uma fonte importante de emissão de algumas substâncias consideradas potencialmente danosas ao meio ambiente, como CO_2, CH_4 e N_2O, além de outros (BOSCO et al., 2013). Estes gases, conhecidos como de efeito estufa (GEE), tem a capacidade de absorver parte da radiação infravermelha emitida pela superfície terrestre, contribuindo para o fenômeno do aquecimento global (IPCC, 2014).

Assim, Claudino e Talamini (2012) esclarecem que a quantificação de emissões de produtos agrícolas é uma importante ferramenta para a elaboração de políticas ambientais, também funcionando como uma forma do produtor se antecipar às futuras legislações e regulamentações que tenham por objetivo reduzir as emissões que tem efeito nas mudanças climáticas dos consumidores. Dessa forma, pode auxiliar os produtores a atingir mercados importantes que exigem determinados critérios ambientais, como por exemplo aqueles que regulam as emissões de gases de efeito estufa associada a produção.

Notarnicola et al. (2017) criticam os métodos de ACV existentes atualmente por muitas vezes não serem capazes de retratar de maneira fiel as particularidades da produção agrícola. Dessa forma, os autores observaram que em alguns estudos comparativos entre diferentes técnicas, a intensificação das práticas agrícolas não necessariamente se refletiu em maiores impactos, pois temas importantes como erosão, diminuição da fertilidade do solo e redução da biodiversidade não são abrangidos de forma satisfatória pelos métodos existentes (MEIER et al., 2015).

Outra crítica é em relação ao foco dos métodos se restringir ao local no qual o processo produtivo se encontra, não abrangendo o ambiente de forma mais ampla. Assim, Notarnicola et al. (2017) citam que os dois principais desafios nas modelagens de ACV de produtos agrícolas estão na mensuração dos impactos ocasionados pela aplicação de defensivos e por mudanças no uso da terra.

Além do mais, no caso da fase agrícola da produção a utilização de fatores de emissão *default*, como os estabelecidos pelo IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas), pode aumentar as incertezas nos valores estimados. As emissões das atividades agrícolas são bastante influenciadas pelas condições específicas de solo e clima da localidade onde estão situadas, bem como a fisiologia da planta cultivada determina a sua capacidade de absorção dos nutrientes (ADEWALE et al., 2018).

Nesse sentido, Adewale et al. (2018) comentam sobre a importância de se inserir a variável solo de forma adequada nos estudos de ACV. De acordo com esses autores, as emissões brutas de carbono do solo devem ser inclusas nos estudos, já que o manejo do solo é uma oportunidade extremamente relevante de se gerir o estoque de carbono do solo. Além disso, desconsiderando variações no estoque de carbono do solo, os estudos acabam falhando também em contabilizar o processo de sequestro de carbono. Como exemplo, Bordonal et al. (2013) demonstraram que, na produção de cana-de-açúcar, o carbono do solo foi responsável pelo abatimento de 60% das emissões de GEE provenientes dos insumos da fase agrícola.

Temas como a emissão e o sequestro de carbono do solo muitas vezes acabam não sendo considerados nos estudos de ACV por falta de uma metodologia padronizada e de fácil acesso que facilite a aplicação destes conceitos nos trabalhos (ADEWALE et al., 2018), sendo uma fonte ou sumidouro com grande incerteza em relação aos gases de efeito estufa.

Notarnicola et al. (2017) também destacam que outro ponto crítico na condução dos trabalhos de ACV na agricultura é a definição do espaço temporal e espacial do estudo. Diferentes períodos de safra e condições edafoclimáticas distintas podem influenciar nos resultados obtidos. Adewale et al. (2018) ressaltam a importância da definição correta das fronteiras do sistema considerado, já que excluir do escopo de itens como a manufatura das máquinas agrícolas ou o balanço de carbono do solo podem levar a consideráveis distorções nos resultados finais.

Mais especificamente no caso da agricultura orgânica, já que este conjunto de práticas se propõem a reduzir os impactos ao meio ambiente causados pela atividade agrícola através de práticas mais conservacionistas, espera-se que os estudos de ACV mostrem resultados favoráveis a esta prática. No entanto, não existe consenso do quanto tais práticas podem reduzir os impactos ao meio ambiente. Todavia ocorrem inconsistências nos estudos envolvendo a produção orgânica que acabam dificultando a obtenção de dados precisos que poderiam embasar a tomada de decisão de produtores e

governos e subsidiar pesquisas que visam encontrar técnicas de produção mais sustentáveis (LEE, CHOE, PARK, 2015; MEIER et el., 2015; ADEWALE et al., 2018).

Mais especificamente no caso da mitigação de gases de efeito estufa, a agricultura orgânica pode contribuir positivamente pois usa menos energia e pode possibilitar maior estoque de carbono do solo. A adubação na produção orgânica não pode ocorrer através de fontes sintéticas. Dessa forma, o cultivo de leguminosas para a fixação biológica de nitrogênio, por exemplo, reduz a necessidade de utilização de fertilizantes, refletindo na redução da energia que seria utilizada intensivamente na produção de fertilizantes sintéticos a base de nitrogênio e auxiliando na mitigação da emissão de GEE (ADEWALE et al., 2016; ADEWALE et al., 2018).

Adicionalmente, práticas agrícolas que buscam o manejo mínimo e conservação do solo, bem como a preservação da água, caso da agricultura orgânica, contribuem para o aumento da biomassa presente no solo, melhorando a biodiversidade e a estrutura, o que beneficia o processo de sequestro de carbono (ADEWALE et al., 2018).

Adewale et al. (2018) argumentam que não seria viável converter toda a produção agrícola em orgânica, mas que estudos envolvendo este tipo de prática são importantes a fim de se identificar quais fatores tornam a agricultura orgânica mais sustentável em termos de emissão e mitigação de gases de efeito estufa, conservação de solos e manutenção da biodiversidade, justificando replicá-los para a agricultura convencional.

Apesar de existirem diversos estudos que analisaram a produção orgânica comparativamente à produção convencional, ainda são encontrados muitos resultados que dão margem a questionamentos, já que não existe um método único para a condução dessas pesquisas. Meier et al. (2015) analisaram 34 estudos de ACV que realizaram a comparação entre agricultura convencional e orgânica e encontraram conclusões bem diversas devido a parâmetros distintos como quantidade de propriedades analisadas, fatores de comparação, níveis de tecnologia, interpretação de resultados, dentre outros.

Para tentar sanar essas adversidades, de acordo com Adewale et al. (2018) e Meier et al. (2015), em estudos comparativos entre sistemas de produção orgânicos e convencionais, deve-se buscar incluir o máximo de fatores possíveis, com o devido cuidado no estabelecimento das fronteiras de sistema, para que seja possível identificar diferenças e melhorias possíveis de serem implementadas de um sistema para outro.

Outro fator que pode levar a conclusões discrepantes é a unidade de comparação utilizada, como por exemplo, comparações utilizando-se unidades de área ou unidades de massa de produto. Como existe redução de produtividade em algumas culturas orgânicas, a produção por área pode ser menor, o que influencia nas comparações em unidade de área (MEIER et el., 2015; ADEWALE et al., 2018).

Estimar os impactos oriundos da rotação de culturas e a adubação verde, praticadas nos sistemas de produção orgânicos também representam um desafio quando considerados os estudos de ACV. Para que a carga ambiental destas práticas seja contabilizada corretamente é necessário que sejam considerados diversos anos para se completar o ciclo agronômico, específico para cada cultura. Porém, dessa forma, as pesquisas acabam se tornando bastante complexas em termos de coleta de dados. Assim, muitos estudos geralmente acabam considerando apenas o período de uma safra (ADEWALE et al., 2018).

Outra dificuldade reside na contabilização dos insumos orgânicos utilizados. Em alguns casos, tratam-se de resíduos ou materiais produzidos na propriedade agrícola. Assim, o tratamento dos dados relativos a cada insumo acaba sendo considerado como um estudo a parte, já que pode não haver inventários padrões que possam ser utilizados. Em alguns estudos considera-se que este tipo de insumo tem carga ambiental zero e calcula-se apenas os impactos ocasionados pelo seu transporte, processamento e manejo (ADEWALE et al., 2018).

Porém, dessa forma, acaba-se desconsiderando que, se não fosse dada essa finalidade ao material, ele teria ocasionado algum tipo de impacto ambiental, fazendo com que os impactos evitados acabem sendo menosprezados (ADEWALE et al., 2018). Além disso, outro ponto a se considerar é que a forma de aplicação do material também pode determinar se haverá impacto positivo ou negativo. Utilizando-se o exemplo específico da vinhaça, Figueiredo e La Scala (2011) demonstraram que a variação na dose aplicada na lavoura poderia melhorar itens como o estoque de carbono no solo e a produtividade ou, se em excesso, trazer consequências negativas ao ambiente.

Com o avanço das pesquisas de ACV, Adewale et al. (2018) sugerem que, como já existem certificações orgânicas que exigem que os produtores forneçam informações e passem por auditorias constantemente, que se utilize esses dados também para o cálculo do impacto ambiental potencial da produção orgânica. Ademais, com o incremento das pesquisas nesse sentido, seria possível criar uma calculadora de emissões específica para o segmento de fácil utilização, permitindo que os

consumidores também tenham acesso às informações e possam avaliar se aquele sistema produtivo é realmente benéfico ao meio ambiente.

2.2.6. ACV na produção de cana-de-açúcar

Devido à sua importância econômica e seu destaque na produção de biocombustíveis, a produção sucroenergética tem sido objeto de estudo de diversos trabalhos na área da ACV. Nesta seção é apresentada uma revisão de literatura de alguns dos trabalhos que foram publicados nos últimos 5 anos em diversos países e que utilizam a metodologia de ACV para a mensuração dos impactos potenciais das atividades desta cadeia produtiva.

Garcia e Sperling (2017) realizaram estudo no estado de Minas Gerais que considerou 120 possíveis cenários de produção de etanol que variavam entre si devido a diferentes técnicas de produção e quantidade de cortes realizados no canavial. Apesar de também incluir a fase industrial em suas simulações, os autores elegeram dar maior ênfase aos processos agrícolas por serem responsáveis por 90% do total de emissões de gases de efeito estufa.

No estudo, os autores consideraram apenas as emissões de gases de efeito estufa, calculadas de acordo com as diretrizes do IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas). Dentre as conclusões obtidas, estão que as práticas agrícolas com maior efeito de redução de emissões são o aumento da longevidade da cana, realizando maior número de cortes; redução do uso da vinhaça como fertilizante na cana-soca; e colheita mecanizada (GARCIA E SPERLING. 2017).

Cardoso et al. (2018) avaliaram os impactos ambientais, econômicos e sociais da produção de cana. Para tanto, foram realizadas simulações de diferentes tecnologias embasadas pela Biorrefinaria Virtual de Cana (BVC) desenvolvida pelo Laboratório Nacional de Biorrenováveis (LNBR). Assim, na vertente ambiental, utilizando categorias de impacto selecionadas do método ReCiPe, os autores chegaram a conclusões importantes. Dentre elas, estão que a colheita mecanizada é menos impactante para a categoria de mudança climática do que a queima. Apesar disso, os autores discorrem que não é possível, considerando todas as categorias, indicar o cenário ideal para a variável ambiental. O cenário que seria viável de ocorrer e que traria menos impactos seria o que possui plantio mecanizado, colheita mecanizada e sem queima e com recuperação total da palha.

Chagas et al. (2016) realizou estudo para avaliação econômica e ambiental da produção de etanol em seis diferentes cenários simulados com a ferramenta BVC. Os

fatores que variaram nos cenários foram os tipos de colheita (com ou sem queima), cultivo (plantio direto ou convencional), rotação de cultura, número de cortes e se há controle do tráfego de máquinas.

Dentre os principais resultados, os autores encontraram que a mecanização do plantio e da colheita e a aplicação de novas técnicas de manejo, como o controle de tráfego de máquinas, são interessantes tanto em termos ambientais quanto econômicos. Além disso, a utilização de um cenário de cultivo integrado da cana com a crotalária se mostrou benéfico em termos ambientais.

Silva et al. (2014) utilizaram a ACV para avaliar os impactos ambientais da produção e consumo do etanol brasileiro produzido em quatro diferentes cenários futuros (2020-2030) de práticas agrícolas e tecnologias industriais. Para a fase de análise de inventário, é usado o método CML. De acordo com os resultados, o cenário em que existe maior potencial de mitigação de emissões é na produção de etanol de primeira geração, com cogeração de energia a partir do bagaço e uso do plantio direto na lavoura.

Galdos et al. (2013) efetuaram uma avaliação, embasada na ACV, dos benefícios ambientais que poderiam ser trazidos pelo fim da queima antes da colheita da cana, focando nos impactos trazidos à saúde humana, considerando, inclusive a fuligem emitida. Assim, dentre os resultados obtidos está que a eliminação da queima é interessante do ponto de vista ambiental, ressaltando a importância de os estudos na área considerarem a fuligem. Além disso, os autores ressaltam que é importante investir em tecnologias que aumentem a produtividade da lavoura, bem como na produção do etanol de 2ª geração, como forma de produzir mais considerando os mesmos índices de impacto.

Pryor et al. (2017) realizaram uma ACV com foco nas variações no consumo de combustíveis fósseis e nas emissões de gases de efeito estufa em quatro usinas situadas em duas regiões produtoras de açúcar na África do Sul. Foram selecionadas duas usinas situadas em regiões onde os canaviais são irrigados e outras duas usinas em que não ocorre irrigação. Os resultados mostraram que, apesar da irrigação demandar grande utilização de energia, nas regiões não irrigadas são usadas maiores quantidades de fertilizantes e diesel, deixando as emissões de gases de efeito estufa em patamares semelhantes.

Hun, Mele e Pérez (2017) executaram um estudo de ACV considerando os três níveis de tecnologia existentes na produção agrícola de cana na província argentina de Tucumán. Os autores utilizaram o método CML 2001. Pelos resultados, os autores

puderam constatar, que ao contrário do que ocorre em outros países, na região estudada não existe uma integração forte entre os produtores agrícolas e as usinas, o que faz com que práticas como a aplicação de vinhaça e torta de filtro na lavoura não ocorra, impactando diretamente nas emissões ao ambiente. Os dois insumos que são identificados como de maior impacto ambiental são o diesel e os fertilizantes nitrogenados.

Silalertruksa, Pongpat e Gheewalaab (2017) conduziram um estudo de ACV na Tailândia utilizando o método ReCiPe como base para a AICV. Os autores simularam três opções de novas tecnologias para a produção: 1) mecanização das operações na lavoura, 2) utilização do bagaço para a cogeração de energia, 3) utilização da vinhaça como fertilizante. Todos os cenários se mostraram menos impactantes ao meio ambiente do que as práticas adotadas no cotidiano tailandês, mesmo que proporcionem o aumento do consumo de diesel. Apesar disso, os autores enfatizam que na fase agrícola é importante buscar aumentos de produtividade, utilização eficiente da vinhaça e a retirada sustentável da palhada da cana para a utilização para cogeração.

García et al. (2016) compilaram os dados referentes a 4 usinas de açúcar no México para conduzir um estudo de ACV. Os autores focaram no cálculo da pegada de carbono utilizando, principalmente, os inventários de emissão propostos pela Comissão Europeia. Nesse sentido, corroboraram que a fase agrícola é a que mais emite gases de efeito estufa (de 59% a 74% do total de emissões, dependendo do cenário), sendo a aplicação de fertilizantes a atividade com maior participação nas emissões – de 40% a 50%. Ressalta-se a observação dos autores de que, apesar da fase agrícola ser a maior emissora, ainda é onde residem as maiores incertezas nos cálculos de emissões.

Considerando os artigos apresentados anteriormente, é possível observar alguns pontos em comum:

1) A totalidade dos artigos, mesmo considerando métodos diferentes para a AICV e variações no escopo, chegou a resultados que demonstraram que a maior parcela das emissões ao meio ambiente ocorre na fase agrícola da produção sucroenergética;
2) A maioria dos trabalhos focou nas emissões de gases de efeito estufa. Nesse caso, as principais fontes de emissão foram os combustíveis fósseis, principalmente diesel, e os fertilizantes;
3) Nos trabalhos em que se avaliou a utilização da queima antes da colheita, foi demonstrado que a eliminação da queima traz benefícios ambientais;

4) A utilização da vinhaça na lavoura e da palha para cogeração, bem como o aumento da produtividade foram apontados como possíveis mitigadores de impactos.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

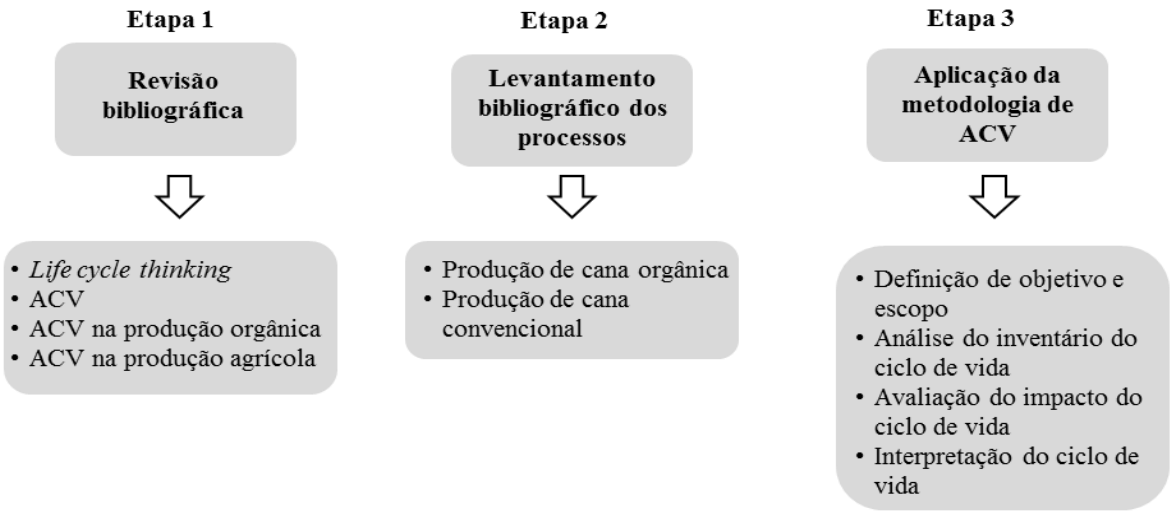
Nesta seção são apresentados os procedimentos metodológicos adotados nesta pesquisa tendo em vista o seu objetivo. Além do detalhamento das etapas percorridas na execução deste trabalho, também são caracterizados os sistemas considerados no estudo.

2.1. Etapas da pesquisa

A presente pesquisa classifica-se como de abordagem quantitativa, pois trabalha com dados e resultados possíveis de serem mensurados. Além disso, pauta-se na objetividade na coleta e análise dos dados utilizando-se de ferramentas padronizadas e neutras, tratando-se, no caso, da metodologia de ACV (SILVEIRA; CÓRDOVA, 2009; FONSECA, 2002).

Para o alcance do objetivo estipulado, a condução desta pesquisa foi dividida em três etapas principais, ilustradas na Figura 4 e detalhadas a seguir:

Figura 4. Etapas de condução da pesquisa.



Fonte: elaboração própria.

3.1.1. Revisão bibliográfica

Nesta primeira etapa foi realizada uma pesquisa de caráter qualitativo e exploratório a fim de se obter maior entendimento de temas que permeiam a construção teórica da metodologia de ACV. Nesse sentido, foi explorado o conceito de pensamento do ciclo de vida ("*life cycle thinking*") como forma de se compreender a base sobre a qual a metodologia foi construída.

A partir deste ponto, a pesquisa se concentrou efetivamente na ACV, buscando obter maior familiaridade com os conceitos envolvidos, as etapas necessárias para sua

realização e as discussões teóricas acerca de pontos de atenção a serem observados na condução dos estudos que envolvem a produção agrícola e orgânica. Os resultados obtidos nesta etapa foram apresentados no capítulo 2.

3.1.2. Levantamento bibliográfico dos processos de produção de cana convencional e orgânica

Como suporte inicial à pesquisa, foi realizada uma pesquisa bibliográfica sobre as etapas da produção convencional e orgânica da cana-de-açúcar. A finalidade deste levantamento foi identificar as operações e insumos envolvidos no sistema de produção da cana como forma de se subsidiar de informações anteriormente ao contato com a propriedade objeto do estudo de caso.

Também foram explorados os princípios que envolvem os sistemas de produção orgânicos e suas aplicações no setor sucroenergético. Além disso, foi realizado um levantamento bibliográfico de alguns trabalhos de ACV com foco no setor sucroenergético.

Os resultados obtidos nesta etapa foram apresentados no capítulo 3.

3.1.3. Aplicação da metodologia de ACV

Após as fases de levantamentos bibliográficos, foi conduzido um estudo de ACV com dados primários obtidos em campo em uma propriedade padrão na produção convencional e orgânica de cana-de-açúcar. Nessa seção são apresentadas as características da propriedade estudada e o detalhamento dos procedimentos adotados em cada etapa da ACV. A condução desta pesquisa segue a estrutura de trabalho preconizada pela ISO 14040:2016, segundo a qual um estudo de ACV deve estar organizado em quatro fases, sendo: 1) definição de objetivo e escopo, 2) análise do inventário do ciclo de vida, 3) avaliação do impacto do ciclo de vida e 4) interpretação do ciclo de vida.

3.1.3.1. Caracterização dos sistemas considerados no estudo

As áreas de produção orgânica e convencional são contíguas, portanto considera-se que estão submetidas às mesmas condições edafoclimáticas. Como a propriedade é grande fornecedora de uma das principais usinas de açúcar orgânico do país, pode-se considerar que as práticas ali adotadas estão em consonância com as principais técnicas utilizadas na produção de cana-de-açúcar da usina como um todo.

Algumas características dos sistemas de produção abrangidos por este estudo são retratadas no Quadro 4, que traz os dados relativos ao tamanho da propriedade-modelo, produtividade e ATR da cana produzida. Vale ressaltar que, quanto às técnicas de manejo empregadas pelo produtor, em ambos os casos o preparo de solo é convencional, o plantio é semi-mecanizado, a colheita é totalmente mecanizada e a vinhaça aplicada é concentrada, com sua distribuição sendo realizada em linha.

Quadro 3. Caracterização dos sistemas abrangidos pelo estudo.

Cenário	**Tamanho da propriedade (ha)**	**Produtividade (t/ha)**	**ATR (kg/t)**	**Uso de defensivos**	**Tipo de fertilizantes**
Orgânico	180	90	133	Não	Orgânicos
Convencional	300	110	130	Sim	Orgânicos e sintéticos

Fonte: elaboração própria a partir de dados primários.

Os insumos aplicados nos sistemas de produção deste estudo estão relacionados no Quadro 5, que traz as quantidades médias utilizadas por ano por hectare cultivado, considerando-se o espaço temporal do estudo (6 anos ou 5 cortes).

Quadro 4. Insumos aplicados nos sistemas de produção do estudo (em quantidade aplicada por hectare por ano).

Fase	**Insumo**	**Unidade**	**Convencional**	**Orgânico**
Preparo de solo	Calcário	kg	583	583
	Fosfato	kg	333	350
	Gesso	kg	167	-
Plantio	Fertilizante formulado (4-20-20)	kg	103	-
	Inseticida*	kg	0,25	-
	Nematicida*	L	6	-
Tratos culturais	Herbicida 1*	kg	1	-
	Herbicida 2*	kg	1	-
	Maturador	L	0,5	-
	Fertilizante formulado (20-05-20)	kg	383	-
Tratamento da soqueira	Vinhaça	m3	8,33	25
	Torta de filtro	t	7	1,67
	Rocha de basalto	kg	-	250
	Herbicida 3*	L	3	-
	Herbicida 4*	kg	0,25	-

Fonte: elaboração própria a partir de dados primários.

**Inseticida: fipronil; Nematicida: carbofuran; Maturador: trinexapac-ethyl; Herbicida 1: diurom e hexazinona; Herbicida 2: tebutiurom; Herbicida 3: imazapique; Herbicida 4: glifosato*

No caso do diesel, considerando-se todas as operações agrícolas mais os transportes de insumos, aplicação da vinhaça e transporte da cana até a usina, tem-se uma média anual de 418,57 L/ha para a cana convencional e 412,49 L/ha para a cana orgânica.

3.1.3.2. Definição de objetivo e escopo

A definição de objetivo e escopo da ACV foi realizada baseada nos levantamentos bibliográficos realizados anteriormente, bem como a realidade encontrada no levantamento de dados e entrevistas realizadas com especialistas.

Os dados compilados na propriedade-modelo foram obtidos através de 3 entrevistas por pautas realizadas com o proprietário. Conforme Gil (2008), este tipo de entrevista são as em que existe um certo grau de estruturação, já que alguns pontos de interesse são previamente definidos pelo entrevistador. Porém, ao longo da conversa é permitido que o entrevistado discorra a vontade sobre os temas propostos.

A seleção por este tipo de abordagem se deu porque era necessário caracterizar aspectos qualitativos da propriedade, como os seus processos produtivos e quais insumos eram utilizados. Para facilitar a compilação dos dados, a partir da literatura foram construídos dois fluxos de produção: um relativo à cana convencional e outro, à cana orgânica, contendo os processos produtivos e os insumos utilizados em cada etapa. A partir destes fluxos, o produtor foi validando as informações, acrescentando os pontos que julgava necessários e informando os insumos e as quantidades utilizadas. Com o decorrer da pesquisa, conforme necessário, demais questionamentos foram encaminhados por e-mail ou telefone.

Para complementar as informações que haviam sido obtidas junto ao proprietário, foram conduzidas outras entrevistas com especialistas para discutir aspectos teóricos referentes à pesquisa. Os especialistas contatados foram: um agrônomo representante comercial de uma empresa de defensivos, uma doutoranda da área de ACV, um docente da FCAV e um docente da UFSCar que possuem pesquisas na área de emissões atmosféricas na agricultura e três pesquisadores do Laboratório Nacional de Biorrenováveis (LNBR) que possuem pesquisas na área da ACV no setor sucroenergético.

A partir desse conjunto de informações, definiu-se o objetivo desta pesquisa apresentado na seção 1.1. Além disso, em relação ao escopo convencionou-se conduzir

um estudo de ACV atribucional e parcial abrangendo do berço ao portão da fábrica. Conforme mencionado na seção 1.2, pesquisa anterior demonstrou a importância da fase agrícola no tocante às emissões ao meio ambiente. E, para este caso, a modelagem atribucional é a que melhor se adapta, já que permite responder como os elementos ambientais se comportam ao longo do fluxo produtivo considerado dentro de uma janela temporal definida (WEIDEMA et al., 2018).

Como a função dos dois sistemas de produto é produzir cana-de-açúcar para o fornecimento em usina sucroenergética, estabeleceu-se a unidade funcional em **1 tonelada de cana-de-açúcar**. Em relação aos limites temporais, os dados coletados são referentes a um ciclo de vida médio da cana-de-açúcar, que corresponde a 6 anos ou 5 cortes, abrangendo desde a etapa de preparo de solo até o tratamento da soqueira.

3.1.3.3. Análise do inventário do ciclo de vida

De forma iterativa, conforme previsto na norma ISO 14040, os dados primários de entrada utilizados nesta fase foram coletados nas entrevistas realizadas com o proprietário da fazenda na primeira etapa da ACV. Nos casos em que a obtenção destes dados não foi possível, foram utilizados dados secundários provenientes da Biorrefinaria Virtual de Cana-de-açúcar (BVC). A BVC é uma ferramenta de simulação computacional desenvolvida pelo LNBR que permite avaliar aspectos técnicos, sociais, econômicos e ambientais na cadeia produtiva da cana-de-açúcar em diversos cenários. Mais especificamente neste trabalho foi utilizado o módulo CanaSoft, que possibilita a modelagem de produção de biomassa sob diferentes condições (CHAGAS et al., 2016).

Além de subsidiar alguns dados de entrada do sistema, a BVC também foi utilizada na construção dos inventários de saídas do sistema.

3.1.3.4. Avaliação do impacto do ciclo de vida

Para a realização da etapa de avaliação do impacto do ciclo de vida, tendo-se por base a revisão de literatura realizada, foi selecionado o método ReCiPe. O ReCiPe foi desenvolvido em 2008 na Holanda pelas Universidades Radboud e Leiden, o Instituto Nacional de Saúde Pública e Meio Ambiente (RIVM) e pela PRé Consultants. A ferramenta é uma evolução dos métodos Eco-indicator 99 e CML trazendo cálculos mais atuais dos impactos causados pelas emissões (RIVM, 2017).

O primeiro critério para a seleção foi o nível de avaliação de impacto. Assim, optou-se por utilizar um método que possuísse categorias de *midpoint*, como forma de se tentar diminuir as incertezas inerentes a qualquer pesquisa. Depois, de acordo com a

revisão de literatura realizada, foi selecionado um método que possuísse abrangência global e cuja utilização fosse possível para a realidade brasileira.

Dentre as categorias de impacto disponibilizadas pelo ReCiPe, foram selecionadas para este estudo as seguintes: mudanças climáticas, depleção do ozônio estratosférico, toxicidade humana, acidificação terrestre, eutrofização de água doce, ecotoxicidade terrestre, ecotoxicidade de água doce, uso de terra agrícola e depleção de recursos fósseis. A seleção destas categorias foi realizada em um painel de especialistas e foram consideradas as categorias que possuem relevância para a produção agrícola de cana-de-açúcar.

A BVC possui os cálculos do ReCiPe inseridos em seu banco de informações. Portanto, quando são construídos os inventários, automaticamente já se tem a saída de dados de avaliação do impacto do ciclo de vida.

3.1.3.5. Interpretação do ciclo de vida

A fase de interpretação do ciclo de vida já é realizada de maneira iterativa durante as etapas anteriores. Nesta etapa são elaboradas as conclusões permitidas pelos resultados nas seguintes ordem de análise: i) impactos ambientais de cada sistema de acordo com categorias de impacto relevantes na produção de cana-de-açúcar na unidade funcional 1 tonelada de cana; ii) grau de influência da alteração da unidade funcional escolhida para 1 hectare de cana-de-açúcar; e iii) a influência da produtividade estimada para sistema nos valores das categorias alcançados.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Seguindo os métodos propostos anteriormente, neste capítulo são apresentados os resultados obtidos na pesquisa. Como a primeira etapa do estudo de ACV, que é a definição de objetivo e escopo, já foi explicitada no capítulo 4, neste capítulo são, em um primeiro momento, apresentados e analisados os resultados referentes às demais três etapas propostas pela norma ISO 14040: análise de inventário, avaliação do impacto do ciclo de vida e interpretação do ciclo de vida. Por fim, são apresentadas considerações gerais sobre a influência alteração da unidade funcional escolhida e da produtividade dos sistemas no resultado alcançado.

3.1. Resultados da ACV

Nos três subtópicos a seguir são apresentados os resultados alcançados em cada uma das três etapas da ACV realizada. No entanto, ressalta-se que para a viabilização deste estudo foi necessário assumir, conforme proposto na norma ISO 14040, as premissas descritas a seguir.

a) As bases de dados de inventário utilizadas neste trabalho não possuíam informação a respeito da cadeia produtiva da rocha de basalto e do fosfato natural, utilizados como fertilizantes na produção orgânica. Portanto, como a cadeia produtiva da rocha de basalto e do fosfato natural se assemelham à do calcário, extraindo estes insumos da natureza e realizando sua moagem e distribuição, neste estudo é considerado que o calcário, a rocha de basalto e o fosfato natural possuem a mesma carga ambiental;
b) Considera-se neste estudo que a carga ambiental da cultura de rotação é pertencente apenas aos seus produtos. Portanto, estes impactos não estão considerados na cana-de-açúcar;
c) As cargas ambientais relativas às cadeias produtivas dos agentes biológicos utilizados na lavoura orgânica não são consideradas porque na consulta realizada a especialistas avaliou-se que a quantidade utilizada era muito pequena e poderia ser desprezada.

4.1.2. Etapa 2: Análise de inventário

Tendo por base as entradas de insumos nos sistemas convencional e orgânico retratadas anteriormente no Quadro 5, foram construídos na BVC os inventários de emissões dos dois sistemas, apresentados na seção de Apêndices. Seguindo o método

adotado pela BVC, os inventários foram construídos tendo-se por base as emissões de 1 hectare plantado com cana-de-açúcar de acordo com os dois cenários propostos.

Os dados relativos às cargas ambientais dos demais sistemas de produto envolvidos com o sistema deste estudo, quais sejam a produção de tratores, implementos, diesel, defensivos e fertilizantes foram obtidos da base de dados *Ecoinvent*[1]. As demais cargas ambientais são provenientes da BVC.

4.1.3. Etapa 3: Avaliação de impactos do ciclo de vida

Utilizando-se os dados de inventário obtidos na etapa anterior, através do método ReCiPe calculou-se os impactos potenciais nas categorias de impacto previamente selecionadas. Os valores obtidos, referentes a 1 tonelada de cana, podem ser observados no Quadro 6, cuja última coluna mostra a variação percentual entre os resultados da lavoura orgânica e da convencional.

Quadro 5. Resultados da avaliação de impactos do ciclo de vida (unidade funcional: 1 tonelada de cana).

Categoria de impacto	**Unidade**	**Convencional**	**Orgânica**	**Variação orgânica/ convencional (%)**
Mudanças climáticas (CC)	kg CO_2 eq	24,0645	29,5584	**22,8**
Depleção do ozônio (OD)	kg CFC-11	2,12E-06	2,61E-06	**23,1**
Toxicidade humana (HT)	kg 1,4-DB eq	11,7186	5,6031	**-52,2**
Acidificação terrestre (TA)	kg SO_2 eq	0,1788	0,2196	**22,8**
Eutrofização de água doce (FEU)	kg P eq	0,0016	0,0019	**22,9**
Ecotoxicidade terrestre (TE)	kg 1,4-DB eq	0,0048	0,0021	**-55,2**
Ecotoxicidade de água doce (FEC)	kg 1,4-DB eq	0,0415	0,0506	**22,0**
Uso de terra agrícola (ALO)	m^2a	0,0601	0,0728	**21,1**
Depleção de recursos fósseis (FD)	kg oil eq	8,9134	10,9484	**22,8**

Fonte: elaboração própria.

[1]Elementos do *ecoinvent* utilizados*:* Limestone, milled, loose, at plant/CH U; Gypsum, mineral, at mine/CH U; Pesticide unspecified, at regional storehouse/RER U; Glyphosate, at regional storehouse/RER U; Diuron, at regional storehouse/RER U; Carbofuran, at regional storehouse/RER U; Harvester, production/CH/I U; Tractor, production/CH/I U; Agricultural machinery, general, production/CH/I U.

Observa-se, em uma primeira análise que na maioria das categorias de impacto, os valores relativos à produção orgânica apresentam desempenho pior do que da agricultura convencional. Apenas nas categorias Toxicidade Humana e Eutrofização Terrestre é possível notar que os valores da lavoura orgânica são mais baixos do que na convencional.

Já em relação às fontes de emissão que mais contribuem para as categorias de impacto, é possível notar pelo Gráfico 1 que, no geral, seis se destacam: o uso de fertilizantes, o desgaste dos pneus dos maquinários agrícolas, a combustão do diesel nas operações agrícolas e as cargas ambientais provenientes da produção do diesel, dos tratores e dos implementos agrícolas. Percebe-se que, excetuando-se os fertilizantes, as demais fontes estão relacionadas à mecanização das operações agrícolas. Sendo as operações mecanizadas bastante semelhantes entre ambos os cultivos, as porcentagens de participação das fontes emissoras são próximas em muitas das categorias.

As cadeias produtivas do diesel e dos tratores contribuem em todas as categorias de impacto, variando em cada caso a proporção em que essa participação ocorre. A produção de tratores se mostrou bastante relevante nas categorias Eutrofização de água doce (73%), Ecotoxicidade de água doce (82%), Uso da terra (86%) e Toxicidade Humana (40%). Nas demais categorias, as contribuições foram menores, variando abaixo dos 14%.

No caso do diesel, a utilização do combustível nas máquinas agrícolas responde pela maior parte das categorias Mudanças climáticas (79%) e Acidificação terrestre (83%). Já a produção do diesel é a principal contribuinte para as categorias de Depleção do ozônio estratosférico e Depleção de recursos fósseis, respondendo por mais de 87% do total de ambas categorias. As categorias de impacto em que se observa a menor participação do diesel, seja na sua produção ou na queima, são Toxicidade humana e Uso da terra agrícola.

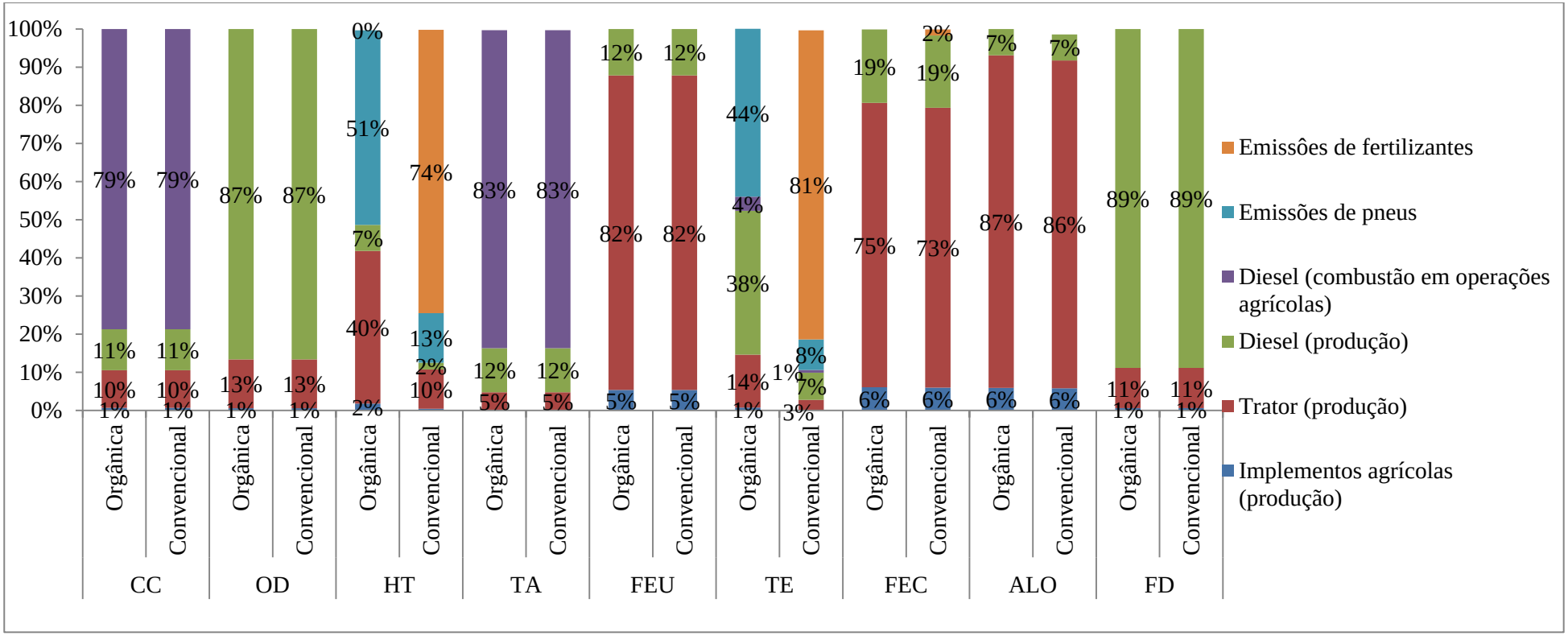
Os impactos relacionados à produção dos implementos agrícolas tem participação menor do que a produção de tratores, sendo de cerca de 5% nas categorias em que é mais relevante, sendo estas as categorias Eutrofização de água doce, Ecotoxicidade de água doce e Uso da terra agrícola. Nas demais categorias a participação dessa fonte não é relevante.

Nas emissões dos fertilizantes sintéticos e dos pneus, notou-se que houve uma diferença na participação referente aos cultivos orgânico e convencional. Como não há aplicação de fertilizantes sintéticos na produção orgânica, os impactos associados a esses insumos só ocorrem na produção convencional. À vista disso, os maiores

impactos associados ao uso de fertilizantes foram nas categorias Toxicidade Humana e Ecotoxicidade Terrestre, nas quais a participação foi de 74% e 81%, respectivamente. Nas demais categorias, praticamente não houve contribuição da utilização de fertilizantes sintéticos.

Por outro lado, na participação das emissões dos pneus, as categorias de impacto que mais foram influenciadas também foram Toxicidade Humana e Ecotoxicidade Terrestre, porém com maior peso na produção orgânica, já que neste caso não houve a participação dos fertilizantes sintéticos. Como exemplo, enquanto na Toxicidade Humana, os pneus contabilizaram 13% do total na produção convencional, na orgânica, responderam por 51%.

Gráfico 1. Participação das principais fontes de impacto nas categorias.



Fonte: elaboração própria.

Legendas: CC (Mudanças Climáticas); OD (Depleção do ozônio estratosférico); HT (Toxicidade Humana); TA (Acidificação terrestre); FEU (Eutrofização de Água Doce); TE (Ecotoxicidade Terrestre); FEC (Ecotoxicidade de Água Doce); ALO (Uso de Terra Agrícola); FD (Depleção de Recursos Fósseis).

4.1.4. Etapa 4: Interpretação

A etapa final proposta pela norma ISO 14040 é a interpretação dos resultados obtidos nas etapas anteriores. Algumas observações gerais já foram realizadas na Etapa 3, portanto nesta etapa serão aprofundadas as discussões relativas a cada categoria de impacto.

4.1.4.1. Mudanças climáticas

Os principais GEE emitidos nas atividades agrícolas são o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O). A emissão de CO_2 na agricultura está relacionada principalmente à utilização de combustíveis fósseis e à depleção dos estoques de carbono do solo. Já a emissão de N_2O tem relação direta com a aplicação de fertilizantes nitrogenados, podendo esta fonte responder por mais de 40% da emissão de GEE no cultivo da cana (LISBOA et al., 2011) Por fim, a emissão de CH_4 resulta da decomposição de matéria orgânica, bem como da produção e distribuição de combustíveis fósseis (BORDONAL, 2013; IPCC, 2014).

Os resultados relativos à categoria "Mudanças climáticas" neste estudo apontaram para um maior impacto ambiental proveniente da agricultura orgânica, com 29,56 kg CO_2 eq emitidos por tonelada de cana ao passo que a lavoura tradicional emitiu 24,06 kg CO_2 eq por tonelada de cana.

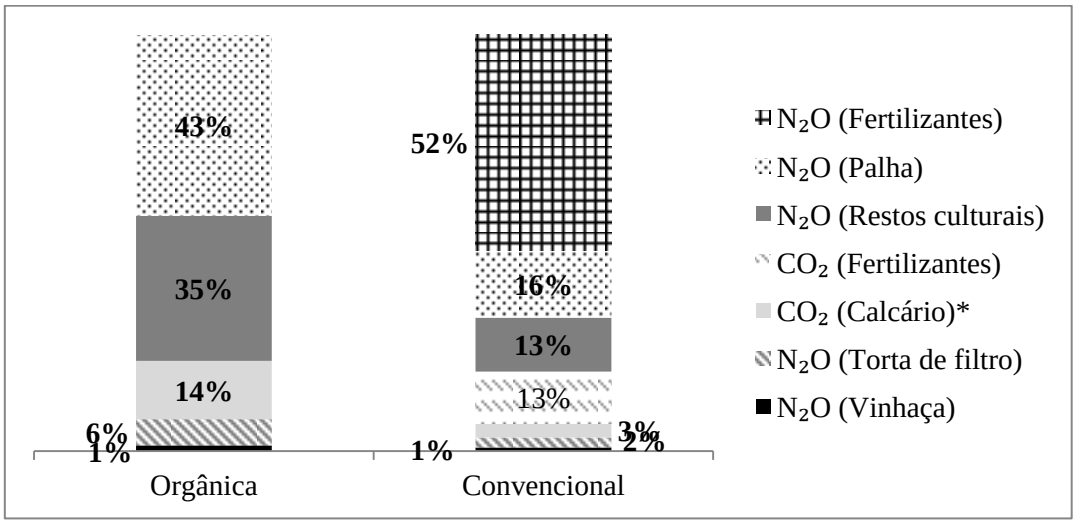
O principal aspecto ambiental contribuinte para essa categoria de impacto foi o consumo de diesel pelo maquinário agrícola, responsável por 79% do total. A segunda maior participação provém da carga ambiental da cadeia produtiva do diesel, representando 11% do total. Por fim, os 11% restantes estão relacionados à cadeia produtiva dos tratores e demais implementos agrícolas. Vale ressaltar que as participações porcentuais destes aspectos ambientais foram as mesmas tanto na produção convencional quanto na orgânica, o que pode ser explicado pelo fato das operações agrícolas envolvidas em ambas as lavouras serem praticamente iguais.

Trabalhos anteriores relatam que, dentre os insumos aplicados, os fertilizantes nitrogenados tem papel de relevância nessa categoria de impacto (FIGUEIREDO; LA SCALA, 2011; LISBOA et al., 2011; BORDONAL et al., 2015). Neste trabalho, em um detalhamento (Gráfico 2) é possível notar que no caso da lavoura convencional, 52% das emissões provenientes de fertilizantes e resíduos culturais são relativas ao N_2O resultante da aplicação de fertilizantes e 16% provém do CO_2 emitido também pela

aplicação de fertilizantes. Do restante, 29% destas emissões tem relação com os resíduos culturais deixados no campo como palha, raízes, dentre outros. Os 3% faltantes são ocasionados pelo N_2O emitido na aplicação de vinhaça e torta de filtro.

Já no caso da lavoura orgânica, 78% das emissões provenientes de fertilizantes e resíduos culturais estão relacionadas aos resíduos culturais. Em segundo lugar (14%) estão as emissões relacionadas com a aplicação de calcário e os 8% restantes provém da aplicação de vinhaça e torta de filtro.

Gráfico 2. Fontes das emissões provenientes de calcário, fertilizantes e resíduos culturais na categoria Mudanças Climáticas.



*no caso da produção orgânica também estão incluídas as emissões provenientes da aplicação da rocha de basalto
Fonte: elaboração própria.

Em trabalho anterior, Mondelaers et al. (2009), ao analisarem diversos trabalhos que tratavam da comparação entre lavoura orgânica e convencional, pontuaram que os resultados concernentes às emissões de GEE não possibilitavam concluir se, nesta categoria de impacto, a produção orgânica impactava mais ou menos do que a convencional, já que havia trabalhos com resultados divergentes.

Por fim, ressalta-se que a abordagem deste estudo não considera a variável estoque de carbono do solo, o que poderia contabilizar positivamente em termos de mitigação principalmente na categoria de impacto "mudanças climáticas". O solo e a biomassa são as duas maiores reservas terrestres de carbono biologicamente ativas, portanto qualquer tipo de alteração nessas duas variáveis pode levar a mudanças significativas nos valores de mitigação de carbono em uma estudo de emissões de GEE (BORDONAL et al., 2015).

Nesse ponto, segundo Adewale (2018), considerar esta variável poderia modificar o balanço de emissões principalmente da produção orgânica, já que, conforme explicitado na revisão de literatura, as práticas de conservação de solo adotadas na agricultura orgânica como o manejo reduzido de solo e a não aplicação de insumos sintéticos podem contribuir para o processo de sequestro de carbono. Portanto, em estudos futuros sugere-se que seja utilizada metodologia que possibilite contabilizar os efeitos da agricultura orgânica no tocante ao estoque de carbono no solo.

4.1.4.2. Depleção do ozônio estratosférico

Esta categoria está relacionada ao potencial de impacto das emissões do sistema de produto estudado na depleção da camada de ozônio existente na estratosfera. Esta camada absorve a radiação ultravioleta proveniente do sol, porém algumas substâncias que contém bromo, carbono, cloro e flúor interferem no seu equilíbrio natural de recomposição, contribuindo para que a camada fique menos espessa. Assim, uma taxa maior de radiação atinge a Terra trazendo consequências negativas para a saúde humana e para os ecossistemas (HUIJBREGTS et al., 2016).

No âmbito dos sistemas de produção agrícolas grandes fontes de emissão de substâncias que contribuem para a depleção do ozônio estão relacionadas às indústrias que produzem maquinário agrícola, já que utilizam solventes, baterias e sistemas de refrigeração de motores e ares condicionados (WEARE, 1995).

Em trabalho anterior, Morales et al. (2015) identificaram que na indústria de extração e processamento do petróleo, a atividade de transporte de combustíveis era a que mais contribuía para a depleção do ozônio, sendo o Halon 1301, utilizado em extintores de incêndio, a principal substância.

Neste estudo, obteve-se que, para 1 tonelada de cana-de-açúcar, as emissões contribuintes para a categoria "Depleção do ozônio estratosférico" foram maiores na produção orgânica, com 2,61E-06 kg CFC-11, enquanto na produção convencional totalizaram 2,12E-06 kg CFC-11, representando uma diferença de 23%.

Vale ressaltar que, em termos porcentuais, a contribuição das diversas fontes é a mesma tanto para a produção orgânica quanto para a convencional, sendo que a principal fonte de emissão contribuinte foi a produção de diesel, com 87% de participação. Em segundo lugar está a produção dos tratores, com 13% do total.

4.1.4.3. Toxicidade Humana

De acordo com Wenzel et al. (1997), a toxicidade humana está relacionada a substâncias químicas emitidas em processos produtivos que, ao serem propagadas para o solo, ar e água podem afetar negativamente a saúde humana.

Neste trabalho obteve-se que a produção de 1 tonelada de cana convencional emite 11,7186 kg 1,4-DB eq, ao passo que ao se produzir a mesma quantidade de cana orgânica são emitidos 5,6031 kg 1,4-DB eq, uma redução de 52,2%.

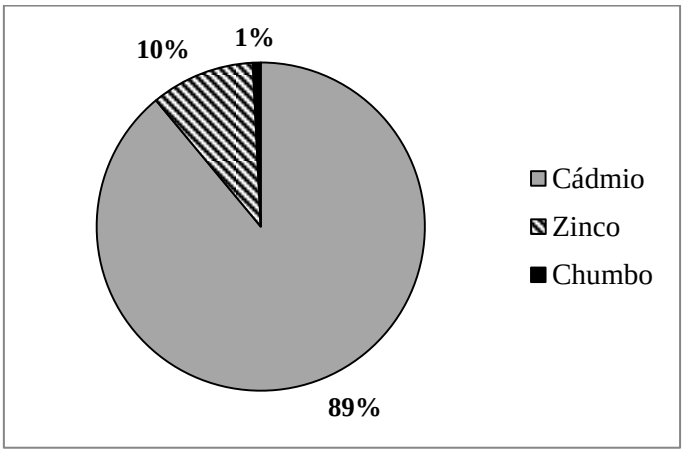
As fontes de emissões nesta categoria tem grande variação quando são comparadas as produções convencional e orgânica. No caso da produção orgânica as maiores fontes de emissões relacionadas à toxicidade humana são as provenientes das emissões dos pneus dos maquinários agrícolas (51%) e da produção dos tratores (40%). Em menores proporções aparecem as emissões relacionadas com a produção do diesel (7%) e dos implementos agrícolas (2%).

Já na produção convencional, as emissões dos fertilizantes são as que mais impactam nesta categoria, representando 74% do total. Após estão as emissões dos pneus de maquinários (13%) e os impactos da produção dos tratores (10%) e do diesel (2%).

Analisando mais detalhadamente os dados obtidos em relação à produção orgânica, pode-se observar que dentre as emissões provenientes dos pneus dos maquinários, a mais significativa é a emissão de cádmio no solo, que representa 44% da totalidade de fontes emissoras da categoria de toxicidade humana.

Já no caso da produção convencional, o principal foco de emissões que impactam a toxicidade humana são os metais provenientes do uso de fertilizantes e corretivos sintéticos, responsáveis por 74% do total da categoria. Conforme ilustrado no Gráfico 3, dentre eles, o mais relevante é o cádmio, que representa 89% da totalidade de emissões resultantes da aplicação dos fertilizantes. Em segundo lugar está o zinco, com 10% de participação.

Gráfico 3. Participação das principais fontes de emissões provenientes do uso de fertilizantes na categoria Toxicidade Humana.



Fonte: elaboração própria.

Vale ressaltar que neste estudo os defensivos agrícolas, com frequência associados à toxicidade humana, representam uma parcela muito pequena dos fatores relacionados a esta categoria - apenas 0,00000248% do total.

4.1.4.4. Acidificação terrestre

A acidificação terrestre ocorre quando substâncias inorgânicas como sulfatos, nitratos e fosfatos são emitidos na atmosfera e depois, depositados no solo alterando o nível de acidez. Esse fenômeno é comumente denominado de chuva ácida e a modificação no teor de acidez pode ser prejudicial para algumas espécies de plantas, levando a alterações no desenvolvimento ou até mesmo o desaparecimento de determinadas espécies (HUIJBREGTS et al., 2016).

Os impactos concernentes à acidificação terrestre se apresentaram maiores na produção orgânica, que obteve 0,2196 kg SO_2 eq, enquanto a produção convencional totalizou 0,1788 kg SO_2 eq, o que representa uma redução de 22,8%.

Neste estudo, as participações porcentuais relacionadas a essa categoria são as mesmas nas produções orgânica e convencional. A fonte com maior participação nesta categoria é o consumo de diesel no maquinário agrícola, que responde por 83% do total. Após, está a contribuição da cadeia produtiva do diesel, que representa 12% da totalidade. Por fim, a produção dos tratores contribui com 5% na categoria.

Assim, nota-se que o diesel é responsável por 95% das contribuições totais desta categoria de impacto. Esse fenômeno tem relação com o refino do petróleo, que produz dióxido de enxofre (SO_2), e com a combustão do diesel, que emite NOx. Além disso, as

impurezas do enxofre que permanecem no diesel mesmo após o refino acabam formando SO_2 e óxido sulfúrico (SO3) quando da sua combustão.

4.1.4.5. Eutrofização de água doce

A eutrofização de água doce ocorre quando alguns nutrientes, como fósforo e potássio, são aplicados no solo e, consequentemente, atingem os corpos hídricos de água doce. Assim, os níveis desses nutrientes se elevam, interferindo na nutrição e na reprodução de organismos como algas, cianobactérias, peixes e invertebrados (HUIJBREGTS et al., 2016).

No caso do ReCiPe, esta categoria de impacto leva em consideração a quantidade de fósforo que passa do solo para a água doce, o tempo que este nutriente permanece na água e o potencial de desaparecimento de espécies devido ao aumento no nível de fósforo na água (HUIJBREGTS et al., 2016).

Na categoria de "Eutrofização de água doce" obteve-se um valor de impacto mais elevado para a produção orgânica, com 0,0019 kg P eq, enquanto a produção convencional apresentou um valor 22,9% menor, de 0,0016 kg P eq.

Analisando-se os dados pertinentes à categoria "Eutrofização de água doce" tem-se que a contribuição percentual das principais fontes de emissão é a mesma tanto na produção orgânica quanto na convencional. Assim, conforme pode ser visualizado no Gráfico 1, a maior carga ambiental na distribuição percentual é a da cadeia produtiva dos tratores (82%), seguida pela produção de diesel (12%) e pela produção dos implementos agrícolas (5%).

4.1.4.6. Ecotoxicidade terrestre

O conceito de Ecotoxicidade terrestre está relacionado à mensuração da toxicidade dos metais depositados no solo devido à atividade produtiva (HUIJBREGTS et al., 2016; HAYE; SLAVEYKOVA; PAYET, 2007).

Na categoria "Ecotoxicidade terrestre", a produção orgânica obteve um índice de 0,0021 kg 1,4-DB eq, valor 55,2% menor do que o apresentado pela produção convencional, de 0,0048 kg 1,4-DB eq.

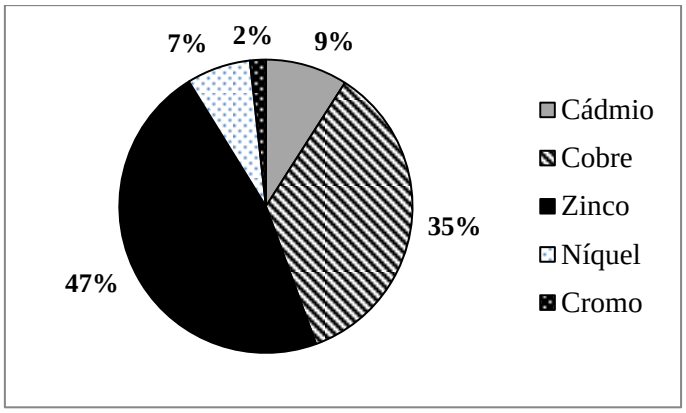
No tocante aos principais aspectos ambientais contribuintes para a categoria, nota-se que existe uma grande diferença entre a distribuição relativa a cada tipo de produção. Conforme ilustrado no Gráfico 1, na produção orgânica a principal fonte são as emissões provenientes dos pneus dos maquinários agrícolas, com 44% do total. Em segundo lugar, são contabilizados os impactos ambientais da produção do diesel,

respondendo por 38% da totalidade. Após, estão os impactos da produção dos tratores (14%) e o consumo do diesel nas operações agrícolas (4%).

Já na produção convencional tem-se que a principal fonte contribuinte é a emissão proveniente da aplicação de fertilizantes, totalizando 81% do montante da categoria. As demais participações são menores: 8% relacionados com as emissões dos pneus dos maquinários agrícolas, 7%, com a produção do diesel e 3%, com a produção dos tratores.

No Gráfico 4 é possível observar, quais são os metais responsáveis pelas emissões provenientes dos fertilizantes. Cobre e Zinco são os mais relevantes, já que representam 82% do total referente aos fertilizantes.

Gráfico 4. Participação das principais fontes de emissões provenientes do uso de fertilizantes na categoria Ecotoxicidade terrestre.



Fonte: elaboração própria.

4.1.4.7. Ecotoxicidade de água doce

A categoria de impacto Ecotoxicidade de água doce relaciona a toxicidade dos metais envolvidos no sistema de produto quando atingem corpos hídricos de água doce (HUIJBREGTS et al., 2016).

Nesta categoria, a produção orgânica emitiu 0,0506 kg 1,4-DB eq, o que representa um valor 22% maior do que os 0,0415 kg 1,4-DB eq emitidos pela produção convencional.

Percentualmente, as participações dos aspectos ambientais contribuintes para esta categoria são muito próximas nas produções orgânica e convencional. A principal contribuição vem dos impactos provenientes da produção dos tratores, que responde por 75% do total da produção orgânica e 73% da produção convencional. Após, vem a

participação da cadeia produtiva do diesel (19%) e a produção de implementos agrícolas (6%). No caso da produção convencional, ainda existem 2% provenientes das emissões de fertilizantes.

4.1.4.8. Uso da terra agrícola

A categoria de impacto “Uso da terra agrícola” está relacionada à ocupação das áreas envolvidas com o sistema de produto. Os cálculos desta categoria buscam representar não apenas a utilização da área, mas também os fatores relacionados como as mudanças na qualidade do solo, a redução da biodiversidade e da produtividade, dentre outros (SKOWROÑSKA e FILIPEK, 2013). Considerando-se que a terra é um bem escasso, a eficiência na sua utilização é um indicador importante quando se pensa na competição das culturas com outros tipos de cultivo, bem como com outras destinações como habitação ou instalação de indústrias (MONDELAERS et al., 2009).

Na categoria de "Uso da terra agrícola", a produção convencional obteve um resultado de 0,0601 m²a, valor 21,1% inferior ao atingido pela produção orgânica, de 0,0728 m²a. Este resultado é condizente com o trabalho de Mondelaers et al. (2009) e Tuomisto et al. (2012) que, em estudos de meta-análise, encontraram que a eficiência da produção orgânica na utilização da terra é 16-20% menor do que na produção convencional.

A distribuição porcentual das fontes de emissões contribuintes para esta categoria é bastante similar entre as produções convencional e orgânica. A maior participação é relativa à carga ambiental da produção dos tratores, representando 86% da produção convencional e 87% da produção orgânica. A segunda maior contribuição vem das emissões provenientes da produção de diesel (7%) e a terceira, da produção de implementos agrícolas (6%).

4.1.4.9. Depleção de recursos fósseis

A categoria de impacto “Depleção de recursos fósseis” ilustra a contribuição do sistema de produto para o esgotamento dos recursos fósseis disponíveis (HUIJBREGTS et al., 2016).

Na categoria de impacto “Depleção de recursos fósseis”, a produção orgânica apresentou maior valor, com 10,95 kg oil eq, ao passo que a produção convencional atingiu 8,91 kg oil eq, representando uma diferença de 22,8%.

No tocante à participação porcentual, em ambos os casos a produção de diesel foi o fator mais impactante, respondendo por 89% do total. Os 11% restantes foram originados da produção de tratores.

4.2. Incertezas associadas às premissas

Vale ressaltar que na realização deste trabalho foram estabelecidas algumas premissas que possibilitaram sua condução e a comparação entre os sistemas estudados. No entanto, algumas dessas suposições podem influenciar nas incertezas associadas aos resultados obtidos como é o caso da longevidade da cana-de-açúcar. Na coleta de dados primários, o produtor mencionou que outras lavouras de cana orgânica da região estavam começando a obter maior número de cortes do que as lavouras convencionais. Caso este cenário se estabeleça, os impactos associados à lavoura orgânica podem ser diminuídos, já que as atividades associadas à reforma do canavial diminuiriam, havendo menor utilização de maquinário agrícola, com consequente redução no consumo de diesel, desgaste de máquinas, pneus, dentre outros.

Além da questão da longevidade, foram identificadas outras três possíveis fontes de incertezas que poderiam afetar os resultados obtidos neste trabalho: o nível de produtividade da lavoura, a escolha da unidade funcional e a inserção da variável biodiversidade.

4.2.1. Produtividade

Rigby e Cáceres (2001) chamam a atenção para a questão da menor produtividade apresentada pela lavoura orgânica, já que em um mundo em que existe a pressão por produção de mais alimentos, combustíveis, fibras e forragem (BORDONAL et al., 2018), a quantidade produzida por unidade de área pode ser vista também como um item relevante que contribui para a segurança alimentar. Além disso, também pode influenciar na sustentabilidade do sistema, pois produzir mais a menores taxas de produtividade leva à maior necessidade de expansão das áreas de cultivo, o que pode significar avançar sobre áreas de vegetação nativa ou competir com outras culturas.

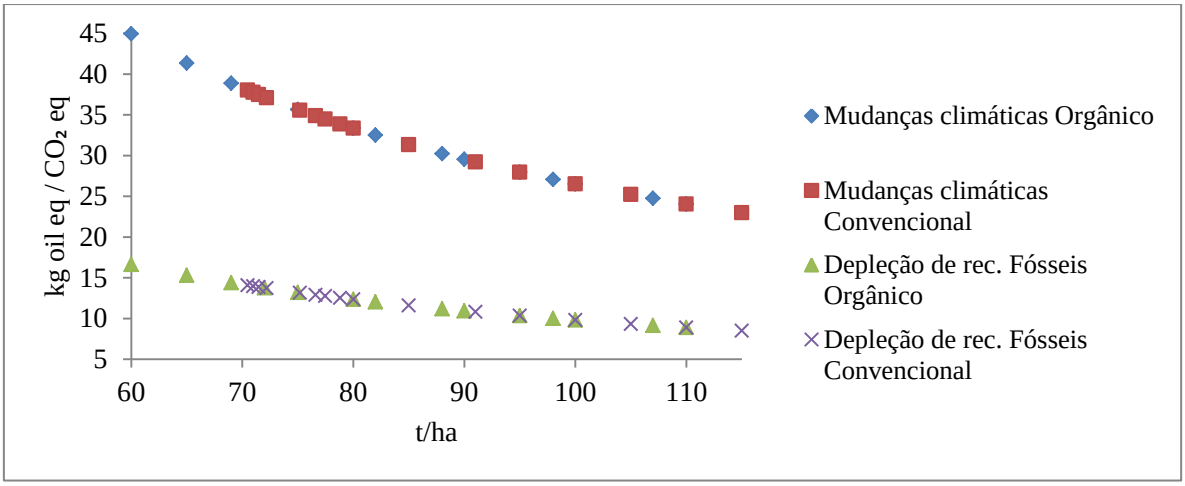
Como este trabalho considerou dois tipos de cultivo que apresentam níveis de produtividade diferentes, ao longo da condução da pesquisa questionou-se se a variável produtividade era relevante para os resultados obtidos e se houvesse algum tipo de correlação, se seria a mesma para todas as categorias de impacto.

Assim, optou-se por uma análise de regressão envolvendo a produtividade e os resultados obtidos nas categorias de impacto. Portanto, nesta análise foi possível notar

que existe relação direta entre os níveis de produtividade e os valores das categorias, o que pode explicar por que, mesmo com menor aplicação de insumos, a lavoura orgânica apresenta impactos maiores na grande parte das categorias selecionadas.

Como exemplo, no Gráfico 5, pode ser observada a correlação negativa existente entre o aumento da produtividade da cana e os valores das categorias Mudanças climáticas e Depleção de recursos fósseis.

Gráfico 5. Dispersão dos valores das categorias Mudanças climáticas e Depleção de recursos fósseis versus valores de produtividade de cana.



Fonte: elaboração própria.

Na análise de regressão observou-se que os valores de P-valor e R^2 foram os mesmos em todas as categorias de impacto, excetuando-se Toxicidade Humana e Ecotoxicidade Terrestre (Quadro 7).

Quadro 6. Valores de P-valor e R^2 obtidos na análise de regressão.

	Toxicidade Humana		**Ecotoxicidade Terrestre**		**Demais categorias**	
Métrica	**Orgânico**	**Convencional**	**Orgânico**	**Convencional**	**Orgânico**	**Convencional**
P-valor	7,88E-14	8,65E-14	7,88E-14	5,64E-14	7,88E-14	2,69E-18
R^2	0,970	0,963	0,970	0,964	0,970	0,984

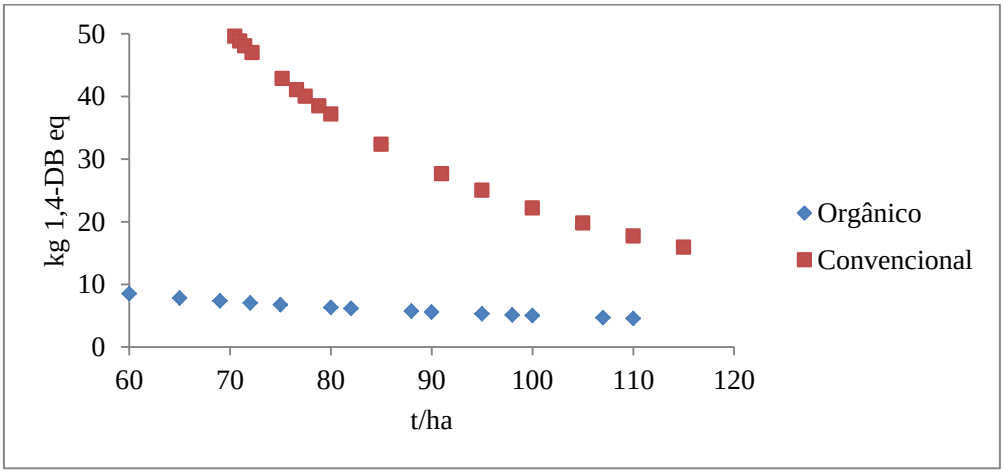
Fonte: elaboração própria.

De fato, ao plotar-se os valores de produtividade e dos resultados das categorias em um gráfico de dispersão, fica mais evidente que nos casos da Toxicidade Humana (Gráfico 6) e da Ecotoxicidade Terrestre (Gráfico 7), a lavoura orgânica apresenta uma sensibilidade menor às variações de produtividade. Assim, para estas duas categorias, o

range de resposta a grandes alterações de produtividade é bem mais reduzido do que nos casos das demais categorias.

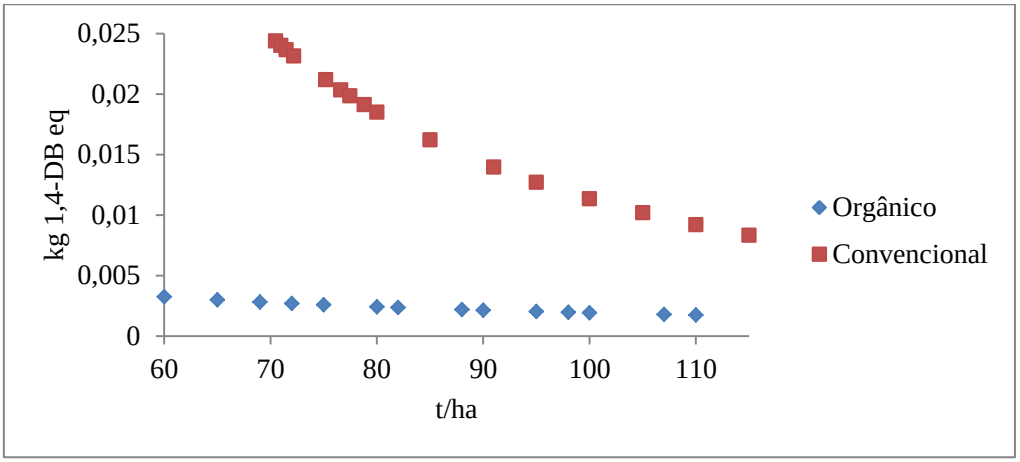
Vale observar que no caso dessas duas categorias, as maiores fontes de emissão são provenientes dos insumos, principalmente fertilizantes, diferentemente do que ocorre nas demais categorias, cujas fontes de emissão estão mais relacionadas a elementos de mecanização da lavoura, como os tratores, diesel e implementos. Dessa forma, nessas duas categorias, é mais evidente a diferença entre os sistemas de produção orgânico e convencional.

Gráfico 6. Dispersão dos valores de produtividade versus resultados da categoria Toxicidade Humana.



Fonte: elaboração própria.

Gráfico 7. Dispersão dos valores de produtividade versus resultados da categoria Ecotoxicidade Terrestre.



Fonte: elaboração própria.

4.2.2. Escolha da unidade funcional

Dentre os fatores que podem influenciar nos resultados deste trabalho está a menor produtividade obtida na lavoura orgânica. Como a unidade funcional deste estudo é 1 tonelada de cana-de-açúcar, uma produtividade menor significa demandar maior área agrícola para obter os mesmos resultados. Pelo lado dos insumos, ainda que se considere a mesma quantidade aplicada por hectare, tem-se uma maior quantidade de insumos aplicados para se obter a mesma 1 tonelada de cana.

Em seu trabalhos, Rigby e Cáceres (2001), Tuomisto et al. (2012), Meier et al. (2015) e Adewale et al. (2018) já haviam notado que algumas culturas apresentavam menor produtividade na lavoura orgânica, o que poderia ser um fator influenciador nas comparações realizadas com a produção convencional. Segundo Mondelaers et al. (2009), a menor eficiência na utilização da terra poderia influenciar nos resultados expressos em unidade de produto.

Apesar de alguns dos autores acima sugerirem a utilização de uma unidade funcional de área para tentar contornar essa questão, neste trabalho foi mantida a unidade funcional em termos de produto por se tratar do resultado da produção agrícola que é observado pela indústria, ou seja, o raciocínio da indústria que processa está voltado para a quantidade de cana que chega do campo. Portanto, já que se trata de um trabalho de ACV, que considera que a produção agrícola é uma das etapas que ocorrem para atingir o objetivo final, a produção de açúcar ou etanol, o mais lógico seria trabalhar com a unidade funcional em 1 tonelada de cana.

Ainda assim, optou-se por verificar se a escolha pela unidade funcional de 1 hectare traria variações nos resultados obtidos nas categorias de impacto. Os novos valores estão apresentados no Quadro 8, bem como a variação percentual obtida entre a produção orgânica e a convencional.

É possível observar que quando a unidade funcional é convertida para 1 hectare, os valores das categorias de impacto ficam mais próximos nos dois tipos de cultivo. A exceção fica para as categorias Toxicidade humana e Ecotoxicidade terrestre, em que os valores do cultivo orgânico permanecem bem mais baixos, tendo, inclusive, uma variação percentual ainda maior do que quando a unidade funcional é de 1 tonelada de cana. O uso de fertilizantes sintéticos é o fator que mais influencia na diferença de valores dessas duas categorias.

Quadro 7. Resultados da avaliação de impactos do ciclo de vida (unidade funcional: 1 hectare).

Categoria de impacto	Unidade	Convencional	Orgânica	Variação orgânica/ convencional (%)
Mudanças climáticas (CC)	kg CO_2 eq	2.647,095	2.660,256	0,5%
Depleção do ozônio (OD)	kg CFC-11	2,33E-04	2,35E-04	0,7%
Toxicidade humana (HT)	kg 1,4-DB eq	1.289,046	504,279	-60,9%
Acidificação terrestre (TA)	kg SO_2 eq	19,668	19,764	0,5%
Eutrofização de água doce (FEU)	kg P eq	0,176	0,171	-2,8%
Ecotoxicidade terrestre (TE)	kg 1,4-DB eq	0,528	0,189	-64,2%
Ecotoxicidade de água doce (FEC)	kg 1,4-DB eq	4,565	4,554	-0,2%
Uso de terra agrícola (ALO)	m^2a	6,611	6,552	-0,9%
Depleção de recursos fósseis (FD)	kg oil eq	980,474	985,356	0,5%

Fonte: elaboração própria.

Outro aspecto que pode ser observado nessa análise é que nas categorias de impacto em que foi identificado que a cadeia produtiva do diesel e dos tratores tem grande relevância, quais sejam, Mudanças climáticas, Acidificação terrestre, Eutrofização de água doce, Ecotoxicidade de água doce, Uso da terra e Depleção de recursos fósseis, obteve-se valores praticamente iguais na comparação por hectare, o que é condizente com o fato das operações mecanizadas de ambos os cultivos serem bastante semelhantes. Além disso, essas categorias obtiveram valores distintos na unidade funcional por unidade de produto, o que reforça ainda mais os resultados observados na análise de regressão, que identificou a grande relação entre a produtividade e os valores destas categorias.

4.2.3. Biodiversidade

Em trabalhos de meta-análise de artigos que trataram de comparações entre sistemas de produção orgânicos e convencionais de diferentes culturas, Mondelaers et al. (2009) e Tuomisto et al. (2012) pontuaram a existência de diversos trabalhos que mostravam que a agricultura orgânica tem efeito benéfico na biodiversidade do meio em que estava inserida, tornando possível encontrar maior quantidade de espécies de plantas e animais. Além disso, os autores destacam que no cultivo orgânico o solo

geralmente possui maior teor de matéria orgânica, reduzindo a erosão, retendo mais nutrientes e, consequentemente, o tornando mais propício para a microfauna.

Da mesma forma, um estudo de Miranda e Miranda (2004) realizado pela Embrapa na região de Ribeirão Preto, mapeou as espécies animais que habitavam uma área de cultivo orgânico de cana-de-açúcar e identificou a circulação de um número maior de espécies animais nos canaviais orgânicos do que nas demais áreas do entorno. Além disso, os autores observaram que as práticas de cultivo orgânico acabavam influenciando positivamente não só nos canaviais certificados como também no restante das áreas ao redor. Outro ponto positivo, segundo estes autores, é que a existência da certificação orgânica levava a implantação de um Sistema de Gestão Ambiental que beneficiava a sustentabilidade da propriedade como um todo.

Frente ao exposto, tem-se que, neste estudo, o método utilizado não foi capaz de refletir as mudanças relativas à biodiversidade nos dois sistemas de produção estudados. Conforme Notarnicola et al. (2017), Meier et al. (2015) e Teillard et al. (2016) comentam, a questão da biodiversidade ainda não é retratada de forma satisfatória pelos modelos de ACV existentes. No caso do ReCiPe, os impactos na biodiversidade são retratados mais especificamente na categoria de *endpoint* "biodiversidade", portanto, como este estudo se concentrou apenas em categorias de *midpoint*, este tema não foi abrangido.

4.3. Implicações gerenciais

Do ponto de vista gerencial, este estudo se mostra relevante ao revelar, por categorias de impacto ambiental, as características de cada um dos sistemas e, com isso, auxiliar os gestores quando da escolha por um dos dois sistemas produtivos. Esta afirmação é corroborada por Tuomisto et al. (2012) quando pontuam que em estudos comparativos é difícil eleger um sistema de produção como menos impactante em todos os aspectos analisados. Portanto, é necessário escolher as melhores práticas que se encaixem na realidade encontrada pelo empreendimento, nos objetivos pretendidos e nos custos possíveis de serem realizados.

No caso deste estudo, um dos exemplos de aplicação gerencial seria se o gestor estivesse optando por um sistema de produção que prezasse pela redução dos impactos referentes a determinada categoria de impacto. No caso da Toxicidade Humana e Ecotoxicidade Terrestre, por exemplo, a produção orgânica seria a mais interessante. Já no caso das demais categorias, o sistema de produção convencional é o mais adequado.

Assim, os resultados da pesquisa podem ser somados a outras variáveis que auxiliem na tomada de decisão.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados alcançados na ACV dos dois sistemas produtivos quando considerada a unidade funcional 1 tonelada de produto apontaram que nas categorias de impacto Toxicidade Humana e Ecotoxicidade Terrestre a produção orgânica da cana-de-açúcar apresenta-se menos impactante do ponto de vista ambiental. Para as demais categorias de impacto consideradas, os resultados entre os dois sistemas produtivos foram ligeiramente mais impactantes para a produção orgânica. Considerando-se que as premissas da agricultura orgânica centram-se na não-utilização de insumos sintéticos e que muitos consomem os orgânicos como forma de evitarem a ingestão de possíveis resíduos provenientes dos defensivos agrícolas, pode-se ponderar que apresentar resultados inferiores nas demais categorias é compensado pela obtenção de melhores indicadores nessas duas categorias.

Além disso, vale destacar a influência da variável produtividade e da escolha da unidade funcional neste estudo. Conforme ficou demonstrado, os valores das categorias de impacto estão fortemente relacionados à produtividade do sistema ao se utilizar a unidade funcional em termos de produto. Assim, quando foi utilizada a unidade de área, foi possível perceber que os impactos dos dois sistemas são muito semelhantes, exceto para as categorias de Toxicidade Humana e Ecotoxicidade Terrestre, que seguiram apresentando melhores resultados para o sistema de produção orgânico.

Em ambas as unidades funcionais, no entanto, uma análise mais detalhada dos principais aspectos ambientais que contribuem para os valores de cada uma das categorias de impacto, percebe-se que em sete delas as grandes contribuições provém dos elementos produtivos relacionados às atividades mecanizadas, ou seja, das cadeias produtivas do diesel, dos tratores e dos implementos agrícolas.

No entanto, como nos dois sistemas produtivos comparados as operações da produção agrícola possuem alto nível de mecanização e, portanto, se assemelham, em muitas das categorias obteve-se valores de impacto bem próximos quando se utilizou a comparação em unidades de área. O fato de se utilizarem insumos diferentes nos dois tipos de cultivo não se revelou relevante para as categorias de impacto Depleção do ozônio estratosférico, Acidificação terrestre, Eutrofização de água doce e Depleção de recursos fósseis.

Essa constatação está em consonância com o questionamento levantado por Rigby e Cáceres (2001), que comentam que a questão da sustentabilidade de sistemas orgânicos tem uma contradição que é a utilização de combustíveis de origem fóssil e máquinas, produzidos sem se atentar aos princípios da agricultura orgânica. Assim

sendo, neste trabalho foi demonstrado a importância que estas cadeias apresentam no quadro da produção de cana orgânica.

Portanto, no cenário da agricultura orgânica, reduzir os valores das categorias de impacto tem relação principalmente com o aumento da produtividade e o aprimoramento das operações mecanizadas, buscando, dentro do possível, otimizar a utilização das máquinas e reduzir o consumo de diesel. Outra solução plausível pode estar relacionada à substituição do diesel nas máquinas agrícolas por combustíveis potencialmente menos poluentes como o biodiesel ou o biogás.

No caso das categorias Toxicidade humana e Ecotoxicidade terrestre, também foi possível notar a relevância dos impactos trazidos pelas emissões de metais resultantes da utilização dos fertilizantes sintéticos, que representaram uma parcela significativa dos resultados, contribuindo para que, nessas categorias, a produção orgânica obtivesse menores valores de impacto. Assim, ao contrário do senso comum, que atribui a toxicidade das lavouras aos defensivos, demonstrou-se que os fertilizantes sintéticos são mais impactantes para estas categorias. Portanto, recomenda-se a busca por formas de otimização da utilização de fertilizantes sintéticos, bem como o aumento da participação dos fertilizantes orgânicos na lavoura convencional. Outras possíveis soluções seriam a adoção de sistemas mais precisos de aplicação dos fertilizantes e a utilização de culturas de rotação ou a associação de outras culturas, que contribuem para melhorar a fixação biológica de nitrogênio e a incorporação de matéria orgânica, reduzindo a necessidade de aplicação de fertilizantes sintéticos.

Por fim, como uma das premissas da agricultura orgânica diz respeito à preservação da biodiversidade, uma análise específica desta variável poderia revelar com maior precisão um possível ganho ambiental relacionado à produção orgânica da cana. Outro ponto de importância a ser abordado em estudos futuros é a questão do estoque de carbono do solo, já que não foi possível tratá-lo de maneira específica para a produção orgânica e pode ser um fator influenciador principalmente nos resultados referentes às mudanças climáticas.

REFERÊNCIAS

ADEWALE, C.; HIGGINS, S.; GRANATSTEIN, D.; STOCKLE, C.; CARLSON, B.; ZAHER, U.; CARPENTER-BOGGS, L. Identifying hotspots in the carbon footprint of a small scale organic vegetable farm. **Agricultural systems**, v. 149, p. 112-121, 2016.

ADEWALE, C.; REGANOLD, J.; HIGGINS, S.; EVANS, R.; CARPENTER-BOGGS, L. Improving carbon footprinting of agricultural systems: Boundaries, tiers, and organic farming. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 71, p. 41-48, 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR ISO 14040**: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro: ABNT, 2009.

BAUMANN, H.; TILLMAN, A. The Hitch Hiker's guide to LCA. Lund: Studentlitteratur, 2004.

BORDONAL, R.; FIGUEIREDO, E. B; AGUIAR, D. A.; ADAMI, M.; RUDORFF, B. F. T,; LA SCALA, N. Greenhouse gas mitigation potential from green harvested sugarcane scenarios in São Paulo State, Brazil. **Biomass and Bioenergy**, v. 59, p. 195-207, 2013.

BORDONAL, R.; LAL, R.; AGUIAR, D. A.; FIGUEIREDO, E. B.; PERILLO, L. I.; ADAMI, M.; RUDORFF, M.; LA SCALA, N. Greenhouse gas balance from cultivation and direct land use change of recently established sugarcane (Saccharum officinarum) plantation in south-central Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 52, p. 547-556, 2015.

BORDONAL, R.; CARVALHO, J.; LAL, R.; FIGUEIREDO, E. B.; OLIVEIRA, B.; LA SCALA, N. Sustainability of sugarcane production in Brazil. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 38, n. 2, p. 13, 2018.

BOSCO, S.; BENE, C.; GALLI, M.; REMORINI, D.; MASSAI, R.; BONARI, E. Soil organic matter accounting in the carbon footprint analysis of the wine chain. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 5, p. 973-989, 2013.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Boas Práticas Agrícolas**. Disponível em: < http://www.agricultura.gov.br/assuntos/sustentabilidade/producao-integrada/boas-praticas-agricolas>. Acesso em 18 de dezembro de 2018.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Produtos orgânicos**. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/sustentabilidade/organicos>. Acesso em 30 de agosto de 2018.

CAVALETT, O. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 3, p. 647-658, 2013.

CARDOSO, T.; WATANABE, M.; SOUZA, A.; CHAGAS, M.; CAVALETT, O.; MORAIS, E.; NOGUEIRA, L.; LEAL, M.; BRAUNBECK, O,; CORTEZ, L.; BONOMI, A. Economic, environmental, and social impacts of different sugarcane production systems. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, v. 12, n. 1, p. 68-82, 2018.

CASTRO, S.; DINARDO-MIRANDA, L.; FRACASSO, J.; BORDONAL, R.; MENANDRO, L.; FRANCO, H.; CARVALHO, J.. Changes in Soil Pest Populations Caused by Sugarcane Straw Removal in Brazil. **BioEnergy Research**, p. 1-10, 2019.

CHAGAS, M.; BORDONAL, R.; CAVALETT, O.; CARVALHO, J.; BONOMI, A.; LA SCALA, N. Environmental and economic impacts of different sugarcane production systems in the ethanol biorefinery. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, v. 10, n. 1, p. 89-106, 2016.

CLAUDINO, E.; TALAMINI, E. Análise do ciclo de vida (ACV) aplicada ao agronegócio: uma revisão de literatura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental,** Campina Grande. Vol. 17, n. 1, p.[77]-85, 2012.

COMISSÃO DO CODEX ALIMENTARIUS et al. Guidelines for the production, processing, labelling and marketing of organically produced foods. **CAC/GL**, 2007.

CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento da safra brasileira: cana-de-açúcar** - 4º levantamento - safra 2017/18. Brasília: CONAB, 2018.

CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Perfil do setor do açúcar e do etanol no Brasil** - edição para a safra 2012/13. Brasília: CONAB, 2017.

DA SILVA, F. C.; ANTONIOLLI, A.; FREITAS, P. L.; ZOTELLI, H. B.; DONAGEMMA, G. K.; MAMEDE, R. ; PIRES, R. F.; CARVALHO, J. R.; SCHIAVINATO, S. R. Avaliação da produtividade agrícola da cana-planta e cana-soca sob diferentes espaçamentos entre plantas para produção de açúcar e etanol. **Embrapa Informática Agropecuária-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)**, 2015.

DREYER, L.; NIEMANN, A.; HAUSCHILD, M. Comparison of Three Different LCIA Methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 4, p. 191-200, 2003.

FAO - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA. **Organic Agriculture**. Item 8 of the Provisional Agenda. Fifteen Session of the Committee on Agriculture. Roma: FAO, 1999.

FIBL (Research Institute of Organic Agriculture) & IFOAM (Organics International). **The world of organic agriculture - statistics & emerging trends 2018**. Fick: FIBL & IFOAM, 2017.

FIGUEIREDO, E. B.; LA SCALA, N. Greenhouse gas balance due to the conversion of sugarcane areas from burned to green harvest in Brazil. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 141, n. 1-2, p. 77-85, 2011.

FINNVEDEN, G. Recent developments in life cycle assessment. **Journal of environmental management**, v. 91, n. 1, p. 1-21, 2009.

FONSECA, J. **Metodologia da Pesquisa Científica**. 2002.

GALDOS, M.; CAVALETT, O.; SEABRA, J.; NOGUEIRA, L.; BONOMI, A. Trends in global warming and human health impacts related to Brazilian sugarcane ethanol

production considering black carbon emissions. **Applied Energy**, v. 104, p. 576-582, 2013.

GARCÍA, C. A.; TREVIÑO, E.; RIVERA, N.; ARMENDÁRIZ, C. et al. Carbon footprint of sugar production in Mexico. Journal of Cleaner Production, v. 112, p. 2632-2641, 2016.

GARCIA, J. C.; VON SPERLING, E. Greenhouse gas emissions from sugar cane ethanol: Estimate considering current different production scenarios in Minas Gerais, Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 72, p. 1033-1049, 2017.

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

HALBERG, N. Assessment of the environmental sustainability of organic farming: Definitions, indicators and the major challenges. **Canadian Journal of Plant Science**, v. 92, n. 6, p. 981-996, 2012.

HAYE, S.; SLAVEYKOVA, V.; PAYET, J. Terrestrial ecotoxicity and effect factors of metals in life cycle assessment (LCA). **Chemosphere**, v. 68, n. 8, p. 1489-1496, 2007.

HUIJBREGTS, M. A. J. et al. **ReCiPe 2016**: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization. 2016.

HUN, A.; MELE, F.; PÉREZ, G. A comparative life cycle assessment of the sugarcane value chain in the province of Tucumán (Argentina) considering different technology levels. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, n. 4, p. 502-515, 2017.

HUNKELER, D.; REBITZER, G. The future of life cycle assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 10, n. 5, p. 305-308, 2005.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. In: Smith P. et al. (Ed.). **Climate Change 2014**: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, 2014. 922p.

ISLAM, S.; PONNAMBALAM, S. G.; LAM, H.. Review on life cycle inventory: methods, examples and applications. **Journal of cleaner production**, v. 136, p. 266-278, 2016.

KLOEPFFER, W. Life cycle sustainability assessment of products. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 2, p. 89, 2008.

LEWANDOWSKA, A.; KURCZEWSKI, P.; KULCZYCKA, J.; JOACHIMIAK, K.; MATUSZAK-FLEJSZMAN, A.; BAUMANN, H.; CIROTH, A. LCA as an element in environmental management systems—comparison of conditions in selected organisations in Poland, Sweden and Germany. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 2, p. 472-480, 2013.

LEWANDOWSKA, A.; WITCZAK, J.; KURCZEWSKI, P.. Green marketing today–a mix of trust, consumer participation and life cycle thinking. **Management**, v. 21, n. 2, p. 28-48, 2017.

LISBOA, C.; BUTTERBACH-BAHL, K.; MAUDER, M.; KIESE, R. Bioethanol production from sugarcane and emissions of greenhouse gases–known and unknowns. **Gcb Bioenergy**, v. 3, n. 4, p. 277-292, 2011.

MEIER, M.; STOESSEL, F.; JUNGBLUTH, N.; JURASKE, R.; SCHADER, C.; STOLZE, M. Environmental impacts of organic and conventional agricultural products–Are the differences captured by life cycle assessment?. **Journal of Environmental Management**, v. 149, p. 193-208, 2015.

MENDES, N.; BUENO, C.; OMETTO, A. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. **Production**, v. 26, n. 1, 2016.

MONDELAERS, K.; AERTSENS, J.; VAN HUYLENBROECK, G. A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. **British food journal**, v. 111, n. 10, p. 1098-1119, 2009.

MORALES, M.; GARCÍA, S.; AROCA, G.; MOREIRA, M.T. Life cycle assessment of gasoline production and use in Chile. **Science of The Total Environment**, v. 505, p. 833-843, 2015.

MIRANDA, J. R.; DE MIRANDA, E. E. Biodiversidade e Sistemas de Produção Orgânica: Recomendações no Caso da Cana-de-Açúcar. **Embrapa Territorial-Documentos (INFOTECA-E)**, 2004.

NOTARNICOLA, B.; SALA, S.; ANTON, A.; MCLAREN, S.; SAOUTER, E.; SONESSON, U. The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. **Journal of Cleaner Production**, v. 140, p. 399-409, 2017.

NILSSON-LINDÉN, H.; BAUMANN, H.; ROSÉN, M.; DIEDRICH, R. Organizing life cycle management in practice - challenges of a multinational manufacturing corporation. **International Journal of Life Cycle Assessment**, p. 1-15, November 2014. ISSN DOI 10.1007 s11367-014-0818-y.

OLIVEIRA, J.; OLIVEIRA, O.; OMETTO, A.; FERRAUDO, A.; SALGADO, M. Environmental Management System ISO 14001 factors for promoting the adoption of Cleaner Production practices. **Journal of Cleaner Production**, v. 133, p. 1384-1394, 2016.

ONU - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. Conheça os novos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/conheca-os-novos-17-objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel-da-onu/> Acesso em 15 de outubro de 2018.

ORMOND, J.; PAULA, S.; FAVERET FILHO, P.; ROCHA, L. **Agricultura orgânica: quando o passado é futuro**. BNDES Setorial, Rio de Janeiro, n. 15, p. 3-34, mar. 2002

PASCHOAL, A. D. **Produção orgânica de alimentos**. Edição do autor. Piracicaba, São Paulo, 1994.

PNUMA – PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE. **Evaluation of Environmental Impacts in Life Cycle Assessment.** Roma: PNUMA, 2003.

PRYOR, S.; SMITHERS, J.; LYNE, P.; ANTWERPEN, R. Impact of agricultural practices on energy use and greenhouse gas emissions for South African sugarcane production. **Journal of Cleaner Production**, v. 141, p. 137-145, 2017.

RAPASSI, R. **Avaliação técnica e econômica de sistemas de produção da cana-de-açúcar (Saccharum spp) convencional e orgânica na região oeste do Estado de São Paulo**. 2008. Tese (Doutorado em Agronomia) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho", Ilha Solteira.

REX, E.; BAUMANN, H. Implications of an interpretive understanding of LCA practice. **Business Strategy and the Environment**, v. 17, n. 7, p. 420-430, 2008.

RIGBY, D.; CÁCERES, D. Organic farming and the sustainability of agricultural systems. **Agricultural systems**, v. 68, n. 1, p. 21-40, 2001.

RIVM - National Institute for Public Health and the Environment. **LCIA: the ReCiPe model**. Disponível em: < https://www.rivm.nl/en/life-cycle-assessment-lca/downloads>. Acesso em 18 de dezembro de 2018.

RODRIGUES, I. **Certificação ambiental e desenvolvimento sustentável: avaliação para o setor sucroalcooleiro localizado na bacia hidrográfica do rio Mogi-Guaçi/SP**. 2004. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) - Departamento de Engenharia de Produção, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

ROSSETTO, R. O sistema de cultivo orgânico. **Visão Agrícola**, n. 1, p. 86-87, 2004.

SANTIAGO, A.; ROSSETTO, R. Rotação e reforma. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01_75_22122006154841.html>. Acesso em 30 de agosto de 2018.

SILALERTRUKSA, T.; PONGPAT, P.; GHEEWALA, S. Life cycle assessment for enhancing environmental sustainability of sugarcane biorefinery in Thailand. **Journal of Cleaner Production**, v. 140, p. 906-913, 2017.

SILVEIRA, D.; CÓRDOVA, F. A pesquisa científica. In: GERHARDT, T.; SILVEIRA, D. **Métodos de pesquisa**. Plageder, 2009.

SKOWROŃSKA, M.; FILIPEK, T. Life cycle assessment of fertilizers: a review. **International Agrophysics**, v. 28, n. 1, p. 101-110, 2014.

SOUZA, Z.; PRADO, R.; PAIXÃO, A.; CESARIN, L. Sistemas de colheita e manejo da palhada de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, p. 271-278, 2005.

TEILLARD, F. et al. A review of indicators and methods to assess biodiversity–application to livestock production at global scale. **Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership, Food and Agriculture Organization of the United Nations**, Rome, 2016.

TUOMISTO, H.; HODGE, I.; RIORDAN, P.; MACDONALD, D. Does organic farming reduce environmental impacts?–A meta-analysis of European research. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 309-320, 2012.

WEARE, B. Efforts to reduce stratospheric ozone loss affect agriculture. **California agriculture**, v. 49, n. 3, p. 24-27, 1995.

WEIDEMA, B.; PIZZOL, M.; SCHMIDT, J.; THOMA, G. Attributional or consequential Life Cycle Assessment: A matter of social responsibility. **Journal of Cleaner Production**, v. 174, p. 305-314, 2018.

WENZEL, H.; HAUSCHILD, M.; HAUSCHILD, M. **Environmental assessment of products: volume 2: scientific background**. Springer Science & Business Media, 1997.

APÊNDICES

Quadro 8. Inventário de emissões provenientes da utilização de fertilizantes e corretivos (unidade funcional: 1 hectare).

Emissões para o ar				
Elemento	**Unidade**	**Orgânica**	**Convencional**	**Origem**
Dinitrogen monoxide	kg	0	4,2473	Fertilizantes
Dinitrogen monoxide	kg	0,0346	0,0744	Vinhaça
Dinitrogen monoxide	kg	0,1581	0,1942	Torta de filtro
Dinitrogen monoxide	kg	1,0859	1,3272	Palha
Dinitrogen monoxide	kg	0,8707	1,0642	Raízes
Ammonia	kg	0	70,8281	Fertilizantes
Ammonia	kg	0,5208	1,1196	Vinhaça
Ammonia	kg	0	0,8919	Fertilizantes
Ammonia	kg	0,0073	0,0156	Vinhaça
Ammonia	kg	0,0332	0,0408	Torta de filtro
Nitrogen oxides	kg	0,2280	0,2787	Palha
Nitrogen oxides	kg	0,1829	0,2235	Raízes
Nitrogen oxides	kg	0	306,7698	Fertilizantes
Nitrogen oxides	kg	104,1330	80,6661	Calcário
Emissões para a água				
Nitrate	kg	0	42,9025	Fertilizantes
Nitrate	kg	1,9043	4,0934	Vinhaça
Nitrate	kg	10,8291	13,3014	Torta de filtro
Nitrate	kg	74,3851	90,9151	Palha
Nitrate	kg	59,6432	72,8973	Raízes
Phosphate	kg	0,0235	0,0007	Vinhaça
Phosphate	kg	0,0011	0,0014	Torta de filtro
Phosphate	kg	0,0127	0,0155	Palha
Emissões para o solo				
Cadmium	kg	0	1.423,7112	Fertilizantes e corretivos
Copper	kg	0,0014	5.070,3671	Fertilizantes e corretivos
Zinc	kg	0,0017	35.376,0672	Fertilizantes e corretivos
Lead	kg	0	1.983,2362	Fertilizantes e corretivos
Nickel	kg	0	3.242,1682	Fertilizantes e corretivos
Chromium	kg	0,0023	15.238,9577	Fertilizantes e corretivos
Cadmium	kg	0	1.423,7112	Fertilizantes e corretivos
Copper	kg	0,0014	5.070,3671	Fertilizantes e corretivos

Fonte: elaboração própria.

Quadro 9. Inventário de emissões provenientes da utilização de defensivos agrícolas.

Emissões para a água

Elemento	Unidade	Orgânica	Convencional
Carbofuran	kg	-	0,0063
Diuron	kg	-	0,0015
Fipronil	kg	-	0,0006
Glyphosate	kg	-	0,0058
Hexazinone	kg	-	0,0004
Pesticides, unspecified	kg	-	0,0021
Tebuthiuron	kg	-	0,0015
Trinexapac-ethyl	kg	-	0,0018
Emissões para o solo			
Carbofuran	kg	-	0,4137
Diuron	kg	-	0,0961
Fipronil	kg	-	0,0394
Glyphosate	kg	-	0,3830
Hexazinone	kg	-	0,0280
Imazapic	kg	-	0,1379
Tebuthiuron	kg	-	0,0985
Trinexapac-ethyl	kg	-	0,1204

Fonte: elaboração própria.

Quadro 10. Inventário de emissões provenientes do transporte de cana.

Emissões para o ar			
Elemento	**Unidade**	**Orgânica**	**Convencional**
Ethane, 1,1,1,2-tetrafluoro-, HFC-134a	g	0,2042	0,250877
Carbon dioxide, fossil	kg	182,2617	223,874
Sulfur dioxide	g	57,6306	70,78824
Cadmium	g	0,0006	0,000768
Copper	g	0,1256	0,154274
Chromium	g	0,0051	0,006267
Nickel	g	0,0056	0,006859
Zinc	g	0,1076	0,132211
Lead	g	0,0101	0,012397
Selenium	g	0,0006	0,000708
Mercury	g	0,0000	1,42E-06
Chromium VI	g	0,0000	7,08E-06
Carbon monoxide, fossil	g	142,7043	175,2852
Nitrogen oxides	g	704,6024	865,4705
Particulates, < 2.5 um	g	10,7378	13,18139
Particulates, > 10 um	g	4,9946	6,134981
Particulates, > 2.5 um, and < 10um	g	5,5298	6,7923
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	g	15,1623	18,62405
Methane, fossil	g	6,7785	8,326045
Benzene	g	0,0000	1,31E-05
Toluene	g	0,0000	1,86E-06

Xylene	g	0,0001	0,000164
Formaldehyde	g	0,0013	0,001643
Acetaldehyde	g	0,0007	0,000876
Ammonia	g	0,4460	0,547766
Dinitrogen monoxide	g	2,6757	3,286597
PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	g	0,0001	0,00011
Heat, waste	MJ	2437,0056	2993,4
Emissões para a água			
Zinc, ion	kg	0,0021	0,002617
Copper, ion	kg	0,0001	6,2E-05
Cadmium, ion	kg	0,0000	9,27E-07
Chromium, ion	kg	0,0000	4,42E-06
Nickel, ion	kg	0,0000	1,2E-05
Lead	kg	0,0000	3,81E-05
Emissões para o solo			
Zinc	kg	0,0021	0,002617
Copper	kg	0,0001	6,2E-05
Cadmium	kg	0,0000	9,27E-07
Chromium	kg	0,0000	4,42E-06
Nickel	kg	0,0000	1,2E-05
Lead	kg	0,0000	3,81E-05

Fonte: elaboração própria.

Quadro 11. Inventário de emissões provenientes do transporte de insumos.

Emissões para o ar			
Elemento	**Unidade**	**Orgânica**	**Convencional**
Ethane, 1,1,1,2-tetrafluoro-, HFC-134a	g	0,0328	0,0526
Carbon dioxide, fossil	kg	29,3021	46,9570
Sulfur dioxide	g	9,2602	14,8397
Cadmium	g	0,0001	0,0002
Copper	g	0,0202	0,0323
Chromium	g	0,0008	0,0013
Nickel	g	0,0009	0,0014
Zinc	g	0,0173	0,0277
Lead	g	0,0016	0,0026
Selenium	g	0,0001	0,0001
Mercury	g	1,85E-07	2,97E-07
Chromium VI	g	9,26E-07	1,48E-06
Carbon monoxide, fossil	g	18,6307	29,8560
Nitrogen oxides	g	81,6885	130,9072
Particulates, < 2.5 um	g	1,0955	1,7345
Particulates, > 10 um	g	0,8026	1,2861
Particulates, > 2.5 um, and < 10um	g	0,8885	1,4239
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	g	0,4299	0,6890
Methane, fossil	g	1,1178	1,7914
Benzene	g	3,01E-07	4,82E-07

Toluene	g	4,30E-08	6,89E-08
Xylene	g	3,73E-06	5,97E-06
Formaldehyde	g	3,58E-05	5,74E-05
Acetaldehyde	g	2,01E-05	3,22E-05
Ammonia	g	0,0717	0,1148
Dinitrogen monoxide	g	0,4299	0,6890
PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	g	1,43E-05	2,30E-05
Heat, waste	MJ	3,92E+02	6,28E+02
Emissões para a água			
Zinc, ion	kg	0,0002122	0,000343946
Copper, ion	kg	5,028E-06	8,15015E-06
Cadmium, ion	kg	7,513E-08	1,21784E-07
Chromium, ion	kg	3,583E-07	5,80816E-07
Nickel, ion	kg	9,709E-07	1,57382E-06
Lead	kg	3,092E-06	5,01188E-06
Emissões para o solo			
Zinc	kg	0,0002122	0,000343946
Copper	kg	5,028E-06	8,15015E-06
Cadmium	kg	7,513E-08	1,21784E-07
Chromium	kg	3,583E-07	5,80816E-07
Nickel	kg	9,709E-07	1,57382E-06
Lead	kg	3,092E-06	5,01188E-06

Fonte: elaboração própria.

Quadro 12. Inventário de emissões provenientes do transporte de vinhaça.

Emissões para o ar			
Elemento		**Orgânica**	**Convencional**
Ethane, 1,1,1,2-tetrafluoro-, HFC-134a	g	0,0077	0,0095
Carbon dioxide, fossil	kg	6,6033	8,1109
Sulfur dioxide	g	2,0877	2,5644
Cadmium	g	2,2740E-05	2,7932E-05
Copper	g	0,0046	0,0056
Chromium	g	0,0002	0,0002
Nickel	g	0,0002	0,0003
Zinc	g	0,0040	0,0049
Lead	g	0,0004	0,0005
Selenium	g	2,0877E-05	2,5644E-05
Mercury	g	4,1755E-08	5,1288E-08
Chromium VI	g	2,0877E-07	2,5644E-07
Carbon monoxide, fossil	g	4,9961	6,1368
Nitrogen oxides	g	23,7239	29,1403
Particulates, < 2.5 um	g	0,3788	0,4573
Particulates, > 10 um	g	0,1887	0,2317
Particulates, > 2.5 um, and < 10um	g	0,2089	0,2566
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	g	0,3888	0,4775
Methane, fossil	g	0,2587	0,3177

Benzene	g	2,7419E-07	3,3679E-07
Toluene	g	3,8876E-08	4,7752E-08
Xylene	g	3,4241E-06	4,2058E-06
Formaldehyde	g	3,4109E-05	4,1897E-05
Acetaldehyde	g	1,8279E-05	2,2453E-05
Ammonia	g	0,0168	0,0207
Dinitrogen monoxide	g	0,1011	0,1241
PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	g	3,3690E-06	4,1381E-06
Heat, waste	MJ	88,2834	108,4394
Emissões para a água			
Zinc, ion	kg	5,78E-05	7,1001E-05
Copper, ion	kg	1,37E-06	1,68244E-06
Cadmium, ion	kg	2,047E-08	2,51399E-08
Chromium, ion	kg	9,761E-08	1,19898E-07
Nickel, ion	kg	2,645E-07	3,24885E-07
Lead	kg	8,423E-07	1,0346E-06
Emissões para o solo			
Zinc	kg	5,78E-05	7,1001E-05
Copper	kg	1,37E-06	1,68244E-06
Cadmium	kg	2,047E-08	2,51399E-08
Chromium	kg	9,761E-08	1,19898E-07
Nickel	kg	2,645E-07	3,24885E-07
Lead	kg	8,423E-07	1,0346E-06

Fonte: elaboração própria.