UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
Faculdade de Engenharia Mecânica

JULIANA FERREIRA PICOLI

Perfil ambiental da produção integrada de etanol e pecuária de corte

CAMPINAS
2017

JULIANA FERREIRA PICOLI

Perfil ambiental da produção integrada de etanol e pecuária de corte

Dissertação de Mestrado apresentada à Faculdade de Engenharia Mecânica da Universidade Estadual de Campinas como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de Mestra em Planejamento de Sistemas Energéticos.

Orientador: Prof. Dr. Joaquim Eugênio Abel Seabra

Coorientadora: Drª Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA DISSERTAÇÃO DEFENDIDA PELA ALUNA JULIANA FERREIRA PICOLI E ORIENTADA PELO PROF. DR. JOAQUIM EUGÊNIO ABEL SEABRA.

CAMPINAS
2017

Agência(s) de fomento e nº(s) de processo(s): Embrapa, 05.12.12.002.00.00

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura
Luciana Pietrosanto Milla - CRB 8/8129

P587p

Picoli, Juliana Ferreira, 1990-
Perfil ambiental da produção integrada de etanol e pecuária de corte / Juliana Ferreira Picoli. – Campinas, SP : [s.n.], 2017.

Orientador: Joaquim Eugênio Abel Seabra.
Coorientador: Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Mecânica.

1. Avaliação do ciclo de vida. 2. Biocombustível. 3. Impacto ambiental - Avaliação. 4. Sustentabilidade. 5. Solo - Uso. 6. Cana-de-açucar. I. Seabra, Joaquim Eugênio Abel,1981-. II. Matsuura, Marília Ieda da Silveira Folegatti. III. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Mecânica. IV. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Environmental profile of the integrated production of ethanol and beef cattle
Palavras-chave em inglês:
Life cycle assessment
Biofuel
Environmental impact - Evaluation
Sustainability
Ground - Use
Sugarcane
Área de concentração: Planejamento de Sistemas Energéticos
Titulação: Mestra em Planejamento de Sistemas Energéticos
Banca examinadora:
Joaquim Eugênio Abel Seabra [Orientador]
Carlos Eduardo Pellegrino Cerri
Lucas Gonçalves Pereira
Data de defesa: 28-07-2017
Programa de Pós-Graduação: Planejamento de Sistemas Energéticos

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

FACULDADE DE ENGENHARIA MECÂNICA

COMISSÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA MECÂNICA

PLANEJAMENTO DE SISTEMAS ENERGÉTICOS

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO ACADÊMICO

Perfil ambiental da produção integrada de etanol e pecuária de corte

Autora: Juliana Ferreira Picoli

Orientador: Prof. Dr. Joaquim Eugênio Abel Seabra

Coorientadora: Drª Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura

A Banca Examinadora composta pelos membros abaixo aprovou esta Dissertação:

Prof. Dr. Joaquim Eugênio Abel Seabra, Presidente
Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP

Prof. Dr. Carlos Eduardo Pellegrino Cerri
Universidade de São Paulo – USP

Dr. Lucas Gonçalves Pereira
Centro Nacional de Pesquisa em Energia e Materiais – CNPEM

A Ata da defesa com as respectivas assinaturas dos membros encontra-se no processo de vida acadêmica do aluno.

Campinas, 28 de julho de 2017.

Agradecimentos

Para celebrar todos os momentos e experiências marcantes que vivi ao longo destes dois anos de mestrado, gostaria de começar a agradecer às pessoas que foram responsáveis por isso: meus queridos pais, Meire e Osni, por tudo o que vocês representam para mim. Eu honestamente não posso imaginar como poderia ter chegado até aqui sem o apoio de vocês.

Mãe, obrigada pelas caronas diárias, pelos almoços compartilhados e principalmente, por todo amor que recebi ao longo da minha vida. Pai, agradeço todos os ensinamentos, cuidados e valores transmitidos.

Agradeço ao meu irmão, Giovanni, por todos esses anos de lealdade e descontração. À toda a minha família, que sempre esteve presente e com certeza celebrarão esta vitória comigo. Ao meu querido amor, Marcelo Junior, por todo carinho e paciência. Obrigada por tudo!

Também agradeço aos amigos que a ACV me presenteou: Michelle, Renan, Otávio, Keryman e Letícia. Obrigada pelos conselhos, incentivos, risadas e por aturarem minhas angustias! Marjorie, Núria e Marina, pela amizade e pelos cafés!

Tenho certeza que não realizaria este trabalho sem o apoio de duas outras pessoas, por isso quero agradecer aos meus orientadores, Prof. Joaquim Seabra e Marília Folegatti, pela amizade, pelo profissionalismo e pela orientação em muitos aspectos da minha vida. Agradeço a oportunidade de participar do mundo da ACV: todos os congressos, cursos e trabalhos acadêmicos ficarão na memória.

Sou imensamente grata por tudo o que fizeram por mim.

“Para ser grande, sê inteiro: nada
Teu exagera ou exclui.
Sê todo em cada coisa. Põe quanto és
No mínimo que fazes.
Assim em cada lago a lua toda
Brilha, porque alta vive. ”

Fernando Pessoa

Resumo

As metas de redução de gases de efeito estufa (GEE) firmadas no Acordo de Paris colocam no centro do debate a substituição das fontes tradicionais por fontes renováveis de energia. Neste cenário, a bioenergia da cana-de-açúcar ganha destaque e o crescimento da produção se tornou inevitável. No entanto, a expansão da cana-de-açúcar sobre pastagens é motivo de preocupação, visto que o desempenho ambiental do etanol pode ser afetado negativamente pelas emissões de GEE derivadas da mudança do uso da terra (LUC). Ao mesmo tempo, a pecuária é atualmente praticada de forma extensiva, ocupando vastas áreas do território brasileiro e apresentando baixos níveis de produtividade. Portanto, para garantir a sustentabilidade da expansão da produção de etanol, o desenvolvimento de estratégias de expansão da cana-de-açúcar que reduzam o risco de emissões de iLUC deve ser uma prioridade. Neste contexto, o sistema de produção integrado etanol - pecuária pode ser parte de tal estratégia por contribuir para a redução das emissões de GEE e promover maior eficiência na produção pecuária. Este estudo avaliou, por meio da avaliação do ciclo de vida, o perfil ambiental da produção integrada de etanol e pecuária, considerando diferentes cenários de integração. De um modo geral, os cenários de produção integrada apresentam melhores desempenhos ambientais para a maioria das categorias analisadas, porém as diferenças comparativas entre os cenários não ultrapassam 10%. Os resultados destacam ainda o grande potencial de mitigação de emissões de GEE que a produção de etanol e a intensificação pecuária apresentam, frente às opções que utilizam recursos fósseis e produção extensiva. A análise completa da pegada de carbono, incluindo emissões de mudança direta de uso da terra, é outro importante resultado deste trabalho. Por fim, diante do volume de produção esperado, é importante ter em vista que tal integração pode contribuir de modo significativo para a mitigação das emissões de GEE dos setores envolvidos e, consequentemente, para o cumprimento das metas brasileiras estabelecidas nos acordos internacionais por meio: do aumento da participação de bioenergia na matriz energética brasileira, da restauração de áreas de pastagens degradadas e, ainda, da prevenção do deslocamento da atividade pecuária e consequente diminuição das mudanças indiretas de uso da terra.

Abstract

The greenhouse gases (GHG) emission reduction targets set in the Paris Agreement places in the center of the debate the replacement of conventional sources with renewable energy sources. In this context, sugarcane bioenergy outstands and the growth of the production is unavoidable. However, the expansion of sugarcane over pasture is concerning, since the environmental performance of ethanol may be affected by GHG emissions derived from land use change (LUC). At the same time, the livestock farming currently practiced in Brazil is mostly extensive, occupying immense areas of the territory while featuring low productivity levels. Hence, in order to sustain the expansion of ethanol production, the mitigation of iLUC effects should be prioritized by the sugarcane expansion strategies. The integration of ethanol and livestock production can be part of such strategy by contributing to the reduction of GHG emissions and promoting efficiency in livestock production. This study evaluated the environmental profile of the integrated production of ethanol and livestock, considering different integration scenarios. Overall, the scenarios with integrated production have better environmental performance for most analyzed categories, but relative differences between scenarios don't exceed 10%. The potential GHG emissions mitigation due to ethanol production and intensification of livestock has been brought out, when replacing fossil resources and extensive production. Comprehensive carbon footprint analysis, including direct land use change emissions, is another important outcome of this work. Finally, in view of the expected production, it is essential to bear in mind that such integration can largely contribute to GHG emissions mitigation in the sectors involved and, consequently, to the fulfillment of the Brazilian emissions target through: the increase of bioenergy participation in the Brazilian energy matrix, and restoration of degraded pasture areas, thereby preventing the migration of livestock activity and consequently avoiding iLUC.

Lista de Ilustrações

Figura 1.1. Produção de etanol no Brasil e no Mundo. 19

Figura 2.1. Expansão histórica da área de cana-de-açúcar no Brasil e estimativas para 2030.25

Figura 2.2. Integração da produção do etanol e seus coprodutos com produções de grãos e pecuária.....30

Figura 2.3. Cadeias de valor da produção de açúcar, etanol e carne integradas por meio da biorrefinaria “Feed + Fuel”.. 31

Figura 2.4. Ilustração do sistema de produção de carne integrado ao sistema de produção de cana-de-açúcar.. 31

Figura 2.5. Fases da Avaliação do Ciclo de Vida.....34

Figura 3.1. Sistemas de produto considerados no estudo. 42

Figura 3.2. Fronteiras do sistema de produção inicial (S_0), com todos os processos elementares considerados no estudo. 44

Figura 3.3. Fronteiras do sistema de produção isolado (S_1), com todos os processos elementares considerados no estudo. 45

Figura 3.4. Fronteiras do sistema de produção integrado ($S_{2,\ bagaço}$), com todos os processos elementares considerados no estudo. 46

Figura 3.5. Fronteiras do sistema de produção integrado ($S_{2,\ palha}$), com todos os processos elementares considerados no estudo. 47

Figura 3.6. Fluxograma simplificado da produção de óleo de soja e farelo de soja.....86

Figura 3.7. Fluxograma simplificado da produção de etanol anidro. 88

Figura 4.1. Análise comparativa do perfil ambiental dos diferentes sistemas analisados. ...102

Figura 4.2. Contribuição dos processos para o perfil ambiental dos diferentes sistemas analisados. 104

Figura 4.3. Análise comparativa do perfil ambiental de produção de 1 kg de etanol anidro pelos diferentes sistemas estudados. 106

Figura 4.4. Contribuições dos processos para o perfil ambiental de produção de etanol pelo sistema isolado (S_1). 108

Figura 4.5. Análise comparativa do perfil ambiental de produção de carne pelos diferentes sistemas estudados. 110

Figura 4.6**.** Contribuições dos processos para o perfil ambiental da produção de carne bovina nos diferentes cenários estudados.....112

Figura 4.7. Contribuições das substâncias para o perfil ambiental da produção de carne bovina nos diferentes cenários estudados.....112

Figura 4.8. Pegada de carbono da produção de etanol anidro, nos diferentes sistemas estudados. 115

Figura 4.9. Pegada de carbono da produção de carne bovina, nos diferentes sistemas estudados. 115

Figura 4.10. Resultado da análise de sensibilidade, em Gg CO_2eq por 55.000 ha.....118

Figura 4.11. Resultado da análise de sensibilidade, em g CO_2eq por kg MJ de etanol anidro. 118

Figura 4.12. Resultado da análise de sensibilidade, em kg CO_2eq por kg de carne (peso vivo). 119

Lista de Tabelas

Tabela 2.1. Projeção da produção de etanol e crescimento em relação à 2016. 24

Tabela 2.2. Formulações baseadas em coprodutos da agroindústria de cana-de-açúcar. 28

Tabela 3.1. Descrição dos sistemas de produção pecuária avaliados. 50

Tabela 3.2. Principais insumos utilizados na produção pecuária. 52

Tabela 3.3. Parâmetros técnicos e formulação da suplementação mineral-proteica, a pasto (em porcentagem da matéria original). 53

Tabela 3.4. Parâmetros técnicos e formulação da alimentação animal durante o confinamento (em porcentagem de matéria seca). 54

Tabela 3.5. Teor de matéria seca dos alimentos considerados neste estudo. 58

Tabela 3.6. Parâmetros para o cálculo das emissões de metano, por fermentação entérica, para o Sistema inicial (S_0). 59

Tabela 3.7. Parâmetros para o cálculo das emissões de metano, por fermentação entérica, para os sistemas isolado (S_1) e integrado (S_2). 59

Tabela 3.8. Produtividade dos inventários agrícolas. 67

Tabela 3.9. Principais insumos utilizados na produção agrícola, em kg ha^{-1} ano^{-1}. 68

Tabela 3.10. Composição média dos fertilizantes e resíduos. 69

Tabela 3.11. Fontes de nitrogênio utilizadas na produção de cana-de-açúcar. 69

Tabela 3.12. Fatores de emissão de amônia, por tipo de fertilizante. 73

Tabela 3.13. Fatores de emissão da combustão do diesel, por tipo de substância. 75

Tabela 3.14. Fatores de emissões devido a queima da palha, em kg por tonelada de palha. .76

Tabela 3.15. Quantidade de metal pesado em insumos agrícolas, em mg kg^{-1}. 78

Tabela 3.16. Quantidade de metal pesado nas culturas agrícolas, em mg kg^{-1}. 79

Tabela 3.17. Parâmetros utilizados para estimativas das emissões de campo e valores adotados para cada cultura. 80

Tabela 3.18. Fatores utilizados para a determinação dos estoques de carbono no solo (CS).84

Tabela 3.19. Principais características de uma destilaria autônoma otimizada. 89

Tabela 3.20. Principais coprodutos e resíduos gerados por uma destilaria autônoma otimizada nos sistemas isolado (S_1) e integrado (S_2). 90

Tabela 3.21. Principais parâmetros para o cálculo dos fatores de alocação. 93

Tabela 3.22. Fatores de alocação econômica adotados neste estudo.....94

Tabela 4.1. Inventários da produção de carne, por kg de carne. 97

Tabela 4.2. Inventários da produção de etanol, por tonelada de cana-de-açúcar processada.98

Tabela 4.3. Inventários da produção de cana-de-açúcar, por kg. 100

Tabela 4.4. Perfil ambiental dos diferentes sistemas estudados, em 55.000 ha. 103

Tabela 4.5. Perfil ambiental de produção de 1 kg de etanol anidro nos diferentes sistemas estudados. 107

Tabela 4.6. Comparação dos resultados obtidos neste estudo com a literatura, por MJ de etanol produzido. 109

Tabela 4.7. Perfil ambiental de produção de carne nos diferentes sistemas estudados, por kg de peso vivo. 110

Tabela 4.8. Comparação dos resultados obtidos neste estudo com a literatura, por kg de carcaça equivalente. 114

Tabela 4.9. Estoque de carbono e emissões derivadas da mudança de uso da terra considerados neste estudo.....117

Lista de Abreviaturas e Siglas

Abreviaturas

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida
ANDA	Associação Nacional para Difusão de Adubos
ASH	Conteúdo de cinzas nos dejetos
AT	Acidificação terrestre
B_o	Capacidade máxima de produção de metano
$CaMg(CO_3)_2$	Calcário dolomítico
Cd	Cádmio
CH_4	Metano
$CO(NH_2)_2$	Ureia
$CO_{2,\ fóssil}$	Dióxido de carbono, fóssil
CO_{2eq}	Dióxido de carbono equivalente
Cr	Cromo
CS	Estoque de carbono no solo
CS_{au}	Estoque de carbono no solo associado ao uso atual
CS_{ru}	Estoque de carbono no solo associado ao uso de referência
CTBE	Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol
Cu	Cobre
C_{veg}	Carbono armazenado na vegetação aérea e subterrânea
D	Período em que o animal é alimentado
DDGS	*Dried distillers grains with solubles*
DE	Digestibilidade
DF	Depleção fóssil
DMI	Ingestão de matéria seca
EcAD	Ecotoxicidade de água doce
EcT	Ecotoxicidade terrestre
EF	Fator de emissão
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

EuAD	Eutrofização de água doce
FAO	*Food and Agriculture Organization of the United Nations*
FBN	Fixação biológica de nitrogênio
F_i	Fator de aporte de insumos
Fispq	Ficha de Informações de Segurança de Produtos Químicos
F_{LU}	Fator de uso do solo
F_{mg}	Fator de manejo do solo
FMP	Formação de material particulado
Fracgas	Porcentagem de N nos dejetos animais manejados que sofre volatilização
F_{TAN}	Frações de nitrogênio disponível
GE	Ingestão de energia bruta
GEE	Gases de Efeito Estufa
HCO_3^-	Bicarbonato
ICV	Inventários de Ciclo de Vida
iLP	Integração Lavoura-Pecuária
iLUC	Mudança de uso da terra indireta
IPCC	*Intergovernmental Panel on Climate Change*
ISO	*International Organization for Standardization*
K	Potássio
K_2O	Óxido de potássio
KCl	Cloreto de potássio
KCl	Cloreto de potássio
LUC	Mudança de uso da terra direta
MAP	Fosfato monoamônico
MC	Mudanças climáticas
MCF	Fator de conversão de metano
MS	Matéria Seca
N	Nitrogênio
N_2O	Óxido nitroso
NaCl	Cloreto de sódio
NDC	Contribuição Nacionalmente Determinada
N_{ex}	Quantidade de nitrogênio excretado pelos animais
NH_3	Amônia

Ni	Níquel
NO_3	Nitrato
NO_x	Óxidos de nitrogênio
N_{rate}	Taxa de excreção de nitrogênio
OTA	Ocupação de terra agrícola
P	Fósforo
P_2O_5	Pentóxido de fósforo
Pb	Chumbo
PCI	Poder calorífico inferior
PECUS	Projeto Modelagem biofísica e simulação da dinâmica de gases de efeito estufa na produção pecuária
Plano ABC	Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura
Proálcool	Programa Nacional do Álcool
S_0	Sistema de produção inicial
S_1	Sistema de produção isolado
S_2	Sistema de produção integrado
SOC_{st}	Carbono orgânico padrão na camada superior do solo
SSP	Superfosfato simples
TH	Toxicidade humana
UE*GE	Energia urinária
VS	Excreção diária média de sólidos voláteis
Ym	Taxa de conversão de metano
Zn	Zinco

Unidade de medida

@	Arroba
A	Ano
g	Grama
GJ	Gigajoule
GWh	Giga watt-hora
h	Hora

ha	Hectares
kg	Quilograma
kg pv	Quilograma de peso vivo
kWh	Quilowatt-hora
L ou l	Litro
m	Metro
m^2	Metro quadrado
m^3	Metro cúbico
mg	Miligrama
Mha	Milhões de hectares
MJ	Megajoule
Mt	Mega tonelada
MWh	Mega watt-hora
t	Tonelada métrica
UA	Unidade animal

Sumário

1 INTRODUÇÃO 18

1.1 Objetivo 21

1.2 Estrutura da dissertação 22

2 REVISÃO DA LITERATURA 23

2.1 Produção de etanol: Histórico recente e projeções para o futuro 23

2.2 Produção de etanol e alimentação animal 26

2.3 Integração etanol-pecuária 28

2.4 Avaliação do ciclo de vida 33

3 METODOLOGIA 39

3.1 Escopo 39

3.2 Elaboração dos inventários de produção pecuária 49

3.3 Elaboração dos inventários de produção agrícola 66

3.4 Elaboração dos inventários de produção industrial 86

3.5 Procedimentos de alocação 91

3.6 Método de avaliação de impacto de ciclo de vida 95

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO 96

4.1 Análise de inventários de ciclo de vida 96

4.2 Avaliação de impacto de ciclo de vida 102

4.3 Mudança de uso da terra 115

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS 120

6 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS 122

Referências 123

ANEXO A – Parâmetros zootécnicos 138

ANEXO B – Inventários 139

1 INTRODUÇÃO

Os problemas relacionados às mudanças climáticas globais têm se tornado um dos maiores desafios socioeconômicos e científicos a serem enfrentados pela sociedade. O Quinto Relatório de Avaliação das Mudanças Climáticas do Painel Intergovernamental sobre Mudanças do Clima (sigla em inglês: IPCC) – AR5 (2014) destaca que a maior parte do aumento da temperatura média global observada desde meados do século XX é causada principalmente pelo acréscimo das emissões antropogênicas de Gases de Efeito Estufa (GEE). De acordo com o Relatório, as emissões continuadas de GEE causarão mais aquecimento e alterações em todos os componentes do sistema climático. Para limitar essas alterações, é necessário que haja reduções substanciais destas emissões (IPCC, 2014).

A crescente preocupação com as mudanças climáticas nas últimas décadas impulsionou o interesse pelos biocombustíveis. Além de uma alternativa para a mitigação das emissões de GEE, estes combustíveis podem contribuir para aumentar a segurança energética, bem como para a geração de empregos e para o desenvolvimento rural (ELBEHRI, SEGERSTEDT & LIU, 2013). No entanto, a principal crítica aos biocombustíveis está relacionada aos possíveis impactos negativos sobre o meio ambiente por meio do desmatamento, disseminação de monoculturas, perda de biodiversidade e maiores emissões de GEE causados pela mudança de uso da terra direta (LUC) e indireta (iLUC). A mudança do uso da terra refere-se a uma mudança no uso ou no manejo da terra pelos seres humanos, que podem conduzir a uma mudança na cobertura do solo. A cobertura do solo e a alteração do uso da terra podem ter impacto no albedo superficial, evapotranspiração, fontes e sumidouros de GEE, ou outras propriedades do sistema climático e podem, assim, ter impactos no clima (IPCC, 2006).

Como resultado destas preocupações, a sustentabilidade foi promovida à condição essencial para a viabilidade a longo prazo dos biocombustíveis e para o contínuo apoio público às energias renováveis e à mitigação das mudanças climáticas (ELBEHRI, SEGERSTEDT & LIU, 2013). Liderados pela Europa e Estados Unidos, e impulsionados por políticas públicas, programas de certificação foram criados para assegurar os benefícios econômicos, ambientais e sociais destes produtos. Em muitos destes programas, a metodologia de cálculo de emissões de GEE é realizada por meio da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), regulamentada pela norma ISO 14040 (LEAL & WALTER, 2010; SCARLAT & DALLEMAND, 2011). A ACV é uma

ferramenta utilizada para avaliar, de forma holística, o impacto ambiental de um produto ou uma atividade durante todo seu ciclo de vida (ISO 2006a, 2006b).

Espera-se uma expansão da produção global de biocombustíveis nas próximas décadas, impulsionada pela necessidade de atender ao aumento da demanda de energia e à redução das emissões de carbono do setor de transportes (OECD – FAO, 2016). Essa tendência já vem sendo sinalizada há alguns anos. Em 2015, a produção mundial de biocombustíveis aumentou cerca de 3% em relação a 2014, atingindo 133 bilhões de litros (REN21, 2016). O etanol foi responsável por aproximadamente 70% deste total, sendo produzido principalmente pelos Estados Unidos (58%) e Brasil (26%), a partir do milho e cana-de-açúcar, respectivamente (RENEWABLE FUELS ASSOCIATION, 2016).

Estima-se que a produção brasileira de etanol em 2025 chegue a 35,5 bilhões de litros, representando um crescimento de 17% em relação a 2016. Para tanto, a produção de cana-de-açúcar no Brasil deve atingir o patamar de 790 milhões de toneladas (crescimento de 22%) (OECD – FAO, 2016).

A Figura 1.1 apresenta a produção de etanol no Brasil e no mundo de 2007 a 2016 e previsões para 2025.

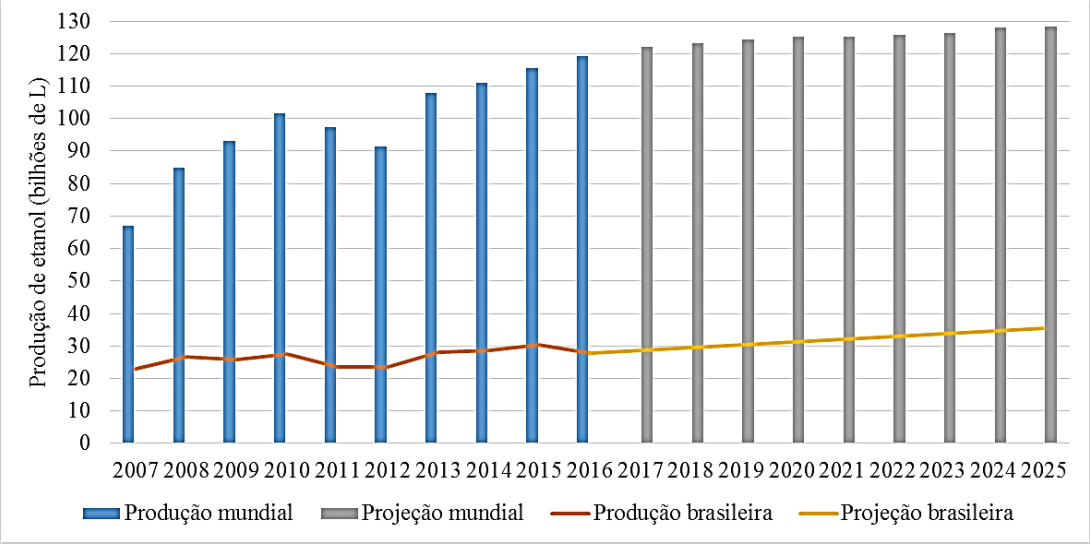

Figura 1.1. Produção de etanol no Brasil e no Mundo. Fonte: CONAB (2016) e OECD-FAO (2016).

Os benefícios ambientais do uso do etanol brasileiro como substituto da gasolina têm sido evidenciados em extensa literatura (GOLDEMBERG, 2007; GOLDEMBERG, COELHO & GUARDABASSI, 2008; MACEDO, SEABRA & SILVA, 2008; SEABRA *et al.*, 2011;

CAVALETT *et al.*, 2013; WALTER *et al.*, 2014). Segundo Walter *et al.* (2011), as emissões do ciclo de vida do etanol anidro foram avaliadas em 20,5 $gCO_2eq\ MJ^{-1}$, o que representa uma mitigação de emissões de 80%, em relação a gasolina convencional. Quando consideradas as emissões de LUC e a colheita mecanizada, estas vantagens podem ser ainda maiores, com possibilidade de captura de carbono no solo.

No entanto, a expansão da cana-de-açúcar é motivo de preocupação, visto que o desempenho ambiental do etanol pode ser afetado negativamente pelas emissões de GEE resultantes da mudança do uso da terra (direta e indireta) (LAPOLA *et al.*, 2010; EGESKOG *et al.*, 2014; ALKIMIM, SPAROVEK & CLARKE, 2015; BERNDES *et al*., 2016).

Portanto, para que a expansão da produção de etanol não provoque indiretamente uma conversão da área de vegetação nativa ou agrícola, o desenvolvimento de estratégias de expansão da cana-de-açúcar que reduzam o risco de emissões de iLUC deve ser uma prioridade. O cultivo de cana-de-açúcar nessas terras exigirá uma intensificação da produção pecuária, atualmente praticada de forma extensiva e com baixos níveis de produtividade (GOLDEMBERG *et al*., 2014).

Neste contexto, o sistema de produção integrado etanol - pecuária pode ser parte de tal estratégia por contribuir para a redução das emissões de GEE e promover maior eficiência do uso da terra na produção pecuária. Na literatura, alguns estudos consideram esta possibilidade de integração (EGESKOG *et al.*, 2014; GRADIZ *et al.*, 2007; MATHEWS *et al.*, 2011; SPAROVEK, FERNANDO & BURGI, 2006). Egeskog e colaboradores (2011) e Novo, Jansen & Slingerland (2012), por exemplo, estudaram a possibilidade de integração entre produção de etanol e produção leiteira em São Paulo e concluíram que a adoção dos sistemas integrados de produção de etanol - leite aumenta a eficiência do sistema e reduz emissões de GEE, além de aumentar a renda dos pecuaristas.

Tendo em vista os aspectos mencionados acima, surge uma questão importante: é possível que a expansão da cana-de-açúcar para a produção de etanol e a pecuária de corte coexistam, sem que isto implique em elevação das emissões de GEE ou, ainda, redução da produção de alimentos?

1.1 Objetivo

Considerando o contexto apresentado, este trabalho teve como objetivo geral avaliar o perfil ambiental da produção integrada de etanol e pecuária de corte.

Para o atendimento do objetivo deste trabalho, os seguintes objetivos específicos foram definidos:

- Definir os diferentes cenários de integração, considerando aspectos como a produção de rações em conjunto com os coprodutos[1] derivados da cana-de-açúcar (bagaço, palha e levedura) e o aproveitamento de resíduos[2] (torta-filtro, vinhaça e esterco);

- Gerar inventários representativos da produção brasileira de pecuária de corte; etanol anidro; cana-de-açúcar e demais insumos agrícolas utilizados na produção de carne bovina.

- Oferecer um diagnóstico da produção integrada, por meio da avaliação detalhada dos impactos ambientais dos sistemas integrados e da análise comparativa destes sistemas com o modelo de produção de etanol em usinas autônomas otimizadas, tradicionalmente adotado no Brasil.

- Indicar as limitações da pesquisa e sugestões para o seu aprimoramento.

[1] Conceito fracamente definido pela literatura científica. Neste trabalho adotaremos o termo "coproduto" para os produtos secundários de um processo produtivo que apresentem valor econômico.

[2] Ao contrário do primeiro, será adotado o termo "resíduos" aos produtos secundários de um processo produtivo que não apresentem valor econômico estabelecido.

1.2 Estrutura da dissertação

O presente trabalho apresenta-se estruturado em seis capítulos, como descrito a seguir:

O capítulo 1 trouxe uma breve introdução sobre as principais motivações deste trabalho.

O capítulo 2 traz uma visão geral da produção de etanol no Brasil e apresenta o histórico recente e as projeções para o futuro. Em seguida, é realizada uma breve contextualização sobre a interação entre os setores de biocombustíveis e pecuários, com ênfase nos sistemas de integração etanol-pecuária. A técnica de Avaliação de Ciclo de Vida também é apresentada neste capítulo.

O capítulo 3 discorre sobre a metodologia utilizada neste trabalho. São abordados todos os procedimentos empregados no desenvolvimento da pesquisa, desde a definição do escopo até a descrição dos métodos de avaliação de impactos ambientais. Quatro cenários de produção de carne bovina e etanol são avaliados, envolvendo diferentes modelos de produção. A caracterização de todos os sistemas de produção estudados, bem como a descrição detalhada dos métodos utilizados para a elaboração dos inventários são abordadas.

No capítulo 4, são discutidos os principais aspectos ambientais envolvidos nos sistemas estudados. Neste capítulo, é fornecida uma análise detalhada dos resultados no que tange à seis categorias de impacto: mudança climática, acidificação terrestre, eutrofização de água doce, toxicidade humana, ocupação de terra agrícola e depleção fóssil.

Por fim, o capítulo 5 sintetiza as principais conclusões desta pesquisa e o capítulo 6 indica os possíveis direcionamentos a serem tomados em trabalhos futuros.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Produção de etanol: Histórico recente e projeções para o futuro

2.1.1 Histórico recente da produção de etanol

Atualmente, o Brasil é o segundo maior produtor mundial de etanol, produzindo cerca de 29 bilhões de litros em 2016 (COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO, 2016). O sucesso brasileiro é resultado do Programa Nacional do Álcool (Proálcool) - o maior programa comercial mundial de biomassa, iniciado em 1975, como resposta ao choque do petróleo de 1973. O objetivo principal do programa foi reduzir a dependência dos produtos petrolíferos importados, por meio da substituição de parte do petróleo importado pelo etanol da cana-de-açúcar, aproveitando o já estabelecido setor de produção de açúcar (LEITE & CORTEZ, 2008; WALTER *et al.*, 2014).

Como resultado, a indústria automobilística desenvolveu carros com motores projetados para funcionar exclusivamente com etanol e, em meados de 1980, mais de 90% dos novos veículos leves produzidos no país foram movimentados por etanol. Entre 1985 e 1995, o consumo de etanol (em volume) foi maior do que a gasolina no país (LEITE & CORTEZ, 2008; WALTER *et al.*, 2014).

Embora este programa tenha sido bem-sucedido, o uso do etanol começou a diminuir no início dos anos 90, quando a produção do biocombustível foi desmotivada principalmente pela queda dos preços do petróleo e pela redução dos incentivos governamentais para a produção do etanol. A descontinuidade da oferta de etanol causou uma crise de abastecimento e a gasolina retomou o espaço na matriz energética brasileira. Em 1995, a fabricação de carros novos movidos a etanol era menor que 10% (CGEE, 2009; LEITE & CORTEZ, 2008; WALTER *et al.*, 2014).

No entanto, a introdução de carros "*flexible fuels*" no mercado brasileiro em 2003 impulsionou novamente o setor sucroalcooleiro. O Brasil não só se tornou um importante produtor, mas também um grande consumidor de etanol como combustível para veículos de transporte, contribuindo para a mitigação dos GEE (RUDORFF *et al.*, 2010; UNCTAD, 2014; WALTER *et al.*, 2014).

2.1.2 Projeções futuras da produção de etanol

Os produtos derivados da cana-de-açúcar – principalmente o bagaço - são responsáveis por 15,7% de toda a oferta de energia do país e representam cerca de 40% entre as fontes renováveis da matriz energética brasileira (EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA, 2015).

Para diminuir as emissões de GEE e cumprir a meta brasileira firmada na 21ª Conferência das Partes, o Brasil se comprometeu a promover uma redução das suas emissões de gases de efeito estufa em 43% abaixo dos níveis de 2005, até 2030. As medidas se concentrarão principalmente nos setores energético, agropecuário e de uso da terra. São elementos chave para o cumprimento destas metas: o aumento da oferta de etanol combustível, bioeletricidade, o fortalecimento do "Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura" (Plano ABC) e o cumprimento do Código Florestal (BRASIL, 2012).

Segundo a Contribuição Nacionalmente Determinada (sigla em inglês: NDC) do Brasil, ratificada em setembro de 2016, a mitigação potencial para o setor sucroenergético no período 2020-2030 é da ordem de 756 milhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente (CO_2eq). Para isso, estima-se que serão necessários R$ 160 bilhões de investimentos em modernização e expansão do setor de biocombustíveis (BRASIL, 2017). A Tabela 2.1 apresenta as metas intermediárias de produção de etanol consideradas no documento.

Tabela 2.1. Projeção da produção de etanol e crescimento em relação à 2016.

	Unidade	**2020**	**2025**	**2030**
Produção de etanol	10^9 l.ano^{-1}	38	46	54
Crescimento	%	36	65	94

Fonte: Brasil, 2017.

Estas projeções são mais ambiciosas do que as consideradas no "*Agricultural Outlook 2016-2025*", que traz a estimativa de que a produção brasileira de etanol em 2025 chegue a 35,5 bilhões de litros, representando um crescimento de 17% em relação a 2016 (OECD – FAO, 2016).

Portanto, para atender à crescente demanda por produção de bioenergia e à NDC brasileira, pode-se afirmar que a área cultivada com cana-de-açúcar continuará se expandindo,

acompanhada de um aumento na produtividade (ALKIMIM, SPAROVEK & CLARKE, 2015; FIESP, 2015).

Na Figura 2.1 pode-se observar a evolução da área da cana-de-açúcar no Brasil e projeções para 2030.

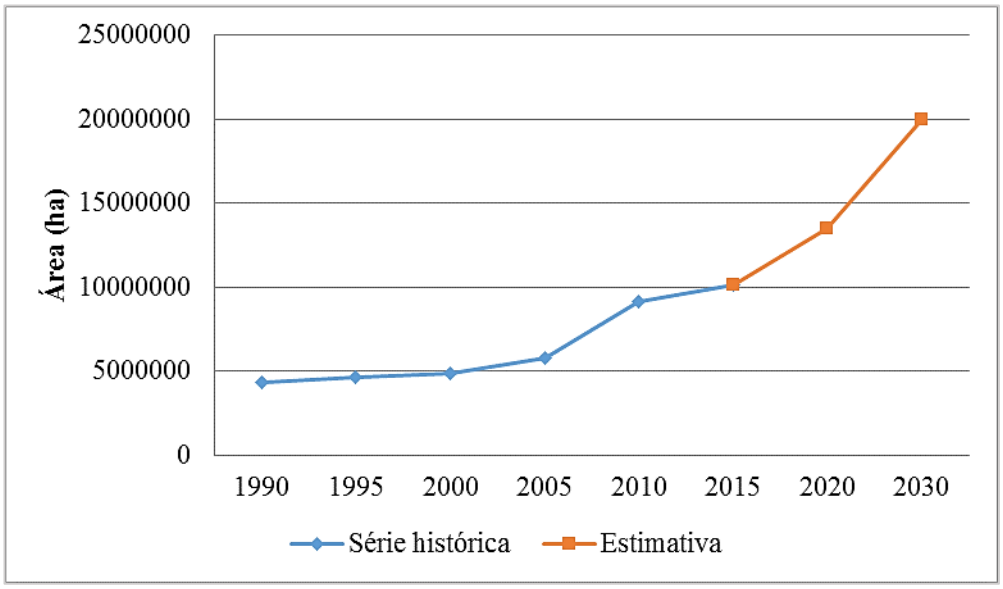

Figura 2.1. Expansão histórica da área de cana-de-açúcar no Brasil e estimativas para 2030. Fonte: Série histórica: IBGE (2017); Estimativa: Berndes *et al.* (2016).

De acordo com as projeções agrícolas apontadas por Berndes e colaboradores (2016), a área de lavouras de cana-de-açúcar deverá atingir aproximadamente 20 milhões de hectares (Mha) em 2030. Para fins de comparação, 63,5 Mha foram mapeados como adequados pelo governo brasileiro, levando em conta a necessidade de proteger a Amazônia, conservar a biodiversidade e evitar conflitos com a produção de alimentos (SOUZA *et al.*, 2016).

Grande parte da área de expansão da cultura se dará em áreas de pastagens, principalmente na região do Cerrado. A plantação de cana-de-açúcar nessas terras sem causar indiretamente uma conversão da vegetação nativa em outros lugares exigirá uma intensificação da produção pecuária, atualmente praticada de forma extensiva. Em 2015, a taxa de lotação média brasileira foi 1,25 cabeça ha^{-1} (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS EXPORTADORES DE CARNE, 2015). Estima-se que 70% das pastagens cultivadas no Brasil encontram-se em algum estágio de degradação, tornando-se um dos principais sinais da baixa sustentabilidade na pecuária (MACEDO *et al.*, 2014).

Uma pesquisa realizada por Leite e colaboradores (2009) aponta que se a taxa de lotação no Cerrado atingisse 1,4 cabeça ha^{-1}, pouco mais que 21 milhões de hectares estariam disponíveis para a expansão da cana-de-açúcar, sem causar deslocamento das atividades agrícolas em novas terras.

Como enunciado acima, o aumento da área de cultivo da cana-de-açúcar pode resultar na redução da área dedicada ao gado. Assim, a intensificação da produção pecuária sem deslocá-la para outras regiões, induz novos arranjos produtivos. Ambas as atividades podem se beneficiar dessa proximidade, estabelecendo uma integração para otimizar o uso de recursos naturais e tecnológicos, incluindo resíduos agrícolas e agroindustriais, em um relacionamento sinérgico.

A seguir, é apresentada uma breve revisão sobre a interação entre os setores de biocombustíveis e pecuários e, mais especificamente, sobre os sistemas de integração etanol-pecuária.

2.2 Produção de etanol e alimentação animal

Os coprodutos gerados durante o processo de produção de biocombustíveis têm um grande potencial como suplementos nutricionais na alimentação animal, especialmente para bovinos (FAO, 2012). Por exemplo, a pecuária leiteira e de corte têm sido os principais consumidores dos coprodutos da produção de etanol de milho (DDGS[3]) e biodiesel de soja (farelo de soja).

No Brasil, os usos potenciais de coprodutos de cana-de-açúcar incluem produção de energia elétrica, biogás e biofertilizantes, etanol de segunda geração, plásticos, papel, aditivos alimentares e alimentos para animais (LEAL *et al.*, 2013; LEME & SEABRA, 2016; MORAES, ZAIAT & BONOMI, 2015; SANTOS *et al.*, 2016; SEABRA *et al.*, 2010).

Em decorrência da expansão da atividade sucroalcooleira, diversas pesquisas vêm sendo conduzidas sobre a utilização de coprodutos e resíduos da cana como, por exemplo, a levedura, a vinhaça, a torta de filtro, a ponta de cana e o bagaço de cana na alimentação animal (CAMPOS

[3] Os grãos secos destilados com solúveis (em inglês: dried distillers grains with solubles - DDGS) são coprodutos da produção de etanol de milho.

et al., 2014; CORRÊA *et al.*, 2003; COSTA, 2004; DANIEL *et al.*, 2013; MAGALHÃES, VASQUEZ & SILVA, 1999; MANZANO *et al.*, 2000; MISSIO, 2016; TEIXEIRA, PIRES & NASCIMENTO, 2007).

O bagaço de cana-de-açúcar, resultado da extração do caldo após esmagamento nas moendas, é o maior coproduto da agroindústria brasileira. Além disso, a palha[4] da cana-de-açúcar se tornou o outro abundante material agroindustrial, devido à eliminação progressiva da queima de cana-de-açúcar através da mecanização da colheita e constitui um potencial substituto para os volumosos [5]utilizados na alimentação de ruminantes (COUTO, 2014). Para se ter uma ideia deste potencial, a cada tonelada de cana-de-açúcar são produzidos aproximadamente 250 kg de bagaço e 140 kg de palha (MACEDO, SEABRA & SILVA, 2008).

Algumas pesquisas têm sido conduzidas sobre o uso do bagaço de cana-de-açúcar como ingrediente de ração para o gado, mas esta é uma aplicação com aceitação comercial limitada (FAO, 2012). A produção de ração e a manutenção de confinamentos de gado junto às usinas foi comum nas décadas de 1980 e 1990. Recentemente, essa produção diminuiu devido à elevada demanda de bagaço para cogeração de energia.

Valadares Filho e colaboradores (2008) defendem que este produto pode ser economicamente viável quando utilizado como fonte de fibra para estimular a atividade ruminal em dieta com alta proporção de concentrado[6], apesar do seu baixo valor nutritivo.

Egeskog *et al.* (2011) e Taube Netto & Seabra (2010) propõem que o bagaço hidrolisado serve de ração completa para gados de corte, quando combinado com outros coprodutos e resíduos da indústria sucroalcooleira – bagaço cru, levedura, torta de filtro, vinhaça, - e complementado com grãos e vitaminas. A composição da ração utilizada nestes dois estudos pode ser observada na Tabela 2.2.

[4] Parte aérea da cana-de-açúcar composta por aproximadamente 46% de folhas verdes (também chamada de "ponta") e 54% de folhas seca (FRANCO *et al.*, 2013).

[5] Alimentos volumosos são aqueles com alto teor de fibra e baixo valor energético (ex. forrageiras e silagens).

[6] Alimentos concentrados são aqueles com baixo teor de fibra e alto valor energético (ex. grãos de soja e milho)

Tabela 2.2. Formulações baseadas em coprodutos da agroindústria de cana-de-açúcar.

Composição da ração	Unidade	Taube Netto & Seabra (2010)	Egeskog *et al.* (2011)
Bagaço de cana, in natura	%	4,1	4
Bagaço de cana, hidrolisado	%	54,5	51
Calcário	%	---	0,5
Farelo de soja	%	4,1	4
Levedura úmida	%	22,3	29
Melaço	%	---	1
Milho, grão seco	%	13,3	---
Sal mineral	%	1,3	---
Sorgo, grão	%	---	8
Suplemento mineral	%	---	1
Ureia	%	0,4	1

Fonte: Taube Netto & Seabra (2010) e Egeskog *et al.* (2011).

No entanto, o sistema de integração proposto vai além do uso de coprodutos da produção de etanol na produção animal. A seguir serão discutidos os benefícios do uso de sistemas integrados de produção.

2.3 Integração etanol-pecuária

Segundo Balbino, Barcellos & Stone (2011), os sistemas de produção em integração podem ser classificados em quatro modalidades: Integração Lavoura-Pecuária, Lavoura-Pecuária-Floresta, Pecuária-Floresta e Lavoura-Floresta.

A Integração Lavoura-Pecuária (ILP) é uma estratégia de produção mais sustentável que integra atividades agrícolas, pecuárias e/ou florestais, buscando efeitos sinérgicos entre os componentes do ecossistema (MACEDO, 2009). Este sistema permite a adoção de práticas de rotação ou sucessão de culturas, alternando-se períodos de pecuária com a produção de grãos ou fibras, além de possibilitar a utilização de produtos e coprodutos na alimentação animal (MACHADO, BALBINO & CECCON, 2011). A introdução da lavoura pode trazer inúmeras

vantagens para a pecuária, como por exemplo: correção de acidez do solo, elevação do teor de nutrientes, aproveitamento de resíduos na formulação de rações, melhora da produção animal e estabilidade de renda. Além disso, nos sistemas integrados o impacto das atividades da lavoura e da pecuária sobre o ambiente é minimizado ao ser promovida maior retenção de água no solo, sequestro de carbono, recuperação de pastagens degradadas e redução do uso de agroquímicos (BRASIL, 2012; CORDEIRO *et al.*, 2015).

Apesar de ser uma cultura semiperene, a cana-de-açúcar pode ser integrada a sistemas que incluam outros usos da terra. Alguns trabalhos mostram o potencial de cultivo de culturas de curta temporada, como amendoim, soja e milho safrinha, na área de reforma de cana-de-açúcar para produção de etanol (CHAGAS *et al.*, 2015; GAMEIRO, ROCCO& FILHO, 2016; MILANEZ *et al.*, 2014; SOUZA & SEABRA, 2014)

A integração etanol e pecuária é apontada como uma das alternativas para garantir a sustentabilidade do setor sucroalcooleiro. Segundo Milanez e colaboradores (2014), a integração das cadeias do milho, da soja, da cana-de-açúcar e de carnes tem potencial para ampliar a competitividade de todos esses segmentos.

No sistema integrado dos setores sucroenergético e pecuária espera-se que possa haver uma redução da área de criação animal, liberação de área para a produção de cana-de-açúcar, aumento da produtividade e rentabilidade do rebanho, além de redução de emissões de GEE e de emissões de iLUC (TAUBE NETTO & SEABRA, 2010; EGESKOG *et al.*, 2011; NASSAR & MOREIRA, 2013; NOVO, JANSEN & SLINGERLAND, 2012; SPAROVEK, FERNANDO & BURGI, 2006).

Em estudo realizado por Taube Netto & Seabra (2010), foram avaliados diversos cenários de integração entre pecuária e cana-de-açúcar. Uma das principais conclusões foi de que a integração pode trazer benefícios ajudando a reduzir a área total de pecuária no Brasil. No estudo, a instalação da destilaria na região estudada produziria um encolhimento da área necessária de pasto de 30%, considerando a mesma produção de carne. Além disso, verificou-se que para que ocorram ganhos significativos de produtividade é necessário que a ração seja composta por, no mínimo, 5% de bagaço. A Figura 2.2, a seguir, apresenta o esquema de integração considerado no estudo.

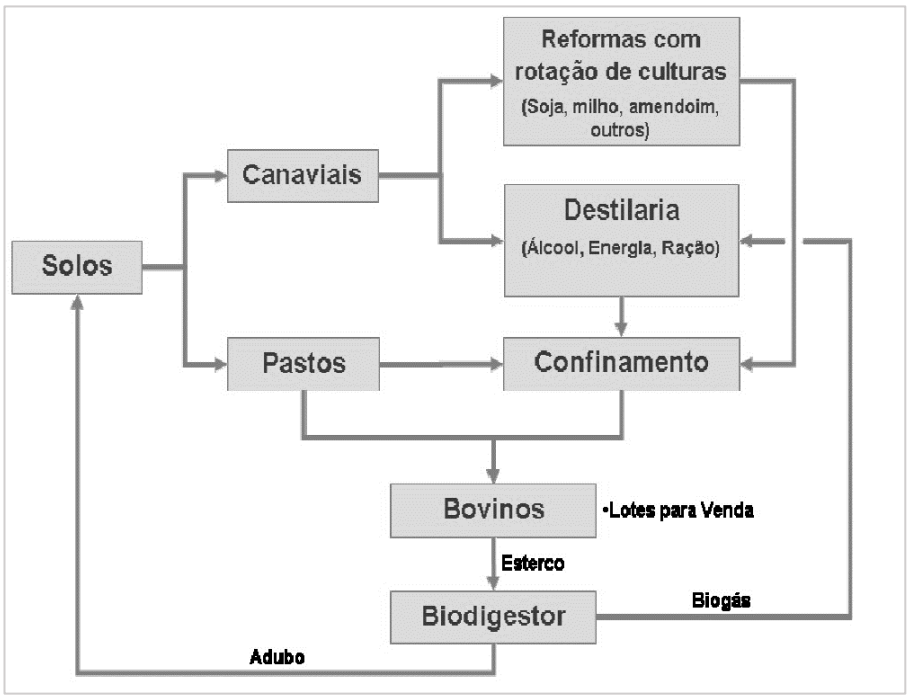

Figura 2.2. Integração da produção do etanol e seus coprodutos com produções de grãos e pecuária. Fonte: Taube Netto & Seabra, 2010.

Egeskog e colaboradores (2011) apontam que, do ponto de vista econômico, a integração é rentável para ambos os setores. Requer investimentos não muito elevados e apresenta vantagens técnicas, tornando a pecuária mais produtiva e lucrativa, além de reduzir as emissões de gases de efeito estufa. No entanto, pode haver resistência ou dificuldade das usinas em estabelecer contratos e parcerias com os pecuaristas, necessitando de mecanismos de indução ou certificação para encorajar a mudança. Além disso, o uso do bagaço da cana-de-açúcar para a ração animal - de suma importância para a viabilidade do modelo-, apresenta crescente potencial como fonte de produção de energia elétrica.

De acordo com Mathews *et al.* (2011), os efeitos indiretos de mudança de uso da terra podem ser minimizados por meio da produção integrada de alimentos e combustíveis. Neste estudo, o excedente de levedura proveniente de planta de produção de etanol de segunda geração no Brasil foi utilizado como suplementação alimentar para gados de corte, liberando área para a produção de cana-de-açúcar. Nesta configuração, esquematizada na Figura 2.3, foi possível triplicar a produção de etanol sem implicar em aberturas de novas fronteiras agrícolas.

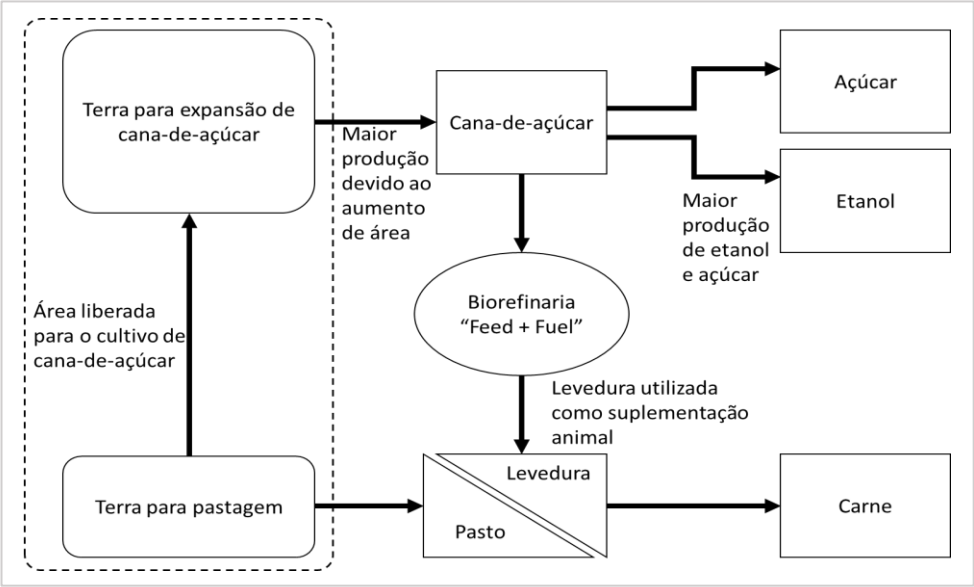

Figura 2.3. Cadeias de valor da produção de açúcar, etanol e carne integradas por meio da biorrefinaria "Feed + Fuel". Fonte: adaptado de Mathews *et al.*, 2011.

Gradiz *et al.* (2007) realizaram simulações para avaliar sistemas de produção de carne integrados com a produção de cana-de-açúcar no Japão. Como ilustrado na Figura 2.4, no cenário integrado, as pontas de cana foram a principal fonte de forragem e os dejetos animais foram utilizados no campo para complementar o uso de fertilizante mineral. Os resultados mostraram que os custos com alimentos e fertilizantes foram menores no cenário integrado do que no cenário padrão.

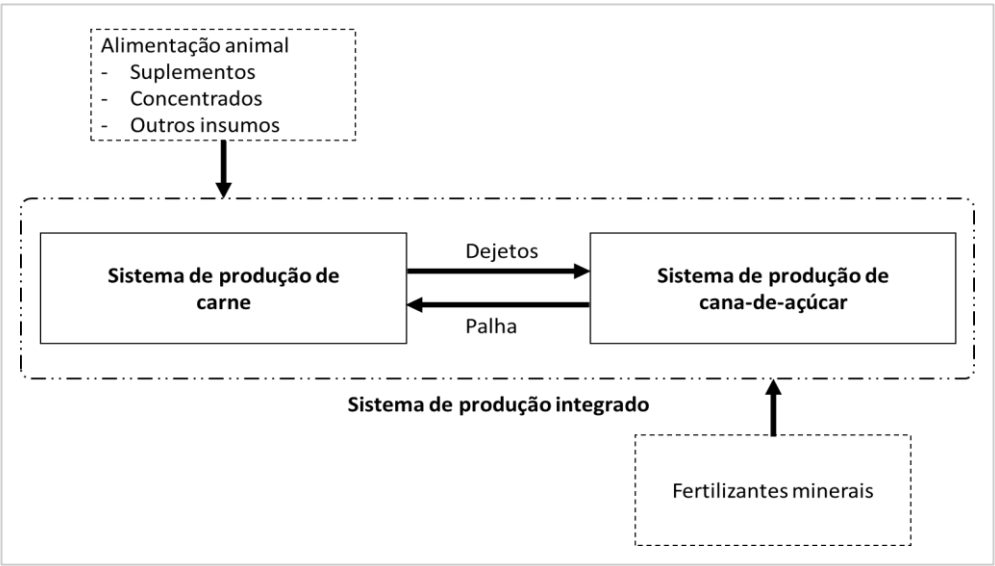

Figura 2.4. Ilustração do sistema de produção de carne integrado ao sistema de produção de cana-de-açúcar. Fonte: adaptado de Gradiz *et al.*, 2007.

2.3.1 Desafios da integração etanol-pecuária

Alguns aspectos importantes estão entre os maiores desafios para a implementação da integração sugerida, apesar da sua possível atratividade ambiental e econômica. Entre os principais desafios que devem ser vencidos, estão: a intensificação da produção pecuária; o diálogo entre os setores envolvidos e a complexidade das cadeias; os usos alternativos do bagaço de cana-de-açúcar, entre outros problemas técnicos.

Como mencionado anteriormente, a integração etanol-pecuária só ocorre, de fato, se houver intensificação da produção pecuária com uso de confinamento. Atualmente, essa não é uma prática comum. Segundo dados da Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carnes, das 39,16 milhões de cabeças abatidas em 2015, apenas 5,05 milhões de cabeças (~13%) provieram de gados confinados (ABIEC, 2015).

A necessidade de elevação do nível tecnológico na produção pecuária, que passa a ser mais intensiva e produtiva, implica em investimentos em melhoria genética, capacitação para o uso de tecnologias mais complexas. Portanto, assistência técnica e acesso ao crédito são primordiais para o ganho de eficiência destes sistemas (INPUT, 2016; BARBOSA, 2015; NOVO, 2012).

SPAROVEK et al. (2007) destacam ainda que na base da integração sugerida, a relação entre usinas e produtores rurais não pode se resumir à condição de compra e venda de matéria-prima. Uma relação mais abrangente, envolvendo responsabilidades e apoios mútuos, deve ser construída em seu lugar, uma vez que, na integração, pecuaristas e usina geram uma relação de dependência viável somente se ambos se beneficiarem. Mecanismos regulatórios (por exemplo, certificação) podem ser eficazes para incentivar a implementação da integração.

Os usos alternativos do bagaço da cana-de-açúcar são outros obstáculos. Este subproduto é cada vez mais utilizado para cogeração de energia e, futuramente, deve-se somar o uso de bagaço e da palha de cana-de-açúcar para produção de etanol de segunda geração. Portanto, deve-se esperar uma valorização financeira para este produto, o que pode desestimular sua venda ao pecuarista.

Além disso, outros problemas técnicos, como os surtos da “mosca-dos-estábulos” e o teor alcóolico da levedura utilizada, estão entre as barreiras mais fáceis de serem vencidas. Conhecida popularmente como “mosca-dos-estábulos”, a *Stomoxys calcitrans* têm causado sérios prejuízos a pecuaristas nas proximidades de usinas sucroalcooleiras. Porém medidas

preventivas como: a adoção de boas práticas de manejo, recolhimento da palha antes da aplicação de vinhaça e, possivelmente, a biodigestão da vinhaça podem eliminar este problema (EMBRAPA, 2009). A levedura úmida é um dos componentes principais da ração utilizada no confinamento dos bovinos (vide Tabela 2.2), porém alguns cuidados devem ser tomados para evitar a intoxicação por álcool etílico (BRUST, 2011). Recomenda-se a adição de água ao resíduo durante a fase de adaptação dos animais ao levedo, para diluir a concentração do álcool residual (BRUST *et al.*, 2015).

No entanto, do ponto de vista econômico, a integração é rentável para pecuaristas e usinas. Apresenta vantagens técnicas, tornando a pecuária mais produtiva e lucrativa, além de reduzir as emissões de gases de efeito estufa (SPAROVEK *et al.*, 2009; SPAROVEK *et al.*, 2007).

2.4 Avaliação do ciclo de vida

Neste trabalho, o perfil ambiental da produção integrada de cana-de-açúcar e pecuária, será avaliado por meio da metodologia de avaliação do ciclo de vida (ACV). A ACV é uma metodologia reconhecida internacionalmente, aplicada para avaliar os impactos ambientais causados por um produto ou processo durante todo o seu ciclo de vida ou cadeia de produção, ou seja, desde a extração dos recursos naturais até sua disposição junto ao ambiente, incluindo as etapas de transporte de matérias primas, insumos e do produto em si, e também de disposição dos resíduos. Esta abordagem permite a estimativa dos impactos ambientais acumulados ao longo deste ciclo, oferecendo uma visão holística e possibilitando melhor compreensão do sistema (SEO & KULAY, 2006).

Em geral, a ACV tem aplicação mais intensa na área industrial, sendo realizada para vários objetivos. Seus resultados podem ser usados no desenvolvimento de novos produtos e serviços sustentáveis, na identificação de pontos críticos, na obtenção de rotulagem ambiental Tipo III e na otimização dos processos produtivos. A ferramenta é uma das mais utilizadas nos programas de certificação de biocombustíveis, inclusive do setor sucroenergético brasileiro.

Seu maior benefício é que, através de seus resultados, diferentes efeitos ambientais são avaliados e quantificados, facilitando o debate, a comparação de entradas e saídas de sistemas atuais e alternativos e a formulação de políticas públicas (ABNT, 2009a).

Apesar de ser uma metodologia com forte base científica e reconhecida internacionalmente, a ACV demonstra ainda certas limitações de ordem operacional, dentre as quais merece destaque a elevada quantidade de dados necessários à sua execução; a preservação da confidencialidade no uso de informações relacionadas a determinados insumos e tecnologias, dificultando o processo de coleta de dados; indisponibilidade de modelos para avaliação de impactos ambientais de ordem regional e local (SEO & KULAY, 2006). Além disso, em virtude da complexidade da ferramenta, podem existir ainda incertezas na qualidade dos dados e nos seus resultados.

Atualmente, os estudos de ACV são normatizadas pela International Organization for Standardization (ISO), que resultou nas publicações ISO 14040 e ISO 14044. No Brasil, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) foi a responsável por traduzir e publicar as normas, resultando na ABNT NBR ISO 14040, que trata dos princípios e estrutura de estudos de ACV, e na ABNT NBR ISO 14044, com requisitos e orientações, ambas de 2009 (ABNT, 2009a, 2009b).

A metodologia de ACV é realizada em quatro fases principais: (a) definição dos objetivos e do escopo do estudo; (b) análise do Inventário de Ciclo de Vida; (c) avaliação dos impactos ambientais associados ao sistema; (d) interpretação dos resultados, feita com base nos objetivos expressos na primeira etapa (Figura 2.3).

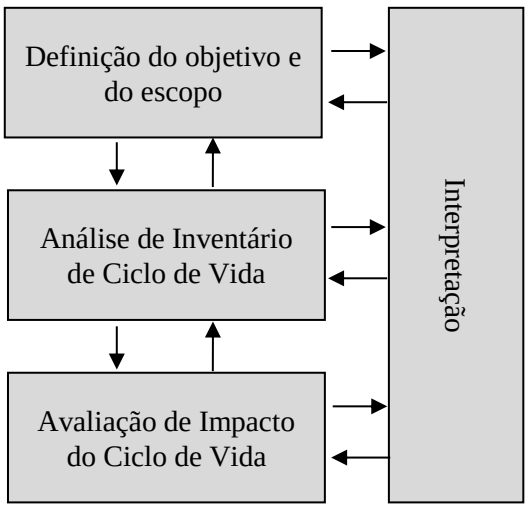

Figura 2.5. Fases da Avaliação do Ciclo de Vida. Fonte: ABNT, 2009a.

2.4.1 ACV na produção de etanol

Diversos estudos têm sido conduzidos com o objetivo comum de conhecer o desempenho ambiental dos biocombustíveis, por meio da abordagem ciclo de vida. Neste capítulo serão apresentados alguns deles, que serviram como referências para os estabelecimentos de bases metodológicas e análises comparativas para este estudo.

Macedo, Seabra & Silva (2008) se dedicaram a calcular o balanço energético e as emissões de GEE, a partir da abordagem de ciclo de vida, para a produção de etanol anidro em destilaria autônoma na região Centro-Sul do Brasil. Serviram como base do estudo as condições médias para as safras 2005/2006, com dados de 44 plantas de etanol. Para o levantamento, foram considerados os consumos diretos de combustíveis fósseis e eletricidade, os consumos indiretos para a produção de insumos, tanto para a etapa agrícola quanto para a industrial, e a energia necessária para a construção e manutenção dos equipamentos e infraestrutura em uma abordagem do "berço-ao-portão" da usina. Os autores adotaram os procedimentos de expansão de fronteira a fim de se evitar a alocação entre os coprodutos do processo de produção de etanol (bagaço e eletricidade excedente). Por isto, foram debitadas as emissões da queima de óleo nas caldeiras e da geração de eletricidade. Os resultados alcançados para os balanços energéticos dos respectivos cenários foram 9,3 unidades de energia renovável geradas para cada unidade de energia fóssil consumida. Na avaliação de emissões de gases de efeito estufa, foram encontrados 436 kg CO_2 eq por m^3 de etanol anidro.

Em 2011, Seabra *et al.* (2011) atualizaram o consumo energético e emissões de gases de efeito estufa para a produção de etanol do Centro-Sul brasileiro, utilizando dados de 168 usinas. Neste trabalho, no entanto, a análise abrangeu as usinas anexas, ou seja, as que produzem tanto etanol quanto açúcar. Desta vez, os autores consideraram uma abordagem do "poço à roda", para o etanol, mas mantiveram a abordagem do "berço-ao-portão" para o açúcar e também os procedimentos de expansão de fronteira e cargas evitadas. Foi encontrado o consumo energético de 80 kJ para cada MJ de etanol anidro produzido e 721 kJ para cada kg de açúcar. Na vertente emissões de GEE, foram obtidos valores de 21,3 g CO_2 eq/MJ de etanol e 234 g CO_2 eq/kg de açúcar. As emissões de GEE provenientes da mudança direta e indireta do uso da terra também não foram incluídas.

Com o objetivo de comparar o desempenho ambiental da produção de etanol em usinas autônomas e anexas, Cavalett *et al.* (2012) desenvolveram um estudo de ACV da cana-de-

açúcar e do combustível produzido na região Centro-Sul do Brasil, considerando cenários com tecnologias atuais e otimizadas. Para tanto, o método de avaliação de impacto *CML 2 Baseline 2000* foi adotado e dez categorias de impacto foram avaliadas. Dias *et al.* (2016), em estudo semelhante à Cavalett *et al.* (2012), comparou os desempenhos ambiental da produção de etanol em cinco categorias, por meio do método de avaliação de impacto ReCiPe Midpoint (H). Os autores utilizaram ainda a alocação econômica. Os resultados de ambos os estudos indicaram que a produção de etanol em plantas anexas apresentou menor impacto ambiental em comparação com destilarias autônomas na maioria das categorias de impacto ambiental avaliadas. Além disso, as tecnologias de otimização consideradas no estudo tiveram um grande potencial para diminuição dos impactos ambientais das biorrefinarias de cana-de-açúcar (tanto em plantas autônomas quanto anexas). Dias *et al.* (2016) indicam ainda que a etapa agrícola de produção de cana-de-açúcar foi a fase mais impactante do processo de obtenção de etanol para todos os cenários.

Cavalett *et al.* (2013), conduziram um estudo comparativo entre os desempenhos ambientais do etanol hidratado de cana-de-açúcar e da gasolina, utilizando diversos métodos de avaliação de impacto de ciclo de vida, entre eles o método *ReCiPe Midpoint (H*). O estudo considera as etapas de produção agrícola de cana, transporte, produção de etanol e uso final do combustível. Os dados utilizados representam a produção média da região Centro-Sul do Brasil e suas peculiaridades, como alta capacidade de produção, com 500 t de cana moída por hora e caldeiras de alta eficiência, com geração de vapor a 90 bar de pressão, capazes de produzir grandes quantidades de energia elétrica excedente. A unidade funcional foi 1 MJ de combustível. Foi considerada alocação entre etanol e energia elétrica produzida, por critério energético. Os resultados da análise *midpoint* indicam que o etanol apresenta melhores desempenhos ambientais para categorias de aquecimento global, depleção de recursos fósseis e depleção da camada de ozônio. No entanto, para categorias como acidificação, eutrofização, oxidação fotoquímica e uso de terra agrícola, a gasolina demonstra melhores desempenhos.

2.4.2 ACV na produção de carne

Nos últimos anos, muitos estudos utilizaram a ACV para quantificar impactos ambientais de produtos agropecuários, sendo um dos principais métodos para avaliação da sustentabilidade ambiental.

Roy et al. (2009), realizaram uma revisão sobre estudos que aplicaram a ACV na produção de alimentos. Os autores salientam que os estudos de ACV na produção de carne raramente ultrapassam a fase de produção, mas quando o fazem indicam que a produção agrícola é a principal fonte de impactos dos produtos de carne. Por último, os autores relacionam os estudos que utilizaram a ACV para comparar tipos de carne, como de frango, bovina e suína, e estes concluíram que a carne bovina é a menos eficiente, sendo que as maiores contribuições das emissões de gases de efeito estufa foram derivadas da fermentação entérica (CH_4) e da produção de ração (N_2O).

Cederberg, Meyer & Flysjö (2009) realizaram um estudo de ACV para análise de emissões de gases e de uso do solo para produção brasileira de 1 kg carne bovina (equivalente carcaça). Os autores utilizaram o guia do IPCC (2006) para estimar as emissões de CH_4 e N_2O. Estes identificaram que a emissão de gases de efeito estufa pela produção de carne brasileira, 28 kg CO_2 eq por kg carcaça, é pelo menos 30-40% maior do que a produção europeia, não incluindo mudanças de uso da terra. Fato, que segundo os autores europeus, se deve principalmente pelas emissões de grandes quantidades de CH_4, explicado pela elevada idade de abate. O estudo também afirma que o uso de energia na produção brasileira (~4 MJ kg carcaça^{-1}) é muito baixo, cerca de um décimo da produção europeia, e que uso do solo na produção de carne é consideravelmente maior do que na produção europeia. Por fim, os autores sugerem como medidas para a redução das emissões de GEE: a) deter a expansão contínua da pecuária em ecossistemas naturais; b) combater a degradação das pastagens; e c) aumentar a eficiência produtiva.

Recentemente, estudos comparativos sobre os impactos ambientais associados às emissões de GEE da produção extensiva e intensiva de carne têm sido relatados na literatura brasileira.

Kamali *et al.* (2016) e Ruviaro *et al.* (2015), em estudos realizado no Sul do Brasil, obtiveram os seguintes resultados para a produção extensiva: 22,52; 27,3 e 42,6 kg CO_2eq kg pv^{-1}. Para os sistemas intensivos, os autores relataram valores próximos a 9,0; 18,7 e 18,0 kg CO_2eq kg pv^{-1}. Em estudo semelhante realizado no Cerrado brasileiro, Cardoso *et al.* (2016)

encontraram valores para diferentes níveis de intensificação que variaram de 58,3 a 29,4 kg CO_2eq kg pv^{-1}.

Dick, Silva & Dewes (2015), ao contrário dos estudos citados anteriormente, realizaram uma análise mais profunda sobre os principais impactos ambientais de dois sistemas típicos de produção de bovinos de corte na região Sul do Brasil, nomeadamente o sistema extensivo e o sistema melhorado. O método *ReCiPe Midpoint (H*) foi utilizado para a análise de oito categorias de impacto e a unidade funcional foi a produção de 1 kg de peso vivo. Os autores concluíram que o sistema extensivo apresentou pior desempenho ambiental na maioria das categorias avaliadas, principalmente devido ao elevado tempo de permanência dos animais neste sistema.

Embora existam alguns estudos na literatura sobre este assunto, poucos consideram os potenciais de integração da pecuária de corte e do uso da palha para complementação da ração. Além disso, como demonstrado nesta revisão bibliográfica, são escassos os relatos de estudos que avaliem de forma mais abrangente o perfil ambiental da produção brasileira de carne.

3 METODOLOGIA

O desempenho ambiental dos diferentes cenários de produção de etanol e pecuária de corte foi avaliado pela metodologia de avaliação do ciclo de vida, seguindo os requisitos técnicos das normas ISO 14040 e ISO 14044 (ISO 2006a, 2006b).

3.1 Escopo

Foram delineados: sistemas de produto, funções do sistema, unidades funcionais, unidades de referência, fronteiras do sistema, requisitos da qualidade dos dados, fonte de dados, procedimentos de alocação e método de avaliação de impacto.

De forma a atender aos objetivos apresentados na seção 1.1, foi estudada uma área de 55.000 hectares, inicialmente ocupada por pecuária de corte extensiva, localizada no estado de São Paulo. O horizonte temporal corresponde à um ano de produção.

Considerando as projeções de expansão da produção de etanol de primeira geração descritas anteriormente, supôs-se que esta área seria ocupada pela cana-de-açúcar. Para tanto, foram listadas três possíveis rotas de expansão:

(1) Cana-de-açúcar ocupa a área de pastagem, sem que haja intensificação da produção pecuária. Neste caso, pode ocorrer deslocamento da produção pecuária ou diminuição da produção de carne.
(2) Cana-de-açúcar ocupa a área de pastagem e a produção pecuária é intensificada. Neste caso, a produção de carne pode ser mantida e seu deslocamento pode ser evitado.
(3) Cana-de-açúcar ocupa a área de pastagem e a produção pecuária é intensificada. Além disso, esta produção é integrada e coprodutos são compartilhados. Neste caso, a produção de carne é mantida, seu deslocamento é evitado e espera-se que haja ganhos ambientais em relação à primeira e à segunda rota.

Em um contexto de forte demanda por áreas cultiváveis, supõe-se que rotas de intensificação pecuária sejam mais eficientes tanto do ponto de vista produtivo quanto do

ambiental. O aumento de produtividade e as melhores práticas de manejo contribuem para a liberação de área para expansão da agricultura e ainda para recuperação de pastagens degradadas. Por este motivo, a primeira rota citada acima não foi abordada nesta dissertação.

Para garantir a sustentabilidade da expansão da cana-de-açúcar, a área total em questão (55.000 ha) foi obtida considerando dois contornos metodológicos: nenhuma mudança indireta de uso da terra associada (Equação 1) e nenhuma alteração na produção de carne bovina (Equação 2).

Equação 1

$$Área_{total} = Área_{carne,int} + Área_{usina} + Área_{grãos}$$

Equação 2

$$Produtividade_{carne,ext} \times Área_{total} = Produtividade_{carne,int} \times Área_{carne,int}$$

As áreas ocupadas pela produção de grãos foram calculadas considerando a relação entre a quantidade de grãos requerida nos sistemas intensivos e suas respectivas produtividades (Equação 3).

Equação 3

$$Área_{grãos} = \sum \frac{Quantidade\ anual\ requerida_{grão,i}}{Produtividade_{grão,i}}$$

Considerou-se também que a área industrial da usina mais a área de reforma representam cerca de 10% da área ocupada com cana-de-açúcar. Para o cálculo da área agrícola, considerou-se a relação entre a quantidade de cana-de-açúcar processada e sua produtividade (conforme Equação 4).

Equação 4

$$Área_{usina} = 1{,}10 \times \frac{Quantidade\ anual\ processada_{cana}}{Produtividade_{cana}}$$

Todos os parâmetros utilizados nas equações citadas serão informados nas próximas seções.

Para esta análise foram definidos 3 sistemas de produto. São eles:

- Sistema de produção inicial (S_0)
- Sistema de produção isolado (S_1)
- Sistema de produção integrado (S_2)

Para o sistema de produção integrado (S_2) foram estudados dois cenários de integração que diferiram apenas quanto à composição da ração animal. São eles:

- Cenário $S_{2;\ bagaço\ cru}$
- Cenário $S_{2;\ palha\ crua}$

De agora em diante, estes cenários serão chamados simplesmente de: $S_{2,\ bagaço}$ e $S_{2,\ palha}$.

O **sistema de produção inicial (S_0)** buscou representar a produção extensiva de pecuária de corte. Segundo ANUALPEC/FNP (2016), este é o sistema de produção mais utilizado no país. A função do sistema considerada foi a produção de carne bovina em 55.000 ha e a unidade funcional adotada, 3,5 mil toneladas de peso vivo. Entende-se por peso vivo, o peso do animal vivo, incluindo vísceras, conteúdo do trato gastrointestinal, ossos, pele, etc.

O **sistema de produção isolado (S_1)** compreendeu a produção de etanol anidro e a produção intensiva de carne bovina de forma independente, isto é, sem intercâmbio dos coprodutos bagaço, palha, levedura e do resíduo, esterco. A função do sistema considerada foi a produção carne bovina, etanol e eletricidade, em 55.000 ha. A unidade funcional adotada foi 3,5 mil toneladas de carne, em peso vivo; 4,88 x 10^9 MJ (181,4 milhões de toneladas de etanol anidro) e 501,7 GWh de eletricidade.

Os **sistemas de produção integrados ($S_{2,\ bagaço}$ e $S_{2,\ palha}$)** representam o foco desta dissertação. Nestes sistemas, coprodutos da produção de etanol de cana-de-açúcar foram utilizados na alimentação dos bovinos. Estes bovinos, por sua vez, geraram esterco que foi utilizado como adubo na produção de cana-de-açúcar, de forma a reduzir o uso de fertilizantes minerais na cultura.

Semelhante ao sistema S_1, a função destes sistemas é a produção carne bovina, etanol e eletricidade, em 55.000 ha. A unidade funcional adotada, em ambos os casos, foi: 3,5 mil toneladas de carne, em peso vivo; 4,88 x 10^9 MJ (181,4 milhões de toneladas de etanol anidro).

Variando apenas a produção de eletricidade: 498,0 GWh, para $S_{2,\ bagaço,}$ e 497,7 GWh para $S_{2,\ palha}$.

O objetivo desta dissertação foi estudar as principais diferenças, do ponto de vista ambiental, dos sistemas S_1 e S_2. Espera-se que este sistema de produção integrado contribua para a redução dos impactos ambientais associados à produção isolada de etanol e carne bovina, evitando ainda, emissões de mudanças indiretas do uso da terra.

A Figura 3.1 ilustra os sistemas de produtos considerados:

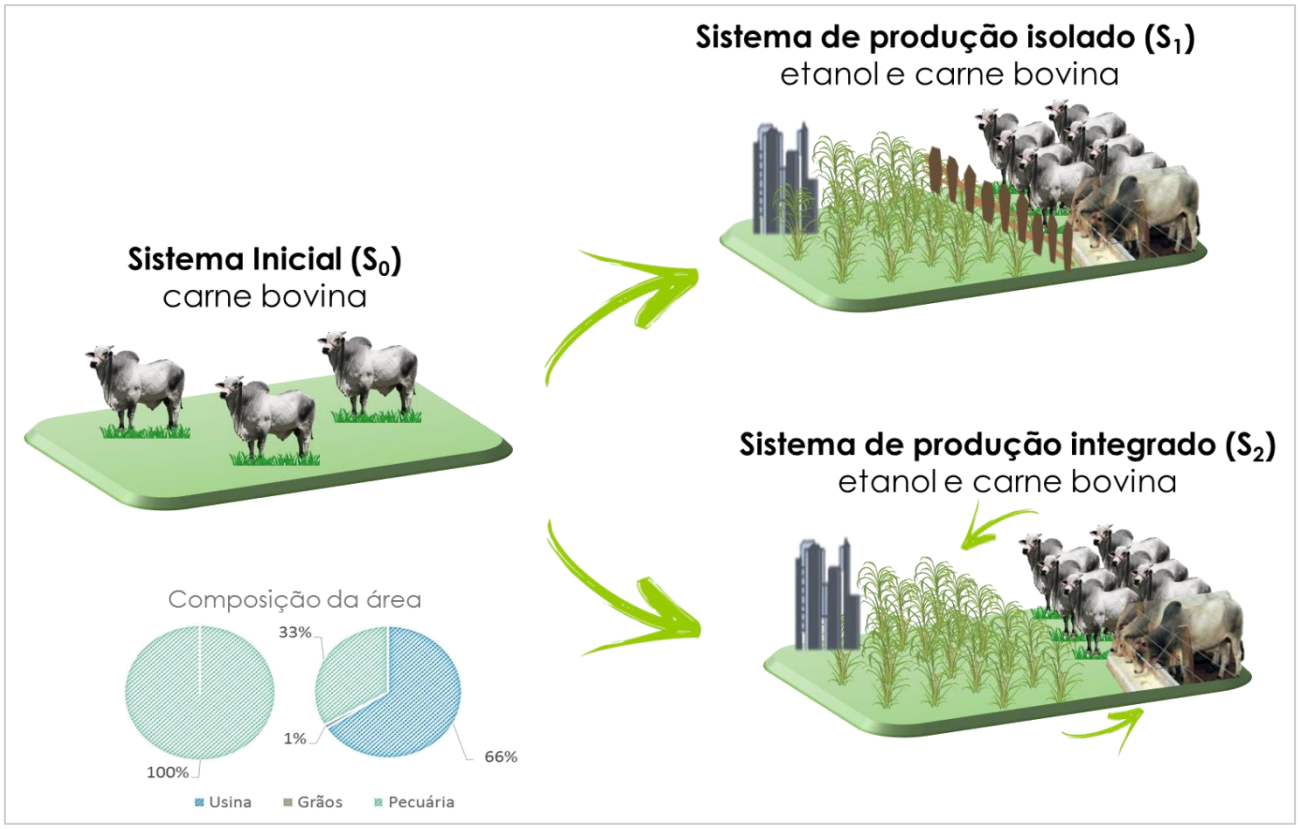

Figura 3.1. Sistemas de produto considerados no estudo.

A abordagem utilizada para este estudo de ACV foi do tipo "*cradle to gate*", ou seja, do berço-ao-portão da fazenda ou indústria. Além do processo de produção de carne bovina e etanol, foram incluídos os processos de produção e manutenção de pastagens, produção de suplementos e produção e processamento de grãos utilizados na alimentação animal (quer esta produção ocorra na fazenda ou em área externa).

Não foram considerados: o transporte dos insumos até a fazenda, a produção e uso de medicamentos e vitaminas, a infraestrutura e os animais de trabalho. Outros estudos de ACV

da carne bovina brasileira assumiram o mesmo, visto que essas emissões são pouco significativas (CEDERBERG, MEYER & FLYSJÖ, 2009; RUVIARO *et al.*, 2015).

As fronteiras do sistema estão ilustradas nas Figuras 3.2, 3.3, 3.4 e 3.5.

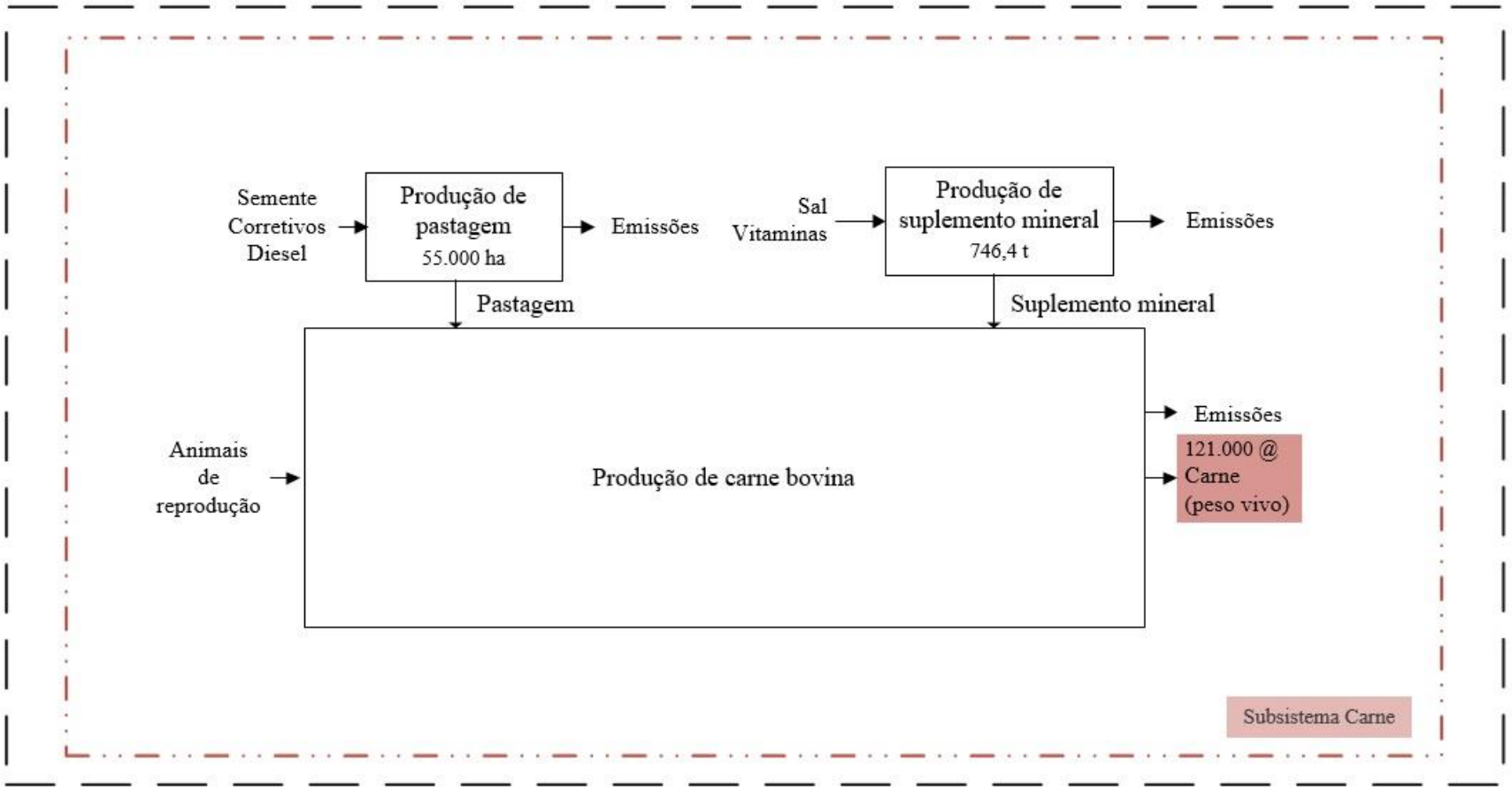

Figura 3.2. Fronteiras do sistema de produção inicial (S_0), com todos os processos elementares considerados no estudo.

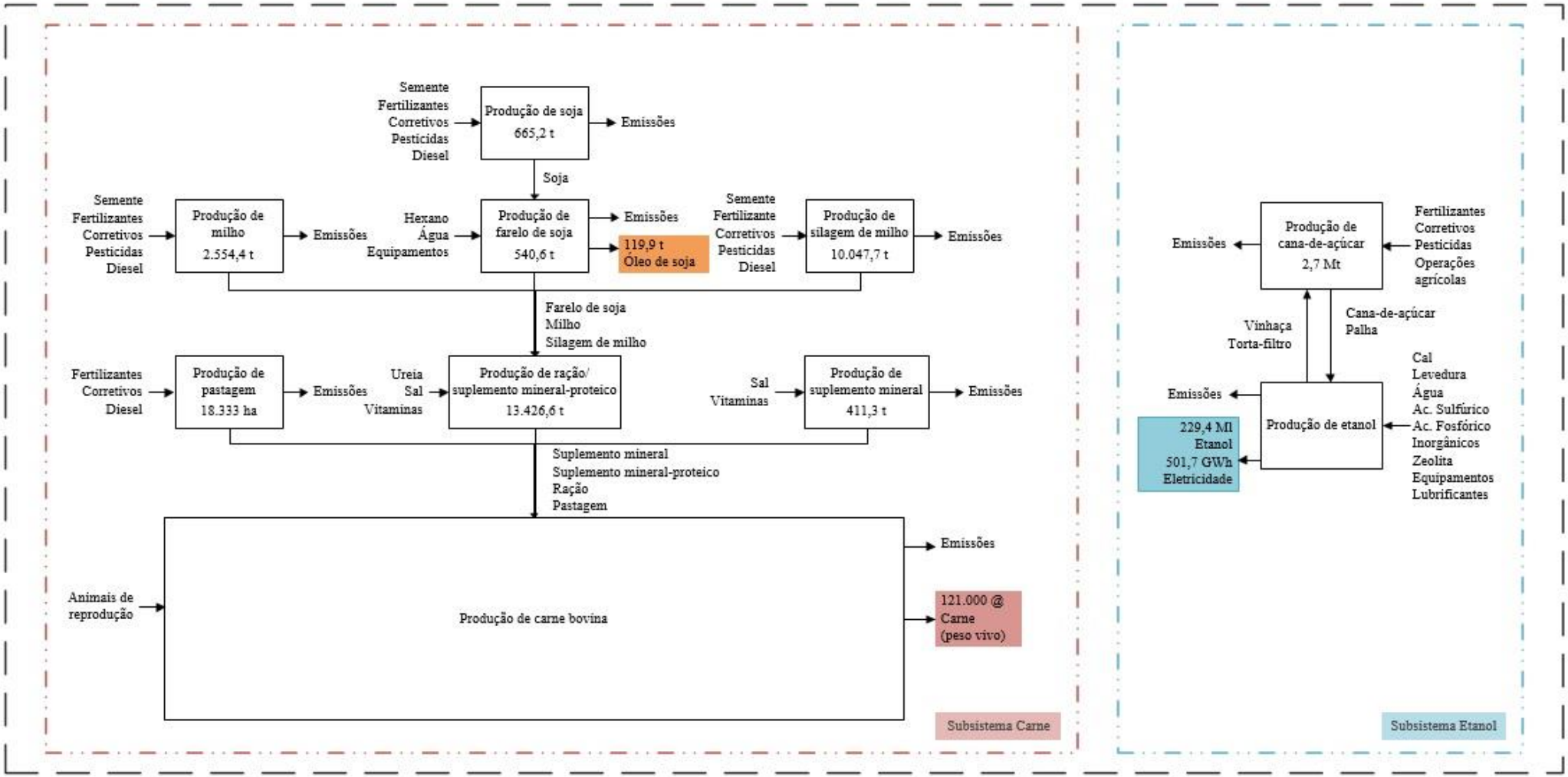

Figura 3.3. Fronteiras do sistema de produção isolado (S_1), com todos os processos elementares considerados no estudo.

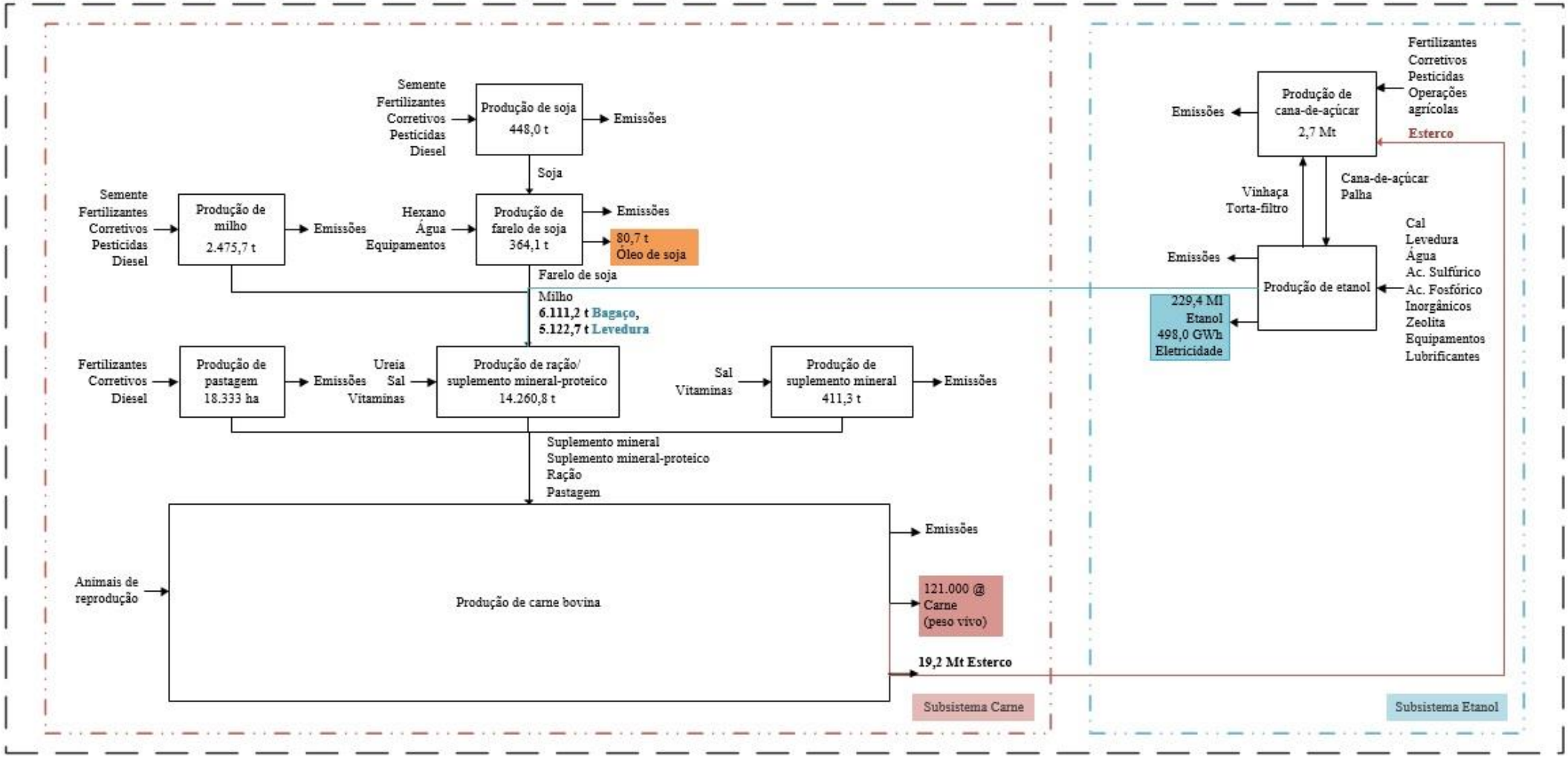

Figura 3.4. Fronteiras do sistema de produção integrado ($S_{2,\ bagaço}$), com todos os processos elementares considerados no estudo.

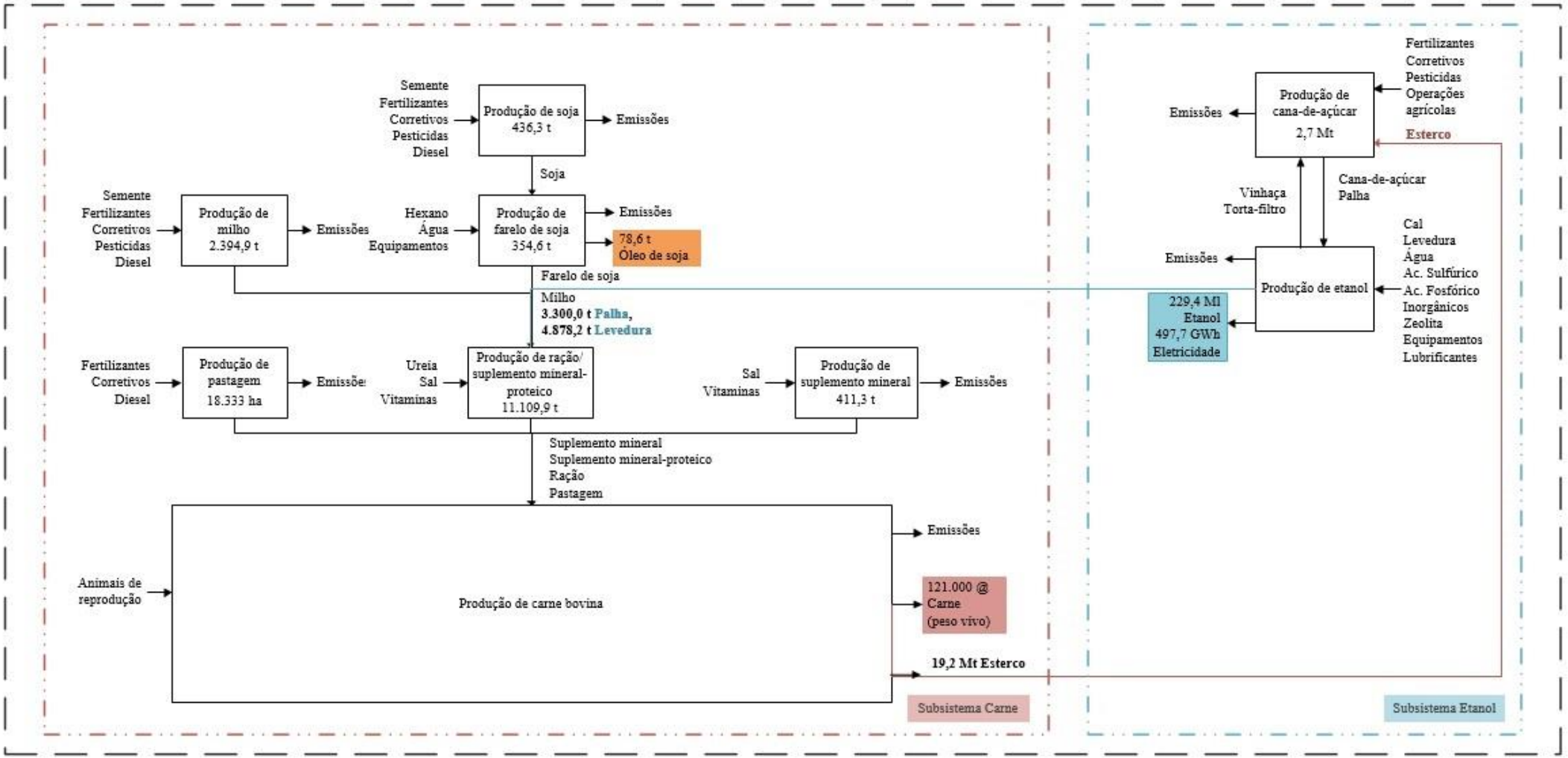

Figura 3.5. Fronteiras do sistema de produção integrado ($S_{2,\ palha}$), com todos os processos elementares considerados no estudo.

Uma das etapas fundamentais de um estudo de ACV é a elaboração de Inventários de Ciclo de Vida (ICV), que são os conjuntos de dados que contabilizam todas as entradas e saídas de material e energia representativas de cada sistema elementar que compõe um sistema de produto. A qualidade dos dados coletados nesta etapa está fortemente relacionada à representatividade do estudo de ACV, tornando imprescindível a consideração das particularidades da região onde é realizado (SEO & KULAY, 2006).

Deste modo, para a realização da análise proposta foi necessário elaborar inventários representativos dos sistemas de produto S_0, S_1 e S_2 e também dos processos à montante. Os diversos dados utilizados foram obtidos a partir de levantamentos realizados pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), consulta à especialistas e profissionais da área e ainda consulta à literatura cientifica.

A descrição detalhada dos métodos utilizados para a elaboração dos inventários de produção pecuária, agrícola e industrial será relatada a seguir.

3.2 Elaboração dos inventários de produção pecuária

De forma simplificada, os sistemas de produção de bovinos de corte predominantes no país podem ser classificados em: a) sistema extensivo - regime alimentar exclusivo de pastagem mais suplementação mineral; b) sistema semi-intensivo - pastagem mais suplementação mineral-proteica em pasto; e c) sistema intensivo - pastagem mais suplementação mineral-proteica e confinamento (BUNGENSTAB, 2012; CEZAR *et al.*, 2005). A caracterização da produção de carne bovina dos sistemas estudados nesta dissertação pode ser observada na Tabela 3.1.

O sistema S_0 representa o sistema extensivo, caracterizado pela utilização de pastagens como principal fonte de alimento, restringindo a suplementação alimentar ao fornecimento de sal comum e suplemento mineral aos animais. Neste sistema, a produtividade anual é abaixo de 120 kg de peso vivo ha^{-1} ano^{-1} e a idade de abate supera os 42 meses (BARBOSA *et al.*, 2015).

É o sistema mais utilizado no país, representando em torno de 80% dos sistemas produtivos de carne bovina brasileira. (ANUALPEC/FNP, 2016; CEZAR *et al.*, 2005). Neste sistema, grande parte das pastagens encontram-se em estágios variados de degradação e o investimento em melhorias é restrito. Estima-se que 70% das pastagens brasileiras estejam degradadas (MACEDO *et al.*, 2014) e que o excesso de lotação animal, erros de manejo e falta de manutenção da fertilidade do solo sejam as causas principais.

Os sistemas S_1 e S_2 representam o sistema intensivo de produção de bovinos de corte. Nestes sistemas, é crescente a preocupação com a manutenção e melhoria da qualidade das pastagens, empregando-se um maior aporte de fertilizantes. São caracterizados pela prática de confinamento na terminação dos machos e pelo uso de suplementos minerais e proteicos juntamente com a pastagem. Essas estratégias possibilitam maior desempenho animal com melhoria na eficiência alimentar e, consequentemente, redução das idades de abate: a produtividade anual é maior que 180 kg de peso vivo ha^{-1} ano^{-1} e a idade de abate gira em torno de 24 meses (BARBOSA *et al.*, 2015). Além disso, a melhor eficiência destes sistemas é explicada pelo uso de outras tecnologias como melhoramento genético, inseminação artificial, controle sanitário, entre outras.

Apesar de ainda representarem uma pequena fatia dos sistemas praticados no Brasil, o confinamento de bovinos de corte utilizado nos sistemas intensificados apresenta grande potencial de crescimento. Segundo o Instituto FNP (ANUALPEC/FNP, 2016) em 2015, foram

abatidos 4 milhões cabeças de bovinos terminados em regime de confinamento, representando cerca de 10% do total de animais abatidos no País (aumento de 3% em relação a 2010).

De acordo com Gomes *et al.* (2015), os principais benefícios do confinamento são:

- Aumento da produtividade e a qualidade da carne;
- Redução do tempo de terminação;
- Possibilidade de abates ao longo de todo o ano;
- Não sobrecarga do pasto.

Os benefícios descritos acima são refletidos em parâmetros mensuráveis como os listados na Tabela 3.1. Comparando o sistema intensivo (S_1 e S_2) com o sistema extensivo (S_0), observa-se que a mesma produção de carne é atingida com o triplo de produtividade e a metade da idade de abate, aproximadamente.

Tabela 3.1. Descrição dos sistemas de produção pecuária avaliados.

	Sistema Inicial (S_0)	**Sistema Isolado e Integrado (S_1 e S_2)**
Sistema	Ciclo completo	Ciclo completo
Subsistema	Extensivo	Intensivo
Produtividade	63,7 kg pv ha^{-1} ano^{-1}	190,8 kg pv ha^{-1} ano^{-1}
Produção	121.000 @ ano^{-1}	121.000 @ ano^{-1}
Rebanho estabilizado	56.854 cabeças ano^{-1}	37.650 cabeças ano^{-1}
Idade de abate	45 meses	23 meses
Área de pastagem	55.000 ha	18.333 ha
Taxa de lotação[7]	0,60 UA ha^{-1}	1,05 UA ha^{-1}
Pastagem	Cultivada sem aporte de fertilizante	Cultivada com alto aporte de fertilizante
Suplementação	Sal comum + suplemento mineral	Suplemento mineral + proteinado + ração
Engorda	Pasto	Confinamento

Fonte: adaptado de Corrêa *et al.* (2006) e Costa *et al.* (2005).

Para todos estes sistemas, a produção de bovinos de corte envolve as fases de cria, recria e engorda, as quais podem ser desenvolvidas como atividades isoladas ou combinadas de forma a se complementarem (CEZAR *et al*., 2005). Apesar da integração aqui proposta ocorrer

[7] Taxa de lotação: Número de Unidades Animais (UA) por hectare, sendo que 1 UA é igual a 450 kg de peso vivo.

efetivamente apenas na fase de engorda do animal, estas três fases foram levadas em consideração, a fim de caracterizar o ciclo de vida da produção de carne.

Os dados de entrada dos inventários de produção de carne bovina (incluindo a produção de pastagem) tiveram como base dados levantados pela Embrapa Gado de Corte e utilizados no âmbito do projeto "Modelagem biofísica e simulação da dinâmica de gases de efeito estufa na produção pecuária" (PECUS), para o bioma Cerrado (CORRÊA *et al.*, 2006; COSTA *et al.*, 2005).

O Projeto PECUS teve como objetivo avaliar a dinâmica de gases de efeito estufa e o balanço de Carbono em sistemas de produção agropecuários de seis Biomas do Brasil (Mata Atlântica, Caatinga, Pantanal, Pampa, Amazônico e Cerrado). Neste contexto, a rede de pesquisa PECUS identificou e caracterizou 23 sistemas de produção típicos que representam a maior parte da produção de bovinos de corte brasileiros. O projeto foi concluído em julho de 2016 e os resultados podem ser avaliados em https://www.embrapa.br/busca-de-projetos/-/projeto/38213/projeto-da-rede-pecus (EMBRAPA, 2017).

Sobre o rebanho estabilizado, é importante ressaltar que os valores informados na Tabela 3.1 consideraram as 11 categorias animais descritas abaixo e os índices zootécnicos (taxa de natalidade e mortalidade, número de vacas por touro, etc) descritos no Anexo A.

- Bezerra – fêmea bovina jovem, entre o nascimento e o desmame, até sete meses de idade.
- Novilha 1-2 – fêmea bovina com idade entre 1 e 2 anos, que ainda não pariu.
- Novilha 2-3 – fêmea bovina com idade entre 2 e 3 anos, que ainda não pariu.
- Novilha 3-4 – fêmea bovina com idade entre 3 e 4 anos, que ainda não pariu.
- Vaca boiadeira – vaca de cria com níveis insatisfatórios de reprodução, geralmente destinada ao abate.
- Vaca cria – fêmea bovina em idade de reprodução, que já pariu pelo menos uma vez.
- Bezerro – bovino jovem, entre o nascimento e o desmame, até sete meses de idade.
- Macho 1-2 – macho bovino com idade entre 1 e 2 anos.
- Macho 2-3 – macho bovino com idade entre 2 e 3 anos.
- Macho >3 – macho bovino com idade superior a 3 anos.
- Touro – macho bovino em idade de reprodução.

3.2.1 Recursos naturais

Quanto ao uso de recursos naturais, considerou-se o consumo de água pelos animais e a ocupação e transformação da terra. O consumo de água foi estimado em 35 litros por cabeça por dia, por meio de consulta à especialistas do setor[8] (CAMPANELLI, 2016).

Para todos os sistemas, assumiu-se o uso anterior da terra como pastagem extensiva. Portanto, a transformação da terra se deu pela mudança de manejo (de extensivo para intensivo), exceto para o sistema S_0, onde não houve transformação. As emissões derivadas desta mudança de manejo foram computadas nos inventários de pastagens. Já o uso da terra foi calculado com base na produtividade de cada sistema, informada na Tabela 3.1.

3.2.2 Insumos

O consumo de insumos na produção de carne bovina varia de acordo com o nível de tecnologia empregado no sistema. Assim, o sistema extensivo é caracterizado por baixo uso de insumos e o sistema intensivo, pelo maior consumo de recursos produtivos.

Os principais insumos considerados podem ser observados na Tabela 3.2.

Tabela 3.2. Principais insumos utilizados na produção pecuária.

Insumo	Unidade	S_0	S_1	$S_{2,\ bagaço}$	$S_{2,\ palha}$
Pasto	ha	1,00	1,00	1,00	1,00
Suplemento mineral	kg ha^{-1}	13,58	22,43	22,43	22,43
Suplemento mineral - proteico	kg ha^{-1}	---	56,42	56,42	56,42
Alimentação - confinamento	kg ha^{-1}	---	675,94	721,44	549,57

S_0: Sistema inicial; S_1: sistema isolado; S_2: sistema integrado.

Fonte: adaptado de Corrêa *et al.* (2006) e Costa *et al.* (2005).

[8] Informação recebida de Victor Campanelli, proprietário da empresa Agropastoril Paschoal Campanelli S/A, em 2016.

Vale lembrar que para este estudo não foram considerados: o uso de produtos sanitários (antibióticos, vacinas, vermífugos, etc) e a infraestrutura (galpões, cercas, cochos, etc).

A suplementação mineral deve ser utilizada para suprir os nutrientes minerais necessários para corrigir as deficiências da dieta animal, visto que a maioria das pastagens brasileiras apresenta deficiências em macro e micronutrientes (GOMES *et al.*, 2015; MORAES, 2001). Evita, principalmente na seca, a perda de peso e promove ganhos moderados ou, pelo menos, a manutenção de peso dos animais (GOMES *et al.*, 2015).

Como uma simplificação, considerou-se como componente único do suplemento mineral o sal cloreto de sódio (NaCl). Isto porque as principais bases de dados de ACV não possuem informações sobre a produção dos produtos informados nas formulações dos suplementos utilizados, geralmente compostos por proteínas e micronutrientes, como cálcio, fósforo, selênio, cobre, ferro, entre outros.

Segundo a fonte de dados utilizada, a suplementação mineral ocorre durante todo o ano, em 100% do rebanho (isto é, todas as categorias) e com um consumo que varia entre 30-40g cabeça^{-1}dia^{-1} para os sistemas intensivos e extensivo, respectivamente.

A suplementação mineral-proteica a pasto é uma prática utilizada nos sistemas semi-intensivos e intensivos de produção apenas para os animais da categoria "Bezerro". Os parâmetros técnicos e sua formulação se encontram na Tabela 3.3.

Tabela 3.3. Parâmetros técnicos e formulação da suplementação mineral-proteica, a pasto (em porcentagem da matéria original).

Parâmetros técnicos	**Unidade**	**S_1, $S_{2,\ bagaço}$ e $S_{2,\ palha}$**
Duração	dias	150
Consumo	kg cabeça^{-1}dia^{-1}	1,3
Nº animais	cabeças ano^{-1}	5.284
Formulação	**Unidade**	**S_1, $S_{2,\ bagaço}$ e $S_{2,\ palha}$**
Farelo de soja	%	16,0
Milho, grão seco	%	75,6
Suplemento mineral	%	5,4
Ureia	%	3,0
Total anual	milhões de kg ano^{-1}	10,3

S_1: sistema isolado; S_2: sistema integrado.

Fonte: adaptado de Corrêa *et al.* (2006) e Costa *et al.* (2005).

Como dito anteriormente, o confinamento animal é utilizado apenas nos sistemas intensivos de produção. Para estes sistemas, a escolha dos ingredientes utilizados na alimentação animal pode variar. Os produtos mais utilizados na composição da alimentação são milho, sorgo, farelo de soja, farelo de algodão, silagem de milho, silagem de sorgo, casca de soja, caroço de algodão e polpa cítrica. Entretanto, em determinadas situações, o uso de coprodutos agroindustriais pode se tornar uma alternativa, quando apresentarem viabilidade técnica, proximidade local e custo favorável (GOMES *et al.*, 2015).

Os parâmetros técnicos e a formulação da alimentação durante o período de confinamento se encontram na Tabela 3.4. Em todos os casos, foi considerado o peso inicial do gado de 360 kg pv cabeça^{-1} e o final, 480 kg pv cabeça^{-1}. O número de animais refere-se apenas aos animais da categoria "Macho 1-2".

Os sistemas S_2 utilizam coprodutos da indústria sucroalcooleira, e refletem o sistema de integração aqui proposto. Para o cálculo da duração e consumo destes sistemas, foram realizadas simulações no software Embrapa Invernada® v. 1.2.27.45 (EMBRAPA, 2011). Este software possui um banco de dados de formulações de alimentos e permite a simulação do crescimento de animais. Através de um processo iterativo, ajustou-se a formulação da dieta até que as exigências nutricionais estivessem atendidas e que o peso final do animal fosse atingido em, no máximo, 130 dias.

Tabela 3.4. Parâmetros técnicos e formulação da alimentação animal durante o confinamento (em porcentagem de matéria seca).

Parâmetros técnicos	**Unidade**	**S_1**	**$S_{2,\ bagaço}$**	**$S_{2,\ palha}$**
Duração	dias	110,00	130,00	116,00
Consumo	kg cabeça^{-1}dia^{-1}	22,20	16,16	14,31
Consumo, em matéria seca	kg MS cabeça^{-1}dia^{-1}	9,46	8,93	9,53
Ganho de peso	kg pv dia^{-1}	1,04	0,81	1,13
Nº animais	cabeças ano^{-1}	5.075	5.075	5.075
Peso inicial	kg pv cabeça^{-1}	360,00	360,00	360,00
Peso final	kg pv cabeça^{-1}	480,00	480,00	480,00
Formulação	**Unidade**	**S_1**	**$S_{2,\ bagaço}$**	**$S_{2,\ palha}$**
Bagaço de cana, in natura	%	---	50,00	---
Farelo de soja	%	6,22	3,00	3,00

Levedura úmida	%	---	20,00	20,00
Milho, grão seco	%	28,71	25,30	25,30
Palha de cana	%	---	---	50,00
Sal mineral	%	---	1,00	1,00
Silagem de milho	%	60,41	---	---
Suplemento mineral	%	2,33	0,30	0,30
Ureia	%	2,33	0,40	0,40
Total anual	milhões de kg ano^{-1}	12,40	13,20	10,10

S_1: sistema isolado; S_2: sistema integrado.
Fonte: adaptado de Corrêa *et al.* (2006) e Costa *et al.* (2005).

Conforme indicado na tabela acima, as dietas foram formuladas a fim de explorar o enorme potencial do bagaço e da palha como fonte de fibra para estimular a atividade ruminal, em dietas com alta proporção de concentrado.

Para garantir a viabilidade econômica, nenhum tratamento térmico foi utilizado para aumentar o valor nutritivo destes coprodutos (TONETTO, 2016). Os resultados das simulações no software Embrapa Invernada® mostram que ambas as dietas propostas garantem as principais exigências nutricionais do gado e, ainda, apresentam um desempenho semelhante a dieta praticada no sistema S_1, principalmente no caso da palha.

Este resultado reforça uma outra possibilidade promissora: o uso da ponta da cana-de-açúcar na alimentação de bovinos. Esta opção foge do escopo deste trabalho, mas vêm ganhando destaque nos últimos anos.

3.2.3 Emissões derivadas da fermentação entérica e manejo de dejetos

As emissões de metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) foram calculadas de acordo com o *Tier* 2 e *Tier* 1 do IPCC (IPCC, 2006), respectivamente. Sempre que possível, parâmetros nacionais reportados nos Relatórios de Referência do III Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa (MCTI, 2015) foram utilizados.

A produção pecuária de corte gera importantes emissões de CH_4, provenientes da fermentação entérica[9], e de CH_4 e N_2O, provenientes dos sistemas de manejo de dejetos[10] animais. Para melhor estimativa destas emissões e, como recomendado pela metodologia do IPCC, a energia bruta (utilizada para o cálculo do fator de emissão de metano) foi estimada com base na ingestão de matéria seca (DMI) das dietas descritas anteriormente. Além disso, o rebanho bovino foi divido em 11 categorias animais (vide página 50).

Os sistemas de manejo de dejetos considerados neste estudo foram: confinamento (para as categorias "Macho 1-2 anos" dos sistemas S_1 e S_2) e pastagem (para as demais categorias).

[9] Processo digestivo que ocorre no rúmen de animais herbívoros, como bovinos, ovinos, bubalinos e caprinos.
[10] Entende-se pelo termo dejetos animais, os efluentes líquidos (urina) e sólidos (fezes) oriundos da produção animal.

Emissões de CH_4, oriundas da fermentação entérica

De acordo com as Diretrizes para Inventários Nacionais de Gases de Efeito Estufa do IPCC (IPCC, 2006), as estimativas de metano da fermentação entérica, na abordagem *Tier* 2, são baseadas nas seguintes equações (Equações 5 e 6):

Equação 5

$$E_i = \sum_i \frac{(EF_i \times N_i)}{10^6}$$

sendo:

E_i é a emissão de metano por fermentação entérica na categorial animal i, em Gg CH_4 ano^{-1};

EF_i é o fator de emissão na categorial animal i, em kg CH_4 $cabeça^{-1}$ ano^{-1};

N_i é o número de animais na categorial animal i, em cabeças. Vide Tabela 3.6 e 3.7.

Equação 6

$$EF_i = \frac{(GE_i \times \frac{Y_{mi}}{100} \times D_i)}{55{,}65}$$

sendo:

EF_i é o fator de emissão na categorial animal i, em kg CH_4 $cabeça^{-1}$ ano^{-1};

GE_i é a ingestão de energia bruta na categorial animal i, em MJ $cabeça^{-1}$ dia^{-1};

Y_m é a taxa de conversão de metano na categorial animal i, em %;

Di é o período em que o animal ingere a alimentação na categorial animal i, em dias;

O fator 55,65 é o conteúdo energético do metano, em MJ por kg CH_4.

A taxa de conversão de metano (Y_m), ou seja, a porcentagem da energia bruta ingerida que é convertida em metano, depende das propriedades do alimento consumido. Por exemplo, quando o alimento apresenta alto valor energético e alta digestibilidade, a Y_m tende a ser menor do que alimentos de qualidade inferior (IPCC, 2006).

Neste trabalho os seguintes valores de Y_m foram utilizados:

- 6,0% para bovinos alimentados no pasto, sendo o mesmo fator utilizado por MCTI (2015);
- 3,0% para bovinos confinados, sendo este fator recomendado por IPCC (2006).

O período em que o animal é alimentado (D) considerado foi:

- 365 dias para bovinos que consomem pastagem;
- 150 dias para bovinos que consomem suplementação mineral-proteica;
- 130 e 116 dias para bovinos confinados nos sistemas $S_{2,\,bagaço}$ e $S_{2,\,palha,}$ respectivamente;

- 110 dias para bovinos confinados no sistema S_1.

A ingestão de energia bruta (GE) foi calculada segundo a Equação 7:

Equação 7

$$GE_i = (DMI_{i,pasto} + DMI_{i,supl.} + DMI_{i,ração}) \times 18{,}45$$

sendo:

GE_i é a ingestão de energia bruta na categorial animal i, em MJ cabeça^{-1} dia^{-1};

$DMI_{i,\ pasto}$ é a ingestão de matéria seca de pastagem, em kg MS cabeça^{-1} dia^{-1};

$DMI_{i,\ supl.}$ é a ingestão de matéria seca de suplementos, em kg MS cabeça^{-1} dia^{-1};

$DMI_{i,\ ração}$ é a ingestão de matéria seca de rações durante confinamento, em kg MS cabeça^{-1} dia^{-1};

18,45 é o fator de conversão padrão informado por IPCC (2006) e MCTI (2015), em MJ kg^{-1} MS.

A ingestão de matéria seca (DMI) de suplementos (mineral e mineral-proteico) e rações foi calculada considerando a alimentação utilizada em cada um dos sistemas (descritas na Tabela 3.2, 3.3, 3.4) e o teor de matéria seca de cada alimento, informado na Tabela 3.5.

Para a quantificação da DMI de pastagens, foram utilizados dados de Barioni *et al.* (2007). Este estudo apresenta tabelas a partir das quais é possível estimar a ingestão de matéria seca de animais em pastejo, de diferentes categorias e com diferentes ganhos diários de peso. Para situações em que o peso ou ganho de peso não estavam tabelados, realizou-se a interpolação dos valores mais próximos.

É importante destacar que esta quantificação depende do peso, estágio fisiológico e qualidade do alimento fornecido ao animal e pode ser imprecisa (BARIONI *et al*., 2007*).*

Os valores utilizados para as equações elucidadas acima se encontram na Tabela 3.6 (para o sistema S_0) e Tabela 3.7 (para os sistemas S_1 e S_2).

Tabela 3.5. Teor de matéria seca dos alimentos considerados neste estudo.

Alimento	Teor de matéria seca (%)
Bagaço de cana, in natura[1]	48,2
Farelo de soja[4]	89,0
Levedura úmida[4]	23,0
Milho, grão seco[4]	88,0
Palha de cana[3]	85,0
Sal mineral[4]	100,0
Silagem de milho[2]	32,0
Suplemento mineral[4]	100,0
Ureia[4]	100,0

Fonte: [1]Missio (2016); [2]ANUALPEC/FNP (2016); [3]CARDOSO (2013); [4]Embrapa Invernada.

Tabela 3.6. Parâmetros para o cálculo das emissões de metano, por fermentação entérica, para o sistema inicial (S_0).

	Rebanho (%)	N (cabeças)	DMI, pasto (kg cabeça^{-1} dia^{-1})	DMI, supl. (kg cabeça^{-1} dia^{-1})	GP (kg dia^{-1})	P (kg cabeça^{-1})
Vaca boiadeira	5	2.702	6,5	0,04	0,1	390
Vaca cria	32	18.013	5,6	0,05	0,0	360
Novilha 3-4 anos	6	3.166	6,5	0,04	0,2	358
Novilha 2-3 anos	6	3.198	5,2	0,03	0,2	291
Novilha 1-2 anos	6	3.263	4,0	0,03	0,2	224
Bezerra	10	5.404	2,7	0,01	0,3	146
Bezerro	10	5.404	2,9	0,01	0,3	156
Macho 1-2 anos	9	5.080	5,2	0,03	0,3	271
Macho 2-3 anos	9	4.978	7,1	0,04	0,3	383
Macho >3 anos	9	4.928	10,7	0,06	0,5	490
Touro	1	721	10,3	0,08	0,0	600

DMI = ingestão de matéria seca; GP = ganho de peso; N = número de animais; P = peso gordo.
Fonte: adaptado de Corrêa *et al.* (2006) e Costa *et al.* (2005).

Tabela 3.7. Parâmetros para o cálculo das emissões de metano, por fermentação entérica, para os sistemas isolado (S_1) e integrado (S_2).

	Rebanho (%)	N (cabeças)	DMI, pasto (kg cabeça^{-1} dia^{-1})	DMI, supl. (kg cabeça^{-1} dia^{-1})	GP (kg dia^{-1})	P (kg cabeça^{-1})
Vaca boiadeira	7	2.642	5,9	0,04	0,1	390
Vaca cria	35	13.211	5,6	0,05	0,0	360
Novilha 3-4 anos	---	---	---	---	---	---
Novilha 2-3 anos	8	2.848	7,0	0,04	0,3	357
Novilha 1-2 anos	8	2.876	4,3	0,02	0,2	261
Bezerra	14	5.284	3,3	0,01	0,4	173
Bezerro	14	5.284	4,7	1,17	0,6	240
Macho 1-2 anos	14	5.126	9,6	0,03	0,7	480
Macho 2-3 anos	---	---	---	---	---	---
Macho >3 anos	---	---	---	---	---	---
Touro	1	377	10,3	0,1	0,0	600

DMI = ingestão de matéria seca; GP = ganho de peso; N = número de animais; P = peso gordo.
Fonte: adaptado de Corrêa *et al.* (2006) e Costa *et al.* (2005).

Como os sistemas intensivos utilizaram alimentações diferentes durante a etapa de terminação dos animais em confinamento (categoria Machos 1-2), foram obtidos diferentes valores de $DMI_{, ração}$, a saber:

- 9,46 kg MS cabeça^{-1} dia^{-1} para o sistema S_1;
- 8,93 kg MS cabeça^{-1} dia^{-1} para o sistema $S_{2, bagaço}$;
- 9,53 kg MS cabeça^{-1} dia^{-1} para o sistema $S_{2, palha}$.

Emissões de CH_4, oriundas do manejo de dejetos

De acordo com as Diretrizes para Inventários Nacionais de Gases de Efeito Estufa do IPCC (IPCC, 2006), as estimativas de metano por manejo de dejetos foram baseadas na abordagem *Tier* 2. Os sistemas de manejo de dejetos considerado neste estudo foram: confinamento e pastagem.

A metodologia é baseada nas Equações 8 e 9:

Equação 8

$$E_i = \sum_i \frac{(EF_i \times N_i)}{10^6}$$

sendo:

E_i é a emissão de metano por manejo de dejetos na categorial animal i, em Gg CH_4 ano^{-1};

EF_i é o fator de emissão na categorial animal i, em kg CH_4 $cabeça^{-1}$ ano^{-1};

N_i é o número de animais na categorial animal i, em cabeças. Vide Tabela 3.6 e 3.7.

Equação 9

$$EF_i = VS_i \times B_{oi} \times \sum_{ij} \frac{MCF_j \times MS_{ij}}{10^4} \times D_{ij} \times 0{,}67$$

sendo:

EF_i é o fator de emissão na categorial animal i, em kg CH_4 $cabeça^{-1}$ ano^{-1};

VS_i é a excreção diária média de sólidos voláteis, por categoria animal do tipo i, em kg MS $cabeça^{-1}$ dia^{-1};

B_{oi} é a capacidade máxima de produção de metano para os dejetos produzidos por categoria animal do tipo i, em m^3 CH_4 kg^{-1}. Segundo IPCC (2006), para América Latina este valor é estimado em 0,1;

MCF_j é o fator de conversão de metano para o sistema de manejo de dejetos j, em %;

MS_{ij} é a fração de animais da categoria i relacionada ao sistema de manejo de dejetos j, em %;

Dij é o período em que o animal da categorial animal i permanece no sistema de manejo de dejetos j, em dias. Vide página 56;

0,67 é o fator de conversão de metano de m^3 para kg CH_4.

A capacidade máxima de produção de metano (B_o) e o fator de conversão de metano (MCF) foram retirados da Tabela 10 A-5 do IPCC (IPCC, 2006). Segundo este documento, para a América Latina o valor *default* de B_o foi estimado em 0,1 m^3 CH_4 kg^{-1} para todas as categorias

estudadas. Para a faixa de temperatura entre 15ºC e 25 ºC, considerou-se o fator MCF para sistemas de manejo baseados em pastagem e em confinamento (dry lot), ambos de 1,5%.

A excreção diária média de sólidos voláteis (VS), em kg matéria seca/dia, é obtida pela seguinte equação (Equação 10):

Equação 10

$$VS_i = \left[GE_i \times \left(1 - \frac{DE_i}{100}\right) + (UE * GE)_i\right] \times \left[\frac{(1 - ASH_i)}{18{,}45}\right]$$

sendo:

VS_i é a excreção diária média de sólidos voláteis, por categoria animal do tipo i, em kg MS cabeça^{-1} dia^{-1};

GE_i é a ingestão de energia bruta na categorial animal i, em MJ cabeça^{-1} dia^{-1};

DE_i é a taxa de digestibilidade do animal da categoria i, em %;

$(UE*GE)_i$ é a energia urinária, expressa como uma fração de GE;

ASH_i é a fração do conteúdo de cinzas nos dejetos produzidos pelo animal da categoria i, em %;

18,45 é o fator de conversão padrão informado por IPCC (2006), em MJ kg^{-1} MS.

A porcentagem de alimento que não é digerida representa a porcentagem de ingestão de matéria seca que será excretada nos dejetos. O conceito de digestibilidade de um alimento pode ser entendido como sua capacidade de disponibilizar nutrientes para absorção e utilização pelo animal (COELHO & LEÃO, 1979).

Segundo IPCC (2006), a faixa de digestibilidade para ruminantes varia de 45-55% para animais alimentados por pastagens de baixa qualidade; 55-75% para boas pastagens e 75-85% para alimentos de alto teor de concentrado ingeridos durante confinamento.

Os valores de digestibilidade (DE) utilizados foram:

- 56,3% para bovinos alimentados no pasto, sendo o mesmo fator utilizado por MCTI (2015);
- 80,0% para bovinos confinados, sendo este fator a média da faixa recomendada por IPCC (2006).

Visto que a digestibilidade é uma característica intrínseca do alimento, as alterações na dieta dos sistemas S_1, $S_{2,\ bagaço}$ e $S_{2,\ palha}$ poderiam resultar em variações na DE e consequentemente nas emissões de metano associadas ao manejo de dejetos. No entanto, este aspecto não foi levado em conta dada a dificuldade de aferir com precisão estes valores.

Para a energia urinária (UE*GE) e para a fração do conteúdo de cinzas nos dejetos (ASH) produzidos pelo gado de corte foi utilizado o valor *default* do *Guidelines* do IPCC, UE*GE igual a 0,04 e ASH igual a 8,0%.

Emissões de N_2O, oriundas do manejo de dejetos

As emissões de óxido nitroso provenientes do manejo de dejetos também foram estimadas segundo IPCC, porém pela abordagem *Tier* 1.

São tratadas aqui, as emissões diretas e indiretas de N_2O produzidas durante o armazenamento e tratamento de dejetos animais antes de serem aplicados ao solo como adubo. Em síntese, as emissões diretas de N_2O ocorrem através dos processos de nitrificação e desnitrificação do nitrogênio (N) contido nos dejetos e as emissões indiretas resultam de perdas de N que ocorrem principalmente nas formas de amônia (NH_3) e óxidos de nitrogênio (NO_x).

É importante destacar que, segundo esta metodologia, as emissões de N_2O (diretas e indiretas) derivadas da deposição de dejetos diretamente no pasto são contabilizadas no inventário de pastagem e serão tratadas no item 3.3.3 deste documento.

As equações descritas a seguir referem-se apenas as emissões provenientes do manejo de dejetos durante a etapa de confinamento.

Os cálculos das emissões diretas de N_2O foram baseadas nas equações 11 e 12, a seguir:

Equação 11

$$N_2O_{direta} = \sum_{ij}(N_i \times N_{ex,i} \times \frac{MS_{i,j}}{100}) \times EF_{d\ i,j} \times \frac{44}{28}$$

sendo:

N_2O_{direta} é a emissão direta de óxido nitroso por manejo de dejetos na categorial animal i, em kg N_2O ano^{-1};

N_i é o número de animais na categorial animal i, em cabeças. Vide Tabela 3.6 e 3.7;

$N_{ex,\ i}$ é a quantidade de nitrogênio excretado por cada categorial animal i, em kg N $cabeça^{-1}$ ano^{-1};

$MS_{i,\ j}$ é a fração de animais da categoria i relacionada ao sistema de manejo de dejetos j, em %;

$EF_{d\ i,\ j}$ é o fator de emissão direta de N_2O para cada categorial animal i relacionada ao sistema de manejo de dejetos j, em kg N2O-N kg^{-1} N;

44/28 é o fator de conversão de N_2O-N para N_2O.

Utilizou-se o fator de emissão (EF) de 0,02 kg N_2O-N kg^{-1} N para dejetos produzidos pela categoria animal " Macho 1-2 anos" dos sistemas S_1 e S_2, manejados pelo sistema de confinamento (*dry lot*).

Para o cálculo da quantidade de nitrogênio excretado pelos animais (N_{ex}) foi utilizado a equação abaixo (Equação 8):

Equação 12

$$N_{ex,i} = N_{rate} \times \frac{P_i}{1000} \times D_{ij}$$

sendo:

$N_{ex,\,i}$ é a quantidade de nitrogênio excretado por cada categorial animal i, em kg N cabeça^{-1} ano^{-1};

N_{rate} é taxa de excreção de N, em kg N (1000 kg peso animal) $^{-1}$ dia^{-1};

P_i é o peso do animal na categoria i, em kg cabeça^{-1}. Vide Tabela 3.6 e 3.7;

D_{ij} é o período em que o animal da categorial animal i permanece no sistema de manejo de dejetos j, em dias. Vide página 56;

Para a taxa de excreção de N (N_{rate}), utilizou-se os valores *default* informados por IPCC (2006): 0,48 kg N (1000 kg peso animal) $^{-1}$ dia^{-1} para as vacas em lactação e 0,36 kg N (1000 kg peso animal) $^{-1}$ dia^{-1} para as demais categorias.

As emissões indiretas de N_2O, ocasionadas pela volatilização de N na forma de NH_3 e NO_x, foram calculadas segundo as equações 13 e 14.

Equação 13

$$N_2O_{indireta} = N_{volatilization} \times EF_{id} \times \frac{44}{28}$$

sendo:

$N_2O_{indireta}$ é a emissão indireta de óxido nitroso por manejo de dejetos na categorial animal i, em kg N_2O ano^{-1};

$N_{volatilization}$ é a quantidade de N emitida devido à volatilização de NH3 e NOx, em kg N ano^{-1};

EF_{id} é o fator de emissão indireta de N_2O. Utilizado valor *default* 0,01 kg N2O-N kg^{-1} N, informado por IPCC (2006);

44/28 é o fator de conversão de N_2O-N para N_2O.

Equação 14

$$N_{volatilization} = \sum_{ij} (N_i \times N_{ex,i} \times \frac{MS_{i,j}}{100}) \times \left(\frac{Frac_{gas\ i,j}}{100}\right)$$

sendo:

$N_{volatilization}$ é a quantidade de N emitida devido à volatilização de NH3 e NOx, em kg N ano^{-1};

N_i é o número de animais na categorial animal i, em cabeças. Vide Tabela 3.6 e 3.7;
$N_{ex,\ i}$ é a quantidade de nitrogênio excretado por cada categorial animal i, em kg N cabeça^{-1} ano^{-1};
$MS_{i,\ j}$ é a fração de animais da categoria i relacionada ao sistema de manejo de dejetos j, em %;
$Frac_{gas\ i,j}$ é a porcentagem de N nos dejetos animais manejados que sofre volatilização, em %;

Adotou-se a porcentagem de N nos dejetos animais manejados que sofre volatilização ($Frac_{gas}$) recomendada por IPCC (2006): 20% para as vacas em lactação e 30% para as demais categorias.

3.3 Elaboração dos inventários de produção agrícola

Além dos inventários de produção pecuária, houve a necessidade de elaborar inventários representativos dos sistemas de produção de cana-de-açúcar, milho, pastagem, silagem de milho e soja, todos alimentos consumidos na produção animal.

Como descrito anteriormente, os dados de entrada dos inventários de produção de pastagem foram baseados em levantamentos realizados pela Embrapa Gado de Corte, utilizados no âmbito do projeto PECUS (CORRÊA *et al.*, 2006; COSTA *et al*., 2005).

Os dados referentes às demais etapas agrícolas foram coletados a partir de levantamento de documentos de controle de safras, além de consulta à literatura técnico-científica e à especialistas.

Os inventários da produção e transporte de insumos, assim como inventários de processos de *background*, corresponderam aos disponíveis na base de dados ecoinvent v3.1 (WERNET *et al*., 2016).

Os modelos utilizados para os cálculos de emissões estão apresentados na seção 3.3.3.

3.3.1 Recursos naturais

Em relação ao uso de recursos naturais, foram considerados a ocupação e transformação da terra. O consumo de água não foi considerado para nenhum dos inventários agrícolas, pois a prática de irrigação não é considerada comum nas culturas estudadas. No Brasil, a irrigação de culturas agrícolas representa apenas cerca de 5% da área agrícola total (MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL, 2008).

Para os sistemas agrícolas, o uso anterior da terra adotado foi cultura agrícola anual, não irrigada, exceto para cana-de-açúcar, onde considerou-se transformação da terra de pastagem extensiva para cultura agrícola perene, não irrigada.

Considerando que a cana-de-açúcar apresenta um ciclo médio de produção de 5 anos, esta cultura foi considerada perene. Esta classificação está de acordo com a utilizada pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (sigla em inglês: FAO) (FAO, 2017).

A cultura da cana-de-açúcar, uma vez implantada, é colhida por vários anos até seu rendimento não estar mais economicamente viável, momento em que ocorre a reforma do canavial, que consiste no plantio de novas mudas (toletes) de cana-de-açúcar. Apesar disso, uma modelagem foi realizada de forma a anualizar a produção de cana-de-açúcar. Mais detalhes podem ser vistos em Picoli *et al.* (2016) e Cavalett *et al.* (2016).

A ocupação do solo foi calculada com base nas produtividades informada na Tabela 3.8. Para pastagens, considerou-se a ocupação de 1 ha.

Tabela 3.8. Produtividade dos inventários agrícolas.

Produto	**Produtividade (t ha^{-1} ano^{-1})**
Cana-de-açúcar[1]	81,71
Milho (grão)[2]	6,00
Silagem de milho[3]	38,00
Soja[2]	3,10

Fonte: [1]IDEA (2014); [2]MATSUURA *et al*. (2017); [3]ANUALPEC/FNP (2016).

3.3.2 Insumos

De modo geral, os principais insumos utilizados na produção agrícola são: fertilizantes e corretivos, pesticidas e diesel.

Os principais insumos considerados neste estudo estão representados na Tabela 3.9.

Tabela 3.9. Principais insumos utilizados na produção agrícola, em kg ha^{-1} ano^{-1}.

Cultura	Calcário	Gesso	Ureia (N)	SSP (P_2O_5)	KCl (K_2O)	Pesticidas	Diesel
[1]Cana-de-açúcar S_1	332,82	214,72	134,08	28,35	92,39	0,92	206,23
Cana-de-açúcar S_2	332,82	214,72	134,67	22,63	85,23	0,92	206,23
[2]Milho, grão	222,22	---	80,37	41,31	54,78	4,71	24,96
[3]Pastagem S_0	---	---	48,38	---	---	---	1,15
[3]Pastagem S_1 e S_2	264,42	---	98,83	10,90	10,90	---	2,85
[4]Silagem de milho	666,67	166,67	165,00	150,00	160,00	3,77	41,81
[2]Soja	333,33	---	7,00	70,00	63,00	4,52	16,76

S_0: Sistema inicial; S_1: sistema isolado; S_2: sistema integrado.

SSP: superfosfato simples; KCl: cloreto de potássio.

Fonte: [1]IDEA (2014); [2]MATSUURA *et al*. (2017); [3]Corrêa *et al.* (2006); Costa *et al.* (2005) [4]ANUALPEC/FNP (2016).

Fertilizantes e corretivos

Os fertilizantes minerais utilizados nas culturas agrícolas variam de acordo com uma diversidade de fatores, como dinâmica do mercado, necessidade da cultura, tipo e qualidade do solo, etc. Segundo a Associação Nacional para Difusão de Adubos (ANDA), as formulações comerciais mais comumente utilizadas nos sistemas de produção agrícolas utilizam como base amônia, ureia, nitrato de amônio, fosfato monoamônico, superfosfato simples, superfosfato triplo, cloreto de potássio, entre outros (ANDA, 2015).

Adotou-se como fonte de N, pentóxido de fósforo (P_2O_5) e óxido de potássio (K_2O) os seguintes fertilizantes minerais: ureia, superfosfato simples (SSP) e cloreto de potássio (KCl), respectivamente. Estes foram os três fertilizantes mais consumidos no Brasil, em 2015 (IPNI, 2017). Este critério não foi adotado apenas para o cultivo da soja. Esta cultura obtém a maior parte do nitrogênio via fixação biológica (FBN) realizada por bactérias do gênero *Ryzobium*, portanto, admitiu-se que a presença de N na formulação dos fertilizantes provavelmente ocorre em razão do uso de fertilizantes fosfatados que contenham também pequenos teores de N, como é o caso do fosfato monoamônico (MAP).

Juntamente com o uso de fertilizantes, a aplicação de corretivos (calcário e gesso) é uma das práticas agrícolas que mais contribui para o aumento da produtividade (LOPES, 1990).

Esses corretivos são aplicados para corrigir a acidez dos solos brasileiros, aumentar a saturação da base e eliminar a toxicidade do alumínio.

A composição média e a quantidade de fertilizantes e resíduos utilizados neste estudo podem ser observadas na tabela acima (Tabela 3.9) e na Tabela 3.10, a seguir.

Tabela 3.10. Composição média dos fertilizantes e resíduos.

Fertilizantes	**[1]Ureia**	**[1]MAP**	**[1]SSP**	**[1]KCl**	**[2]Esterco compostado**	**[3]Vinhaça**	**[3]Torta-filtro**
N	45%	9%	---	---	0,9%	0,38%	1,4%
P_2O_5	---	48%	18%	---	0,9%	0,06%	1,94%
K_2O	---	---	---	58%	1,2%	2,03%	0,39%

MAP: fosfato monoamônico; SSP: superfosfato simples; KCl: cloreto de potássio.
Fonte: [1]Cavalett *et al.* (2012); [2]Campanelli (2016); [3]CGEE (2012).

Os resíduos industriais de processos de produção de açúcar e etanol – vinhaça e torta-filtro - são reciclados e utilizados como fonte de nutrientes no sistema de produção de cana de açúcar (CAVALETT *et al*., 2016). O nitrogênio e especialmente o potássio (K) presentes na vinhaça são suficientes (dependendo da dose de aplicação) para substituir 20% a 100% de N e K, respectivamente, do fertilizante mineral das soqueiras. Já o fósforo (P) na torta-filtro pode substituir até 50% do total requerido pela cultura (CAVALETT *et al*., 2016).

Neste trabalho, o sistema S_1 contou com um aporte de 56,48 kg N ha^{-1}, provenientes da aplicação de 43,22 m^3 ha^{-1} de vinhaça na área de cana-soca e 2,88 t ha^{-1} de torta na área de cana-planta – representando 42% do total de N utilizado. Para os sistemas $S_{2,\,bagaço}$ e $S_{2,\,palha}$, além do mesmo montante de vinhaça e torta, considerou-se a aplicação de 580 kg ha^{-1} de esterco bovino recolhido na etapa de confinamento. Assim, para estes cenários, 46% do total (134,67 kg N ha^{-1}) foi proveniente de resíduos e 54% de fertilizantes minerais. A Tabela 3.11 compara a porcentagem de cada fonte de nitrogênio utilizada nos sistemas de produção de cana-de-açúcar S_1 e S_2.

Tabela 3.11. Fontes de nitrogênio utilizadas na produção de cana-de-açúcar.

Fertilizantes	**Ureia**	**Esterco**	**Vinhaça**	**Torta-filtro**
Cana S_1	58%	---	12%	30%
Cana S_2	54%	4%	12%	30%

S_1: sistema isolado; S_2: sistema integrado. Fonte: Elaboração própria.

Os dejetos animais também são fonte de nutrientes nos sistemas de produção de pastagem e, por isso, o uso de fertilizantes sintéticos nestes sistemas é muito baixo. Para o sistema S_0, nenhum tipo de fertilizante mineral foi utilizado e apenas 4% do total de nitrogênio foi aportado por meio da ureia, para os sistemas S_1 e S_2.

Pesticidas

Os pesticidas são substâncias químicas com ações tóxicas e incluem: herbicidas, inseticidas, fungicidas, etc. (MELO *et al*., 2010). Os impactos gerados pela aplicação dos pesticidas têm sido motivo de preocupação em diferentes áreas do conhecimento, principalmente devido à sua alta toxicidade para o meio ambiente e para o ser humano.

Os pesticidas utilizados nos sistemas de produção agrícolas variam de acordo com o tipo da cultura, nível de infestação de pragas, clima, condições do solo, etc. Estes dados foram determinados por pesquisadores[11] da Embrapa, com base em recomendações técnicas da produção de cana-de-açúcar, milho e soja. As concentrações dos princípios ativos foram obtidas por meio de consulta à Ficha de Informações de Segurança de Produtos Químicos (Fispq) de cada pesticida.

Operações agrícolas e consumo de diesel

Para a cana-de-açúcar, foram gerados inventários de operações agrícolas baseados em informações de especialistas do Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol (CTBE) (CAVALETT *et al*., 2016). Esses inventários consideram equipamentos e coeficientes técnicos representativos da canavicultura brasileira.

Para as demais culturas, foi calculado o consumo de diesel de acordo com o proposto por Nemecek & Kägi (2007). Optou-se por esta abordagem, pois as operações agrícolas atualmente disponíveis na base de dados ecoinvent se referem a maquinários de menor porte e não representam a realidade brasileira, portanto, seu uso poderia superestimar as emissões.

As principais operações agrícolas consideradas foram: aplicação de fertilizantes e corretivos, aplicação de pesticidas, plantio e colheita.

[11] Informação recebida de André May, pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, em 2016.

3.3.3 Emissões diretas do campo

Os dados de emissões diretas do campo foram estimados com base em modelos da literatura científica (CANALS, 2003; GREET, 2010; NEMECEK & KÄGI, 2007; NEMECEK & SCHNETZER, 2012), adequados para as condições brasileiras.

As emissões diretas do campo são referentes às substâncias anualmente emitidas a partir de uma área agrícola. Estas emissões são influenciadas pelas práticas de manejo e pelas características edafoclimáticas do local de produção.

Nesta seção, encontram-se os modelos de emissões considerados neste estudo, a saber:

Emissões para o ar:

- Óxido nitroso (N_2O);
- Óxidos de nitrogênio (NO_x);
- Amônia (NH_3);
- Dióxido de carbono, fóssil (CO_2, fóssil);
- Emissões derivadas da queima do diesel e da palha de cana-de-açúcar.

Emissões para águas subterrâneas:

- Nitrato (NO_3)

Emissões para águas superficiais:

- Fósforo (P);
- Metais pesados.

Emissões para o solo agrícola:

- Metais pesados;
- Pesticidas.

Emissões de N_2O para o ar

As emissões diretas de N_2O podem ocorrer pela adição aos solos de fertilizantes minerais e orgânicos (incluindo dejetos animais depositados em pastagens), pelo cultivo de plantas fixadoras de N_2, pela incorporação no solo de resíduos de colheita, e pela mineralização de nitrogênio associada ao cultivo de solos orgânicos (IPCC, 2006). A Equação 15 informa como essas emissões foram calculadas.

As emissões indiretas de N_2O são causadas pelas perdas do N presente nos fertilizantes minerais e orgânicos, por volatilização - em forma de NO_x (Equação 16) e NH_3 (Equação 17) - e também por lixiviação, em forma de NO_3 (Equação 19).

Estes gases de efeito estufa causam grande impacto ambiental. Suas emissões foram estimadas de acordo com equações propostas por Nemecek & Schnetzer (2012) e baseadas em IPCC (2006).

Equação 15

$$N_2O = \frac{44}{28} \times \left\{(0{,}01 \times (N_{tot} + N_{cr}) + 0{,}01 \times \frac{14}{17} \times NH_3 + 0{,}0075 \times \frac{14}{62} \times NO_3\right\}$$

sendo:

N_2O é a emissão direta de óxido nitroso para o ar, em kg ha^{-1} ano;

N_{tot} é a quantidade total de nitrogênio em fertilizantes orgânicos e minerais, em kg N ha^{-1} ano^{-1};

N_{cr} é a quantidade de nitrogênio contido nos resíduos culturais, em kg N ha^{-1} ano^{-1};

NH_3 são as perdas de nitrogênio em forma de amônia, em kg NH_3 ha^{-1} ano^{-1};

NO_3 são as perdas de nitrogênio em forma de nitrato, em kg NO_3 ha^{-1} ano^{-1};

14/17 é o fator de conversão de NH_3 para N;

14/62 é o fator de conversão de NO_3 para N;

44/28 é o fator de conversão de N para N_2O.

Emissões de NO_x para o ar

Equação 16

$$NO_x = 0{,}21 \times N_2O$$

sendo:

NO_x é a emissão de óxidos de nitrogênio para o ar, em kg ha^{-1} ano^{-1};

N_2O é a emissão de óxido nitroso (calculada pela Equação 15), em kg ha^{-1} ano^{-1};

0,21 é o fator de emissão de NO_x.

Emissões de NH_3 para o ar

As emissões de amônia foram estimadas de acordo com a equação abaixo:

Equação 17

$$NH_3 = \frac{17}{14} \times \sum_{i,j} \left(N_{FM,i} \times EF_{M,i}\right) + \left(N_{FO,j} \times F_{TAN,j} \times EF_{O,j}\right)$$

sendo:

NH_3 é a emissão de amônia por uso de fertilizantes orgânicos e minerais, em kg ha^{-1} ano^{-1};

$N_{FM,i}$ é a quantidade de fertilizante mineral aplicada, por tipo de fertilizante i, em kg N ha^{-1} ano^{-1};

$EF_{M,i}$ é o fator de emissão de amônia, por tipo de fertilizante mineral i, em kg NH_3-N kg^{-1} N;

$N_{FO,j}$ é a quantidade de fertilizante orgânico aplicada, por tipo de fertilizante j, em kg N ha^{-1} ano^{-1};

$F_{TAN,j}$ é a fração de nitrogênio disponível (solúvel), por tipo de fertilizante j, em kg TAN kg^{-1} N;

$EF_{O,j}$ é o fator de emissão de amônia, por tipo de fertilizante orgânico j, em kg NH_3-N kg^{-1} TAN.

17/14 é o fator de conversão de NH_3-N em NH_3.

Os fatores de emissão de amônia (EF) utilizados se encontram na Tabela 3.12. Os valores para fertilizantes minerais e resíduos orgânicos industriais foram baseados em Nemecek & Schnetzer (2012), já para dejetos animais, os valores foram retirados de Nemecek *et al.* (2015).

Tabela 3.12. Fatores de emissão de amônia, por tipo de fertilizante.

Fertilizante	Fator de emissão	Unidade
Ureia	0,15	kg NH_3-N kg^{-1} N
MAP	0,04	kg NH_3-N kg^{-1} N
Torta-filtro	0,60	kg NH_3-N kg^{-1} TAN
Vinhaça	0,60	kg NH_3-N kg^{-1} TAN
Dejetos	0,06	kg NH_3-N kg^{-1} TAN

MAP: fosfato monoamônico. Fonte: Nemecek & Schnetzer (2012); Nemecek *et al.* (2015).

Para as frações de nitrogênio disponível (F_{TAN}), os seguintes valores foram utilizados:

- 0,50 kg TAN kg^{-1} N para os resíduos industriais torta-filtro e vinhaça aplicados na produção de cana-de-açúcar (NEMECEK & SCHNETZER, 2012);
- 0,6 kg TAN kg^{-1} N para dejetos animais aplicados diretamente sobre pastagem ou aplicados na produção de cana-de-açúcar no sistema integrado (S_2) (NEMECEK *et al.*, 2015).

Emissões de $CO_{2,\ fóssil}$ para o ar

Após a aplicação de ureia ($CO(NH_2)_2$) e calcário dolomítico ($CaMg(CO_3)_2$) nos solos agrícolas, ocorre a formação de bicarbonato (HCO_3^-) que é posteriormente convertido em água e CO_2 emitido para o ar.

Estas emissões foram estimadas de acordo com o proposto pelo *Tier* 1 do IPCC (2006):

Equação 18

$$CO_{2,fóssil} = \frac{44}{12} \times \{(M_{urea} \times EF_{urea}) + (M_{lime} \times EF_{lime})\}$$

sendo:

$CO_{2,\ fóssil}$ é a emissão de dióxido de carbono por uso de ureia e calcário, em kg ha^{-1} ano^{-1};

M_{urea} é a quantidade de ureia aplicada, em kg ha^{-1} ano^{-1};

EF_{urea} é o fator de emissão para ureia, em kg C kg^{-1} ureia;

M_{lime} é a quantidade de calcário aplicado, em kg ha^{-1} ano^{-1};

EF_{lime} é o fator de emissão para calcário dolomítico, em kg C kg^{-1} calcário;

44/12 é o fator de conversão de C em CO_2.

Foi utilizado o fator de emissão do IPCC (2006), assumindo um teor de carbono de 0,13 kg C por kg de calcário e 0,2 kg C por kg de ureia.

Emissões atmosféricas derivadas da queima do biodiesel

As emissões atmosféricas provenientes da combustão de diesel em máquinas agrícolas foram calculadas com base nos fatores de emissões apontados por Nemecek & Kagi (2007). Segundo os autores, os fatores de emissão variam de acordo com o tipo de operação - e seus coeficientes específicos de consumo de diesel, capacidade de campo, etc.

Para a cana-de-açúcar, foram utilizados inventários de operações agrícolas gerados por especialistas do CTBE (CAVALETT *et al.*, 2016). Esses inventários também seguiram a metodologia de Nemecek & Kagi (2007) e computaram as emissões da produção do maquinário e abrasão dos pneus, além das emissões derivadas da queima do diesel.

Os fatores de emissão para a combustão de diesel nos motores de máquinas agrícolas estão descritos na Tabela 3.13. É importante ressaltar que foram realizadas adaptações nos fatores de emissão de CO_2, CO, N_2O, HC, CH_4, NO_x, MP e SO_2, a fim de refletir o diesel

brasileiro da categoria S500 B7, ou seja, com teor de enxofre de 500 ppm e com adição de 7% de biodiesel de soja.

Tabela 3.13. Fatores de emissão da combustão do diesel, por tipo de substância.

Emissão	Fator de emissão	Unidade
[1]Dióxido de carbono, fóssil	3,08 x10^{3}	g kg^{-1} diesel
[1]Metano, fóssil	1,64 x10^{-1}	g kg^{-1} diesel
[1]Óxido nitroso	1,64 x10^{-1}	g kg^{-1} diesel
[2]Amônia	2,00 x10^{-2}	g kg^{-1} diesel
[1]Dióxido de enxofre	1,00 x10^{0}	g kg^{-1} diesel
[2]Benzeno	7,30 x10^{-3}	g kg^{-1} diesel
[2]Cádmio	1,00 x10^{-5}	g kg^{-1} diesel
[2]Cromo	5,00 x10^{-5}	g kg^{-1} diesel
[2]Cobre	1,70 x10^{-3}	g kg^{-1} diesel
[2]Níquel	7,00 x10^{-5}	g kg^{-1} diesel
[2]Selênio	1,00 x10^{-5}	g kg^{-1} diesel
[2]Zinco	1,00 x10^{-3}	g kg^{-1} diesel
[2]Benzopireno	3,00 x10^{-5}	g kg^{-1} diesel
[2]Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos	3,28 x10^{-3}	g kg^{-1} diesel
[1]Hidrocarbonetos	4,40 x10^{-2}	g kg^{-1} diesel
[1]Monóxido de carbono, fóssil	1,15 x10^{0}	g kg^{-1} diesel
[1]Óxidos de nitrogênio	6,57 x10^{0}	g kg^{-1} diesel
[1]Material particulado, <2,5	5,59 x10^{-2}	g kg^{-1} diesel

Fonte: Adaptado de [1] Falco (2017); [2] Nemecek & Kagi (2007).

Emissões atmosféricas derivadas da queima da palha

As emissões atmosféricas da queima da palha da cana-de-açúcar foram calculadas com base nos fatores de emissão propostos em GREET (2010). Estes valores estão apresentados na Tabela 3.14.

Para os cálculos, assumiu-se que uma tonelada de cana-de-açúcar gera, aproximadamente, 140 kg de palha em base seca (MACEDO, 2005). Além disso, foi considerado que 8% da produção foi colhida manualmente, com o uso da prática de queima pré-colheita (IDEA, 2014).

O alto índice de colheita mecanizada (92%) está de acordo com o preconizado pela legislação. Firmado em 2007, o Protocolo Agroambiental do Estado de São Paulo antecipou os prazos finais para eliminação da queima da cana para as usinas e fornecedores, de 2021 para 2014, para as áreas mecanizáveis, e de 2031 para 2017, para as áreas não mecanizáveis (UNICA, 2017).

Tabela 3.14. Fatores de emissões devido à queima da palha, em kg por tonelada de palha.

Substância	Fator de Emissão
Compostos orgânicos voláteis	7,00
Monóxido de carbono	92,00
Óxidos de nitrogênio	2,50
Particulados, <10um	7,80
Particulados, <2,5um	3,90
Dióxido de enxofre	0,40
Óxido nitroso	0,07
Metano	2,70

Fonte: GREET (2010).

Lixiviação de nitrato para águas subterrâneas

Para o cálculo da lixiviação de nitrato para águas subterrâneas, utilizou-se a Equação 19:

Equação 19

$$NO_3 = \frac{14}{62} \times \left\{21{,}37 + \frac{P}{c \times L} \times (0{,}0037 \times S + 0{,}0000601 \times N_{org} - 0{,}00362 \times U\right\}$$

sendo:

NO_3 é a lixiviação de nitrato por uso de fertilizantes orgânicos e minerais, em kg ha^{-1} ano^{-1};
P é a quantidade de água aplicada ao solo (precipitação e irrigação), em mm ano^{-1};
c é o teor de argila do solo, em %;
L é a profundidade de raiz da cultura, em metros;
S é o aporte de nitrogênio através de fertilizantes, em kg N ha^{-1} ano^{-1};
N_{org} é o estoque de nitrogênio na matéria orgânica do solo, em kg N ha^{-1};
U é a quantidade de nitrogênio sequestrado pela cultura, em kg N ha^{-1};
14/62 é o fator de conversão de N para NO_3.

Emissões de fósforo para águas superficiais

A lixiviação do fósforo não foi considerada nos inventários agrícolas devido à sua baixa mobilidade nos solos brasileiros. O fósforo, escasso na maioria dos solos brasileiros, apresenta mecanismos para fixação, transformando-se, com irreversibilidade restrita, em P Não-Lábil (não lixiviável) (NOVAIS & SMYTH, 1999). Assim, calculou-se apenas a emissão de fósforo para águas superficiais, ocasionadas pela erosão do solo (Equação 20).

Equação 20

$$P_{er} = S_{er} \times P_{cs} \times F_r \times F_{erw}$$

sendo:
P_{er} é a emissão de fósforo para águas superficiais, por erosão, em kg P ha^{-1} ano^{-1};
S_{er} é a quantidade de solo erodido, em kg de solo ha^{-1} ano^{-1};
P_{cs} é o teor de fósforo na superfície do solo, em kg P kg^{-1} solo;
F_r é o fator de enriquecimento de P, adimensional;
R_{erw} é a fração de solo erodido que atinge o rio, adimensional.

Emissões de metais pesados para águas superficiais e para o solo

As emissões de metais pesados para águas superficiais e para o solo, oriundas da aplicação de fertilizantes (orgânicos e minerais) e corretivos, foram calculadas de acordo com o modelo proposto por Canals (2003), segundo as Equações 21 e 22.

Foram consideradas emissões dos metais pesados: cádmio (Cd); chumbo (Pb); cobre (Cu); cromo (Cr); níquel (Ni) e zinco (Zn). O teor de metal pesado utilizado para cada fertilizante ou corretivo é descrito na Tabela 3.15.

Equação 21

$$MP_{w,i} = EF_w \times \left\{ \sum_j \left(MMP_{fert,i,j} \times \frac{M_{fertj}}{10^6} \right) - \left(MMP_{g,i} \times \frac{M_g}{10^6} \right) \right\}$$

sendo:

$MP_{w,i}$ é a emissão do metal pesado i para águas superficiais, em kg ha^{-1} ano^{-1};

EF_w é o fator de emissão para águas superficiais;

$MMP_{fert,\ i,\ j}$ é a quantidade do metal pesado i no fertilizante j, em mg kg^{-1};

$M_{fert\ j}$ é a quantidade do fertilizante j aportada ao sistema, em kg ha^{-1} ano^{-1};

MMP_g é a quantidade do metal pesado i na cultura, em mg kg^{-1};

M_g é a produtividade da cultura, em kg ha^{-1} ano^{-1}.

Equação 22

$$MP_{s,i} = \left\{ \sum_j \left(MMP_{fert,i,j} \times \frac{M_{fertj}}{10^6} \right) - \left(MMP_{g,i} \times \frac{M_g}{10^6} \right) \right\} - MP_{w,i}$$

sendo:

$MP_{s,i}$ é a emissão do metal pesado i para o solo, em kg ha^{-1} ano^{-1};

$MMP_{fert,\ i,\ j}$ é a quantidade do metal pesado i no fertilizante j, em mg kg^{-1};

$M_{fert\ j}$ é a quantidade do fertilizante j aportada ao sistema, em kg ha^{-1} ano^{-1};

MMP_g é a quantidade do metal pesado i na cultura, em mg kg^{-1};

M_g é a produtividade da cultura, em kg ha^{-1} ano^{-1};

$MP_{w,i}$ é a emissão do metal pesado i para águas superficiais, em kg ha^{-1} ano^{-1};

Utilizou-se o teor de metal pesado presente nos insumos agrícolas relatado por Sugawara (2012), que compilou diferentes referências bibliográficas. Para dejetos animais, foram adotados os teores informado por Nemecek & Schnetzer (2012).

Tabela 3.15. Quantidade de metal pesado em insumos agrícolas, em mg kg^{-1}.

Metal/ Insumo	Ureia	MAP	SSP	KCl	Calcário	Gesso	Dejetos
Cádmio	0,03	13,19	3,39	0,05	---	0,80	0,01
Chumbo	0,72	16,11	87,32	4,80	---	9,90	0,22
Cobre	3,94	33,61	26,78	4,36	6,00	10,00	1,43
Cromo	1,31	142,86	30,98	1,74	9,90	9,90	0,16
Níquel	1,31	25,36	45,52	1,83	---	4,90	0,23
Zinco	28,86	182,46	172,40	40,16	7,00	5,00	9,25

MAP: fosfato monoamônico; SSP: superfosfato simples; KCl: cloreto de potássio.

Fonte: Sugawara (2012); Nemecek & Schnetzer (2012).

A Tabela 3.16 mostra a quantidade de metal pesado extraída por cada cultura agrícola.

Tabela 3.16. Quantidade de metal pesado nas culturas agrícolas, em mg kg^{-1}.

Metal/ Insumo	Milho	Silagem	Pastagem	Soja
Cádmio	0,01	0,01	0,03	0,01
Chumbo	---	---	0,29	---
Cobre	---	---	2,08	10,00
Cromo	0,70	0,70	0,26	0,01
Níquel	0,30	0,30	0,41	3,10
Zinco	---	---	9,68	40,00

Fonte: Sugawara (2012); Nemecek & Schnetzer (2012).

Para a cana-de-açúcar, não foram descontados os metais pesados extraídos, pois assumiu-se que a mesma quantidade de metais pesados retorna ao campo por meio dos resíduos: cinzas, torta-filtro e vinhaça.

Emissões de agroquímicos para o solo

As rotas de emissões dos pesticidas apresentam uma dinâmica complexa. Nemecek & Schnetzer (2012) assumem que todos os princípios ativos aplicados nas culturas permanecem como emissões para o solo. Portanto, a degradação, absorção, lixiviação ou volatilização dos pesticidas não foram consideradas.

Parâmetros

Os parâmetros utilizados nas equações descritas na seção 3.3.3 estão apresentados na Tabela 3.17.

Tabela 3.17. Parâmetros utilizados para estimativas das emissões de campo e valores adotados para cada cultura.

Modelo de emissão	Parâmetro		Unidade	Cultura						
				Cana S_1	Cana S_2	Milho	Silagem	Pastagem S_0	Pastagem S_1 e S_2	Soja
Equação 15	N_{tot}	quantidade total de nitrogênio em fertilizantes	kg N ha^{-1} ano^{-1}	134,1	134,1	114,0	165,0	48,4	98,8	7,0
	N_{cr}	quantidade de nitrogênio contido nos resíduos culturais	kg N ha^{-1} ano^{-1}	19,07[a]		144,0		0,0[b]		108,0
	NH_3	perdas de nitrogênio em forma de amônia	kg NH_3 ha^{-1} ano^{-1}	34,7	34,0	20,8	30,1	2,1	4,8	0,34
	NO_3	perdas de nitrogênio em forma de nitrato	kg NO_3 ha^{-1} ano^{-1}	193,9	193,9	110,5	139,5	103,8	186,0	136,8
Equação 16	N_2O	emissão de óxido nitroso	kg ha^{-1} ano^{-1}	3,8	3,8	4,6	5,6	1,1	2,1	2,2
Equação 17	$N_{FM,i}$	quantidade de fertilizante mineral aplicada	kg N ha^{-1} ano^{-1}	77,6	72,6	114,0	165,0	---	3,7	7,0
	$EF_{M,i}$	fator de emissão de amônia para fertilizante mineral	kg NH_3-N kg^{-1} N	0,15		0,15		---	0,15	0,04
	$N_{FO,j}$	quantidade de fertilizante orgânico aplicada	kg N ha^{-1} ano^{-1}	Vide Tabela 3.11		---	---	48,4	95,18	---
	$F_{TAN,j}$	fração de nitrogênio disponível	kg TAN kg^{-1} N	0,5[c]	0,5[c] 0,6[d]	---	---	0,6[d]	0,6[d]	---
	$EF_{O,j}$	o fator de emissão de amônia para fertilizante orgânico	kg NH_3-N kg^{-1} TAN	Vide Tabela 3.12		---	---	Vide Tabela 3.12		---
Equação 18	M_{urea}	quantidade de ureia aplicada	kg ha^{-1} ano^{-1}	172,5	161,3	253,3	366,7	---	8,12	---
	EF_{urea}	fator de emissão para ureia	kg C kg^{-1} ureia	0,20						
	M_{lime}	quantidade de calcário aplicado	kg ha^{-1} ano^{-1}	110,9	110,9	666,7	666,67	---	264,4	333,3
	EF_{lime}	fator de emissão para calcário	kg C kg^{-1} calcário	0,13						
Equação 19	P	precipitação e irrigação	mm ano^{-1}	1095		1738		1095		1738
	c	teor de argila do solo	%	50						
	L	profundidade de raiz da cultura	metros	0,6		1,0		0,2		0,5
	S	aporte de nitrogênio através de fertilizantes	kg N ha^{-1} ano^{-1}	134,1	134,1	114,0	165,0	48,4	98,8	7,0

Tabela 3.17. Parâmetros utilizados para estimativas das emissões de campo e valores adotados para cada cultura. (continuação)

Modelo de emissão	Parâmetro		Unidade	Cultura						
				Cana S_1	Cana S_2	Milho	Silagem	Pastagem S_0	Pastagem S_1 e S_2	Soja
Equação 19	N_{org}	estoque de nitrogênio na matéria orgânica do solo	kg N ha^{-1}	7428		6500		8008		6500
	U	quantidade de nitrogênio sequestrado pela cultura	kg N ha^{-1}	90,7		196,0		176,6		78,0
Equação 20	Ser	quantidade de solo erodido	kg de solo ha^{-1} ano^{-1}	770,0		11925		200		11925
	Pcs	teor de fósforo na superfície do solo	kg P kg^{-1} solo	0,00095						
	Fr	fator de enriquecimento de P	---	1,86						
	Ferw	fração de solo erodido que atinge o rio	---	0,20						
Equação 21	EF_w	fator de emissão	---	0,0001						
	MMP_{fert}	quantidade do metal pesado no fertilizante	mg kg^{-1}	Vide Tabela 3.15						
	M_{fert}	quantidade do fertilizante	kg ha^{-1} ano^{-1}	Vide Tabela 3.9						
	MMP_g	quantidade do metal pesado na cultura	mg kg^{-1}	Vide Tabela 3.16						
	M_g	produtividade da cultura	kg ha^{-1} ano^{-1}	Vide Tabela 3.8						
Equação 22	MP_w	emissão do metal pesado para águas superficiais	kg ha^{-1} ano^{-1}	Vide Anexo B						

Cana: Cana-de-açúcar; Silagem = silagem de milho; S_0: sistema inicial; S_1: sistema isolado; S_2: sistema integrado.

[a] Para cana-de-açúcar, foi considerado resto cultural a palha não queimada/recolhida que permanece no campo (4,77 kg N t^{-1}palha). Não foi considerado o N contido nas raízes.

[b] Para pastagem, assumiu-se que não há restos culturais, visto que a cultura não é colhida.

[c] Para vinhaça e torta-filtro.

[d] Para dejetos animais.

Fonte: elaboração própria.

3.3.4 Emissões derivadas da mudança direta de uso da terra

A mudança de uso da terra no Brasil está diretamente relacionada com as fronteiras de expansão agrícola do país e tem importante participação nas emissões de GEE. Em 2014, este setor contribuiu com cerca de 50% das emissões brutas de GEE do Brasil (MCTIC, 2016).

Apesar da grande influência nos resultados, a contabilização das emissões associadas à LUC em estudos de pegada de carbono e avaliação do ciclo de vida de produtos nem sempre é realizada. Isto se deve ao fato de que os resultados destas emissões podem variar em várias ordens de magnitude e estar sujeitos a uma série de incertezas, principalmente nas estimativas dos estoques de carbono no solo (NOVAES *et al.*, 2017). Apesar de ser um tema extensamente estudado, o uso de diferentes metodologias e variadas condições de análise dificultam uma comparação consistente dos dados.

Por estas razões, os resultados de Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV) que contabilizam as emissões de LUC foram tratados separadamente nesta dissertação e uma análise de sensibilidade foi realizada a fim de verificar o impacto da variação destas emissões. Os resultados podem ser consultados na seção 4.3 deste documento.

Conforme dito anteriormente, foram consideradas as seguintes transformações da terra:

- De pastagem extensiva para pastagem intensiva – inventários de produção de pastagens dos sistemas intensivos S_1 e S_2, devido à mudança de manejo do solo.
- De pastagem extensiva para cultura agrícola perene, não irrigada – inventários de produção de cana-de-açúcar, devido à expansão da cultura.

Os demais inventários agrícolas não sofreram modificações no uso do solo e, portanto, não apresentaram emissões de LUC.

As emissões decorrentes da mudança direta do uso da terra foram quantificadas com base na metodologia sugerida pelo IPCC (2006) (Equação 23) e inseridas nos inventários das respectivas culturas através do fluxo de saída para o ar "*carbon dioxide, land trasnformation*".

Equação 23

$$CO_{2,LUC} = (CS_{ru} - CS_{au}) \times \frac{44}{12} \times \frac{1}{20}$$

sendo:

$CO_{2,\ LUC}$ são as emissões derivadas da mudança de uso da terra, em t CO_{2eq} $ha^{-1}ano^{-1}$;

CS_{ru} é o estoque de carbono do solo associado ao uso de referência, em t C ha^{-1};

CS_{au} é o estoque de carbono do solo associado ao uso atual, em t C ha^{-1};

44/12 é o fator de conversão de C para CO_{2eq}.

1/20 é o fator de depreciação linear dos estoques de carbono no solo, em anos.

Os estoques de carbono armazenado no solo associados ao uso atual e ao uso de referência (CS_{au} e CS_{ru}) foram calculados segundo a Equação 24.

Equação 24

$$CS_i = \{C_{veg} + (SOC_{st} \times F_{LU} \times F_{mg} \times F_i)\} \times A$$

sendo:

CS_i é o estoque de carbono do solo associado ao uso i do solo, em t C ha^{-1};

C_{veg} é o carbono armazenado na vegetação aérea e subterrânea, em t C ha^{-1};

SOC_{st} é o carbono orgânico padrão na camada superior do solo até aos 30 cm de profundidade, em t C ha^{-1};

F_{LU} é o fator de uso do solo, adimensional;

F_{mg} é o fator de manejo do solo, adimensional;

F_i é o fator de aporte de insumos, adimensional;

A é a fração da área que sofre a mudança de uso, adimensional.

Adotou-se um estoque de carbono orgânico padrão do solo (SOC_{st}) do estado de São Paulo de 38,45 t C ha^{-1}. Este valor foi informado no documento produzido pela *Winrock International* intitulado "*Land Use Change and Emission Factors: Updates since the RFS Proposed Rule*" (HARRIS, GRIMLAND & BROWN, 2009). Esta organização vem trabalhando com a Agência de Proteção Ambiental americana, no âmbito do Programa "*RFS - Renewable Fuel Standard*", para estimar as emissões de GEE decorrentes da mudança do uso da terra, segundo a abordagem de ACV. O SOC_{st} utilizado neste estudo foi bastante semelhante ao relatado por Bernoux *et al.* (2001), que utilizaram um estoque de 40,3 t C ha^{-1}, para o estado de São Paulo.

Os demais parâmetros foram retirados de IPCC (2006). Para a análise de sensibilidade foram consideradas as margens de erro dos parâmetros F_{LU} (fator de uso do solo), F_{mg} (fator de manejo do solo) e F_i (fator de aporte de insumos).

Foram elaborados três cenários para esta avaliação, de forma a contemplar a maior amplitude dos resultados. São eles:

- LUC: Os resultados deste cenário consideraram apenas os valores *default* do IPCC, sem o acréscimo ou dedução do erro.
- LUC +: Os resultados deste cenário consideraram os valores *default* do IPCC com acréscimo do erro para cana-de-açúcar e pastagem intensiva e dedução do erro para pastagem extensiva.
- LUC -: Os resultados deste cenário consideraram os valores *default* do IPCC com dedução do erro para cana-de-açúcar e pastagem intensiva e acréscimo do erro para pastagem extensiva.

Todos os parâmetros utilizados estão informados na Tabela 3.18.

Tabela 3.18. Fatores utilizados para a determinação dos estoques de carbono no solo (CS).

Parâmetro	Cana-de-açúcar	Pastagem extensiva	Pastagem intensiva
Clima	Tropical semiúmido		
Tipo de solo	Solos com argila de baixa atividade		
Uso do solo[12]	Cultura perene	Savana	Savana
Manejo	Mobilização completa	Degradação moderada	Melhorado
Aporte	Elevado, sem estrumes	Médio	Elevado
C_{veg} (t C ha^{-1})	9,4	8,1	8,1
SOC_{st} (t C ha^{-1})	38,45	38,45	38,45
F_{LU}	1 ± 50%	1 ± 0%	1 ± 0%
F_{mg}	1 ± 0%	0,97 ± 11%	1,17 ± 9%
F_i	1,11 ± 10%	1 ± 0%	1,11 ± 7%
$CS_{i,\ médio}$ (t C ha^{-1})	53,50	45,40	58,25

Fonte: IPCC (2006); Harris, Grimland & Brown (2009).

[12] Dentre as opções de uso do solo descritas no guia do IPCC (2006), o uso do solo que melhor retrata pastagem e cana-de-açúcar é: "savana" e "cultura perene", respectivamente.

Como uma medida conservadora, os valores de carbono armazenado na vegetação aérea e subterrânea (C_{veg}) para pastagens extensiva e intensiva (8,1 t C ha^{-1}) não sofreram alterações. Assim, as diferenças no estoque de carbono foram decorrentes da mudança de manejo, refletidas nos fatores F_{mg} e F_i.

Conforme expresso na Tabela 3.18, foram obtidos os valores médios de estoque de carbono associados ao uso do solo por cana-de-açúcar (53,50 t C ha^{-1}), pastagem extensiva (45,40 t C ha^{-1}) e pastagem intensiva (58,25 t C ha^{-1}). O estoque de carbono encontrado neste estudo para pastagem extensiva foi bastante semelhante ao encontrado por Novaes *et al.* (2017) e Amaral *et al.* (2008), porém foram superiores para a cana-de-açúcar.

No estudo de Novaes *et al.* (2017), os autores utilizaram SOC_{st} de 40,3 t C ha^{-1} e consideraram C_{veg} de 8,1 t C ha^{-1}, para pastagens, e de 5,0 t C ha^{-1}, para cana-de-açúcar. Os valores obtidos para o estoque de carbono no solo, para o estado de São Paulo, foram de 47,0 t C ha^{-1} e 44,6 t C ha^{-1}, para pastagem extensiva e cana-de-açúcar, respectivamente.

Taube Netto & Seabra (2010), em estudo introdutório sobre as dinâmicas de integração do bioetanol e pecuária no Brasil, utilizaram dados de estoque de carbono no solo propostos por Amaral *et al.* (2008), sendo 41 t C ha^{-1} para pastagens degradas e 44 t C ha^{-1} para cana-de-açúcar colhida mecanicamente.

3.4 Elaboração dos inventários de produção industrial

Após a elaboração dos inventários pecuários e agrícolas, fez-se necessário coletar dados referentes a produção industrial de etanol e óleo de soja, visto que seus coprodutos (bagaço e farelo de soja, respectivamente) foram considerados insumos utilizados na produção pecuária. Estes inventários foram retirados da literatura e uma descrição sucinta é apresentada a seguir:

3.4.1 Óleo de soja / farelo de soja

A fase industrial de produção de óleo de soja envolve uma sequência de processos que podem ser agrupados em três etapas: (1) Preparação - onde ocorre limpeza, descascamento, trituração e cozimento dos grãos de soja; (2) Extração – onde ocorre a obtenção do óleo bruto, tendo como coproduto o farelo e (3) Refino do óleo bruto gerado – onde ocorre a adequação do produto para o consumo alimentício (MANDARINO & ROESSING, 2001).

A elaboração do ICV de extração de óleo de soja baseou-se no estudo de Cavalett (2008), denominado “Análise do ciclo de vida da soja”, que considerou a tecnologia de extração direta por hexano. Não foram incluídas as etapas de transporte e as emissões da etapa industrial.

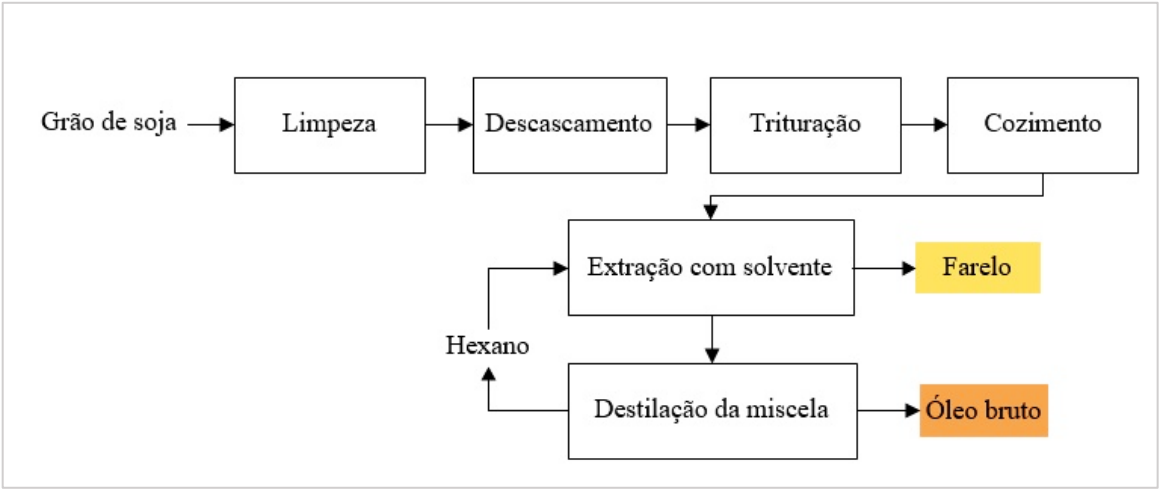

Figura 3.6. Fluxograma simplificado da produção de óleo de soja e farelo de soja.

3.4.2 Etanol anidro

No Brasil, a produção de etanol é baseada em destilarias autônomas (cerca de 30%) e usinas anexas (aproximadamente 70%) (CONAB, 2017). Em destilarias autônomas, a cana-de-açúcar processada é utilizada exclusivamente para a produção de etanol, enquanto em usinas anexas uma fração do caldo de cana-de-açúcar é utilizada para a produção de açúcar e o restante para a produção de etanol.

A produção de energia em ambas as plantas varia dependendo do sistema de cogeração utilizado. Em sistemas convencionais, as usinas são equipadas com caldeiras de baixa eficiência (22bar) e gera-se apenas vapor e eletricidade suficientes para a operação da fábrica. Em sistemas otimizados, ou seja, sistemas de cogeração mais eficientes, empregam-se caldeiras de alta pressão (90bar, 520ºC) e gera-se eletricidade excedente que pode ser incorporada à rede, além de vapor e energia elétrica para a operação da fábrica. O aumento da eficiência energética das usinas e a queima de parte da palha de cana nas unidades de cogeração, contribuem para incrementar ainda mais os excedentes de energia (SOUSA & MACEDO, 2010).

Neste trabalho foi considerada a produção de etanol anidro por destilarias autônomas e otimizadas, visto que este é o padrão tecnológico adotado na construção de novas plantas (CAVALETT *et al.*, 2012). Foi considerado ainda, recolhimento de 50% da palha gerada no campo, para uso no sistema de cogeração da usina e/ou para uso na alimentação animal.

Os inventários de ciclo de vida foram baseados em Dias *et al.* (2016), em simulação realizada pela "Biorrefinaria Virtual de Cana-de-Açúcar" desenvolvida pela Divisão de Avaliação Integrada de Biorrefinarias do CTBE, utilizando o software Aspen Plus®. As principais etapas necessárias para o processo de produção de etanol e eletricidade em uma destilaria autônoma estão ilustradas na Figura 3.6.

O processo industrial inicia-se com a limpeza da cana-de-açúcar, para a remoção de impurezas como terra, palha, objetos metálicos, etc. A cana-de-açúcar lavada é então picada e submetida à moagem, onde o caldo da cana é extraído através de moendas ou difusores. Nesta etapa, o bagaço é disponibilizado, uma vez que o caldo foi separado da fibra. A produção de bagaço varia de 240 a 280 quilos por tonelada de cana moída. Tal quantidade é transportada por esteiras rolantes, sendo destinada às caldeiras como combustível, para gerar a energia necessária no processamento da cana, ou estocada.

O caldo extraído é submetido a um tratamento para a sedimentação e eliminação de impurezas, tendo como resíduo a torta-filtro. O caldo é então pré-concentrado e esterilizado, antes de ser encaminhado para a fermentação. Após a fermentação, o vinho é centrifugado e enviado para as colunas de destilação, sendo efetuada a reciclagem da levedura (CORTEZ, 2010).

Nesta etapa, as impurezas são retiradas dando origem ao etanol hidratado e à vinhaça, que é enviada ao campo juntamente com a torta-filtro. A obtenção de álcool anidro requer, ainda, uma etapa de desidratação (CORTEZ, 2010).

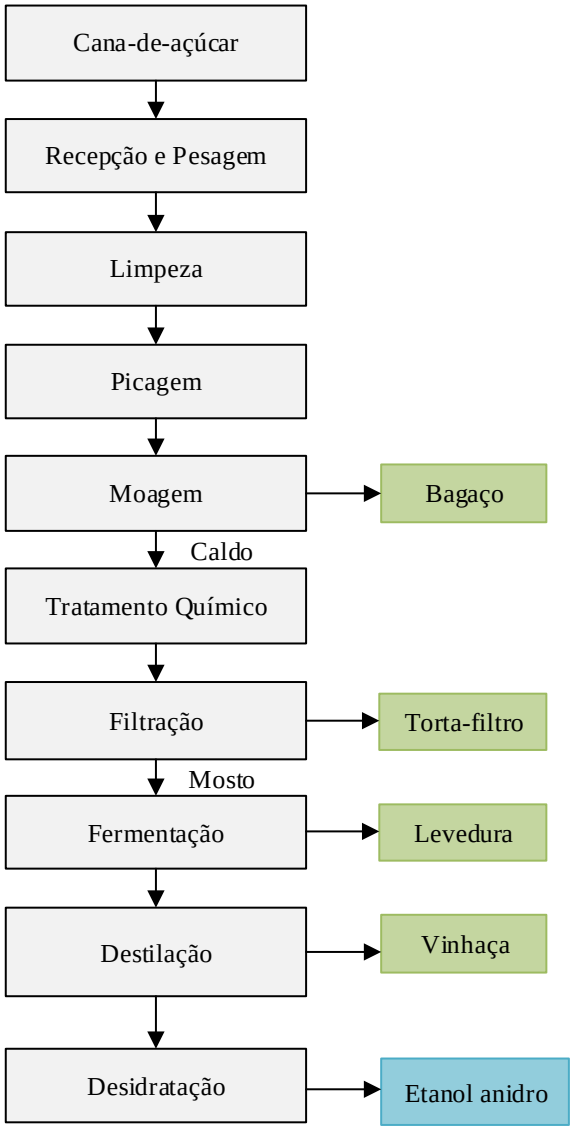

Figura 3.7. Fluxograma simplificado da produção de etanol anidro.

Os parâmetros operacionais e de processo da destilaria autônoma foram obtidos da literatura e consulta à especialista[13]. As principais características consideradas estão apresentadas na Tabela 3.19.

Tabela 3.19. Principais características de uma destilaria autônoma otimizada.

Característica	Destilaria autônoma	Unidade
Capacidade de processamento anual	2.700.000	t ano^{-1}
Capacidade de processamento diária [a]	15.000	t dia^{-1}
Dias efetivos de processamento [b]	180	dias
Área total [c]	36.113	ha
Produção de etanol anidro (99,6%)	181.400.000	t ano^{-1}

[a] Considerando operação de 24 horas por dia.

[b] Considerando 210 dias de operação (sete meses) e 86% de aproveitamento industrial.

[c] Área composta por aproximadamente 90% de área agrícola e 10% de área industrial.

Fonte: Elaboração própria

Como demostrado na Tabela 3.19, é possível notar que foi considerada no estudo uma destilaria que opera durante 210 dias (entre os meses de abril e novembro) e com 86% de aproveitamento industrial, totalizando 180 dias efetivos de processamento. Estes valores estão dentro da média observada para as usinas brasileiras. Segundo Seabra (2008), as usinas operam, em média, de 180 a 210 dias por ano, em um regime de 24 horas por dia e sete dias por semana, porém, as horas efetivas de moagem ficam normalmente entre 80% e 90% por conta de eventuais falhas no fornecimento de cana ou paradas para manutenção.

Ainda segundo a tabela, a capacidade de processamento adotada foi de 2,7 milhões de toneladas ao ano e o rendimento do processo de 85,2 litros de etanol anidro por tonelada de cana. Cerca de 30% das usinas localizadas no estado de São Paulo possuem capacidade de moagem de cana-de-açúcar entre 2 e 3 milhões de toneladas e apresentam um rendimento médio de 77,42 l de etanol anidro por tonelada de cana processada (CONAB, 2017).

Como mencionado anteriormente, o processamento da cana-de-açúcar gera importantes resíduos industriais que podem servir para a fertilização do campo ou, como aqui proposto, para a alimentação animal.

[13] Informação recebida de Tassia Lopes Junqueira, especialista em processos do Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol, em 2017.

A quantidade de coprodutos e resíduos considerada neste estudo pode ser observada na tabela abaixo (Tabela 3.20). Os procedimentos de alocação adotados para cada caso serão tratados mais adiante.

Tabela 3.20. Principais coprodutos e resíduos gerados por uma destilaria autônoma otimizada nos sistemas isolado (S_1) e integrado (S_2).

Coprodutos	**Unidade**	**S_1**	**$S_{2,\ bagaço}$**	**$S_{2,\ palha}$**
Bagaço cru	t ano^{-1}	---	$6{,}1x10^3$	---
Palha crua	t ano^{-1}	---	---	$3{,}3\ x10^3$
Eletricidade excedente [a]	kWh ano^{-1}	$5{,}02\ x10^8$	$4{,}98\ x10^8$	$4{,}98\ x10^8$
Levedura [b]	t ano^{-1}	$18{,}7x10^3$	$18{,}7x10^3$	$18{,}7x10^3$
Torta-filtro [c]	t ano^{-1}	$95{,}8x10^3$	$95{,}8x10^3$	$95{,}8x10^3$
Vinhaça [d]	m^3 ano^{-1}	$1{,}4x10^6$	$1{,}4x10^6$	$1{,}4x10^6$

[a] Para os cenários integrados , deduziu-se a quantidade de eletricidade que deixou de ser gerada com o desvio das biomassas, considerando eficiência termoelétrica de 29%; Poder calorífico inferior (PCI) de 2,08 kWh por kg bagaço (50% umidade) e 4,14 kWh por kg palha (14% umidade). As emissões da queima destes produtos em caldeiras industriais também foram descontadas, utilizando fatores propostos por GREET (2016).

[b] Considerando que cada litro de etanol deixa como resíduo 30 g de levedura seca (COSTA, 2004).

[c] Considerando que cada tonelada de cana processada gera aproximadamente 40 kg de torta (base úmida) (TORRES *et al.*, 2012).

[d] Considerando que cada litro de etanol gera cerca de 10 litros de vinhaça (SILVA *et al.*, 2007).

Fonte: Elaboração própria

Para a produção de carne no sistema integrado $S_{2,\ bagaço}$, os coprodutos bagaço e levedura são utilizados na composição da ração animal fornecida durante o confinamento dos bovinos. A quantidade total de bagaço e levedura requeridas para este sistema é de aproximadamente $6{,}1x10^3$ t ano^{-1} (0,8% do total) e $5{,}1x10^3$ t ano^{-1} (17,1% do total), respectivamente (vide Tabela 3.4). O uso de parte do bagaço para a alimentação animal provoca uma pequena redução de 0,74% na produção de eletricidade excedente. Já no caso do uso da palha, essa redução é de 0,79%. Os demais resíduos industriais (vinhaça e torta-filtro), retornam ao campo como fertilizantes orgânicos.

3.5 Procedimentos de alocação

Para um processo que resulte em dois ou mais produtos, deve-se definir como os impactos ambientais serão atribuídos aos produtos. A escolha do procedimento de alocação nestes processos, chamados de multifuncionais, é uma das questões mais controversa em estudos de ACV, pois o critério de alocação adotado exerce grande influência sobre o resultado final (WEIDEMA & SCHMIDT, 2010).

Dois procedimentos são comumente aplicados aos estudos de ACV de biocombustíveis: expansão do sistema e alocação. Na expansão do sistema, recomenda-se que os coprodutos substituam outros produtos de mercado cuja produção esteja fora do limite original do sistema. Suas cargas ambientais podem ser então adicionadas (abordagem aditiva) ou descontadas (abordagem substitutiva) do sistema estudado (GUINÉE, 2001).

No segundo procedimento, os fluxos de entrada e saída são distribuídos entre todos os produtos, de forma a alocar as cargas ambientais geradas até aquela etapa. Essa distribuição pode ser proporcional à massa, potencial energético ou econômico de cada produto, dentre outros critérios (ABNT, 2009a, 2009b).

A norma ISO declara que a alocação deve, de preferência, ser evitada pela expansão dos limites do sistema (ABNT, 2009a, 2009b). Entretanto, a hierarquia da recomendação em relação a abordagem de alocação a ser usada quando não é possível o uso da expansão do sistema não é clara e, muitas vezes, também não é fácil de ser aplicada (CHERUBINI, 2015).

Como o sistema analisado neste estudo envolve a produção de importantes coprodutos (muitas vezes intercambiados entre as cadeias de produção de etanol e de carne), metodologias adequadas devem ser adotadas para tratar a alocação das emissões ou atribuição de créditos.

Para oferecer um diagnóstico dos cenários estudados, a avaliação detalhada dos impactos ambientais será realizada considerando duas análises: uma voltada para o sistema de produto e outra voltada para os produtos principais de cada subsistema (etanol e carne bovina).

Os detalhes sobre os procedimentos de alocação adotados são apresentados a seguir.

3.5.1 Expansão do Sistema

Para a análise voltada para a área total de 55.000 ha, a expansão do sistema de produto, pela abordagem aditiva foi considerada a melhor opção para tratar a multifuncionalidade dos processos em estudo. Deste modo, produtos "concorrentes" foram adicionados ao sistema a fim de igualar as funções exercidas pelos quatro sistemas estudados: S_0, S_1, $S_{2,\ bagaço}$ e $S_{2,\ palha}$.

A saber:

- Produção de 3,48 $x10^6$ kg (peso vivo) de carne bovina;
- Produção e uso de 4,88 $x10^9$ MJ de combustível;
- Produção de 501,7 GWh de eletricidade.

No caso da produção de combustível, considerou-se que a produção de etanol anidro substitui a gasolina pura. Já no caso da eletricidade exportada pela destilaria, as cargas foram computadas assumindo-se a substituição da geração de eletricidade em termoelétricas a gás natural, conforme discutido em Seabra et al. (2011).

Em termos de ICV, foram utilizados os inventários "*Petrol, low-sulfur {RoW}| production | Alloc Def, U*" e "*Electricity, high voltage {BR}| electricity production, natural gas, at conventional power plant | Alloc Def, U*".

A quantidade de combustível produzida foi calculada considerando o volume de produção de etanol anidro informado na Tabela 3.19 e o poder calorífico inferior (PCI) de 26,92 MJ kg^{-1}. Para a equivalência mássica de gasolina, adotou-se um PCI de 43,54 MJ kg^{-1}. Portanto, a produção de 4,88 $x10^9$ MJ equivale à 1,81$x10^8$ kg de etanol anidro e à 1,12$x10^8$ kg de gasolina.

Quanto às emissões derivada do uso destes combustíveis em veículos, foram utilizados os fatores de emissão das classes de combustíveis "*Gasoline vehicle: Low-level EtOH blend with gasoline*" e "*Dedicated EtOH vehicle*", propostos por GREET (2016). Os valores podem ser observados na Tabela 3.21.

Tabela 3.21. Fatores de emissões devido à operação de veículos, em g por kg de combustível

Substância	Gasolina[a]	Etanol[b]
Compostos orgânicos voláteis	2,22	2,08
Monóxido de carbono	25,10	25,20
Óxidos de nitrogênio	1,11	1,12
Particulados, <10um	0,05	0,05
Particulados, <2,5um	0,04	0,04
Óxidos de enxofre	0,05	0,01
Metano	0,08	0,08
Óxido nitroso	0,07	0,07
Dióxido de carbono, fóssil	3017,58	0

a. Considerando uma eficiência de 9,29 milhas/ kg de gasolina e de 9,32 milhas/ kg de etanol.
Fonte: GREET (2016).

3.5.2 Alocação Econômica

Para a análise voltada para os produtos, sempre que a multifuncionalidade foi observada, as cargas ambientais geradas pelos processos foram alocadas segundo o critério econômico.

Os fatores de alocação foram calculados com base no volume de produção anual e na média de preços de venda dos produtos entre 2012-2016 (Tabela 3.22). Vale ressaltar que, dada a dificuldade em encontrar dados sobre o preço de venda da palha, foi adotado o seu custo de recolhimento.

Tabela 3.22. Principais parâmetros para o cálculo dos fatores de alocação.

Subsistema	Produto	Quantidade	Preço	Referência
Produção de óleo de soja	Óleo de soja	8,03E+04 kg	R$2,05 por kg	APROSOJA (2017a)
	Farelo de soja	3,62E+05 kg	R$1,00 por kg	APROSOJA (2017b)
Produção de etanol	Etanol anidro	2,29E+08 L	R$1,41 por L	CEPEA (2017)
	Eletricidade	5,02E+05 MWh	R$173,74 por MWh	ANEEL (2017)
	Levedura	5,12E+06 kg	R$2,16 por kg	SEABRA (2008)
	Bagaço	6,11E+03 t	R$ 17,50 por t	EPE (2008)
	Palha	3,30E+03 t	R$ 74,76 por t	CARDOSO (2013)

Fonte: Elaboração própria.

A Tabela 3.23 informa os fatores de alocação obtidos para os subsistemas multifuncionais estudados neste trabalho, considerando o critério econômico.

Tabela 3.23. Fatores de alocação econômica adotados neste estudo.

Subsistema	**Produto**	**Fator de alocação**		
		S_1	**$S_{2,\ bagaço}$**	**$S_{2,\ palha}$**
Produção de óleo de soja	Óleo de soja	32%		
	Farelo de soja	68%		
Produção de etanol	Etanol anidro	79%	77,09%	77,17%
	Eletricidade	21%	20,22%	20,23%
	Levedura	---	2,66%	2,54%
	Bagaço	---	0,03%	---
	Palha	---	---	0,06%

S_1: sistema isolado; S_2: sistema integrado. Fonte: elaboração própria.

A determinação dos fatores de alocação econômica aplicados aos produtos do processamento da soja levou em consideração que para cada tonelada de soja processada são gerados 813 kg de farelo e 180 kg de óleo – a um preço médio de R$1,00 por kg de farelo e R$2,05 por kg de óleo de soja (APROSOJA, 2017a, 2017b). Cavalett & Ortega (2010) mostram que, utilizando o critério de alocação econômico, o farelo de soja também foi responsável pela maior parte do impacto ambiental (64%), porque este coproduto tem alto valor econômico no mercado de ração animal no Brasil e exterior.

Para o caso da produção de etanol anidro pelo sistema S_1, Dias *et al.* (2016) adotaram fatores de alocação semelhantes: 82,3%, para o etanol, e 17,7%, para a eletricidade. Ademais, os resíduos torta-filtro e vinhaça não cruzam a fronteira do sistema de produto estudado, pois são reutilizados no campo e, portanto, não necessitam de alocação.

3.6 Método de avaliação de impacto de ciclo de vida

Para a Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida foi adotado o método *ReCiPe Midpoint* (H) V1.12 / *World ReCiPe* H (Goedkoop *et al*., 2012), juntamente com o software de apoio SimaPro®, versão 8.1.1.16 e a base de dados ecoinvent v3.1. Para a AICV que incluem as emissões de mudança de uso da terra e depleção fóssil foram utilizados os métodos IPCC 2013 GWP 100ª, versão 1.01 e CML-IA baseline / World 2000, versão 3.03, respectivamente.

Seis importantes categorias de impacto *midpoint* foram selecionadas: acidificação terrestre (AT), depleção fóssil (DF), eutrofização de água doce (EuAD), mudanças climáticas (MC), ocupação de terra agrícola (OTA) e toxicidade humana (TH). A escolha das categorias de impacto avaliadas nesta dissertação foi baseada em estudos ambientais que vêm sendo explorados pela literatura cientifica (CAVALETT *et al.*, 2012; CEDERBERG, MEYER & FLYSJÖ, 2009; DICK, SILVA & DEWES, 2015; PELLETIER, PIROG & RASMUSSEN, 2010; WILLERS *et al.*, 2016).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo, são discutidos os principais aspectos ambientais envolvidos nos sistemas de produto estudados - S_0, S_1 e S_2. Os inventários dos processos agrícolas, pecuários e industriais, bem como os resultados da análise do perfil ambiental da produção integrada de etanol e pecuária de corte são apresentados a seguir.

4.1 Análise de inventários de ciclo de vida

Os dados de entrada e saída dos processos de produção agrícolas, pecuários e industriais caracterizados no capítulo anterior foram compilados e relacionados aos fluxos de referência correspondentes. Estes inventários foram então inseridos no software SimaPro® para posterior avaliação dos impactos ambientais dos produtos ou sistemas analisados.

É importante ressaltar que os inventários de processos apresentados nesta seção se referem apenas a uma determinada fase de produção (ex. produção de carne; produção de cana-de-açúcar) e não correspondem aos inventários de ciclo de vida consolidando todas as etapas do ciclo de vida de produção.

Analisando a Tabela 4.1, é possível observar que a baixa produtividade do sistema S_0 está refletida na maior área ocupada (cerca de três vezes maior do que a dos outros sistemas) e nas maiores emissões de GEE. Verifica-se, ainda, o baixo aporte de insumos requeridos para este tipo de produção.

As principais diferenças entre os sistemas intensificados S_1, $S_{2,\,bagaço}$ e $S_{2,\,palha}$, são insumos e emissões especificamente relacionados a etapa de confinamento, afetados pela variação na formulação da alimentação, teor de matéria seca dos alimentos, ingestão diária de matéria seca e número de dias confinados.

Tabela 4.1. Inventários da produção de carne, por kg de carne.

Fluxo	Unidade	S_0	S_1	$S_{2,\ bagaço}$	$S_{2,\ palha}$
Produto					
Carne bovina	kg peso vivo	1,00	1,00	1,00	1,00
Entradas na natureza					
Ocupação, pastagem	ha ano	0	0	0	0
Água	l	2,07E+02	1,37E+02	1,37E+02	1,37E+02
Entradas da Tecnosfera					
Pasto	ha	1,57E-02	5,24E-03	5,24E-03	5,24E-03
Cloreto de sódio	kg	1,07E-01	---	1,68E-02	1,60E-02
Suplemento mineral	kg	1,07E-01	1,70E-01	1,39E-01	1,38E-01
Milho, grão	kg	---	7,30E-01	7,08E-01	6,84E-01
Farelo de soja	kg	---	1,54E-01	1,04E-01	1,01E-01
Ureia	kg	---	2,90E-02	1,56E-02	1,53E-02
Silagem de milho	kg	---	2,87E+00	---	---
Levedura úmida	kg	---	---	1,46E+00	1,39E+00
Bagaço cru	kg	---	---	1,75E+00	---
Palha crua	kg	---	---	---	9,43E-01
Emissões para o ar					
Metano, biogênico [a]	kg	6,72E-01	4,44E-01	4,40E-01	4,40E-01
Metano, biogênico [b]	kg	1,37E-02	8,99E-03	8,91E-03	8,92E-03
Óxido nitroso, direta [b]	kg	0,00E+00	8,76E-04	1,04E-03	9,24-04
Óxido nitroso, indireta [b]	kg	0,00E+00	1,31E-04	1,55E-04	1,39E-04

a. Fermentação entérica

b. Manejo de dejetos

Os inventários da produção industrial de etanol anidro nos sistemas estudados podem ser observados na Tabela 4.2. Os fatores de alocação, descritos na seção 3.5, foram aplicados aos fluxos correspondentes. Nos sistemas $S_{2,\ bagaço}$ e $S_{2,\ palha}$, os resíduos industriais vinhaça, torta-filtro e cinzas são reciclados na produção de cana-de-açúcar e, portanto, não ultrapassam a fronteira do sistema de produção de etanol. Já os coprodutos levedura úmida, bagaço cru e/ou palha crua deixam a fronteira do sistema de produção de etanol e são utilizados como insumos para a produção de carne (quando analisados sob o ponto de vista dos produtos).

A diminuição da quantidade queimada de bagaço cru e de palha, pelos sistemas correspondentes, reduz a produção de eletricidade excedente, bem como as emissões relacionadas à sua queima. Para o cenário $S_{2,\ palha}$, por exemplo, 1,6% do montante da palha recolhida é desviado para a produção animal, ocasionando um déficit de 0,79% na produção de eletricidade.

Tabela 4.2. Inventários da produção de etanol, por tonelada de cana-de-açúcar processada.

Fluxo	Unidade	S_1	$S_{2,\ bagaço}$	$S_{2,\ palha}$
Produto				
Etanol, anidro	kg	6,72E+01	6,72E+01	6,72E+01
Coprodutos				
Eletricidade	kWh	1,858E+02	1,844E+02	1,843E+02
Levedura úmida	kg	---	1,90E+00	1,81E+00
Bagaço cru	kg	---	2,26+00	---
Palha crua	kg	---	---	1,22E+00
Entradas da tecnosfera				
Cana-de-açúcar	kg	1,00E+03	1,00E+03	1,00E+03
Água	kg	1,50E+03	1,50E+03	1,50E+03
Cal	kg	6,10E-01	6,10E-01	6,10E-01
Ácido sulfúrico	kg	4,20E-01	4,20E-01	4,20E-01
Ácido fosfórico	kg	1,70E-01	1,70E-01	1,70E-01
Químicos, inorgânicos	kg	3,70E-03	3,70E-03	3,70E-03
Óleo lubrificante	kg	1,00E-02	1,00E-02	1,00E-02
Zeolita	kg	3,00E-02	3,00E-02	3,00E-02
Equipamentos, metais	kg	1,80E-01	1,80E-01	1,80E-01

Concreto	m^3	2,30E-04	2,30E-04	2,30E-04
Infraestrutura	m^2	4,90E-05	4,90E-05	4,90E-05
Emissões para o ar				
Dióxido de carbono, biogênico [a]	kg	3,01E+02	3,00E+02	3,00E+02
Monóxido de carbono, biogênico [a]	kg	2,37E-01	2,36E-01	2,36E-01
Óxidos de nitrogênio [a]	kg	2,36E-01	2,35E-01	2,34E-01
Óxido nitroso [a]	kg	1,30E-02	1,30E-02	1,29E-02
Óxidos de enxofre [a]	kg	1,26E-02	1,26E-02	1,26E-02
Metano, biogênico [a]	kg	9,77E-02	9,72E-02	9,71E-02
Compostos orgânicos voláteis [a]	kg	1,65E-02	1,64E-02	1,64E-02
Particulados, > 2.5 um [a]	kg	2,67E-01	2,66E-01	2,66E-01
Particulados, < 2.5 um [a]	kg	1,34E-01	1,33E-01	1,33E-01
Dióxido de carbono, biogênico [b]	kg	6,66E+01	6,66E+01	6,66E+01
Etanol [c]	kg	1,16E-01	1,16E-01	1,16E-01
Dióxido de carbono, biogênico [c]	kg	1,12E+00	1,12E+00	1,12E+00

a. Emissões geradas durante a queima do bagaço e da palha
b. Emissões geradas durante a fermentação
c. Emissões geradas durante a destilação

A Tabela 4.3 compila de forma resumida, os inventários de produção de cana-de-açúcar. A principal diferença entre os sistemas intensificados S_1, $S_{2,\ bagaço}$ e $S_{2,\ palha}$, está no uso de esterco compostado pelos sistemas integrados, reduzindo o aporte de ureia, SSP e KCl em 6%, 20% e 8%, respectivamente. Portanto, emissões relacionadas à produção e ao uso destes insumos também sofreram variações. No caso da amônia, por exemplo, o fator de emissão pelo uso de ureia é cerca de quatro vezes maior do que pelo uso de esterco compostado.

Tabela 4.3. Inventários da produção de cana-de-açúcar, por kg.

Fluxo	Unidade	S_1	$S_{2,\ bagaço}$ e $S_{2,\ palha}$
Produto			
Cana-de-açúcar	kg	1,00	1,00
Entradas da natureza			
Ocupação, arável, não irrigada	ha.ano	1,22E-05	1,22E-05
Entradas da tecnosfera			
Calcário	kg	4,07E-03	4,07E-03
Gesso	kg	2,63E-03	2,63E-03
Ureia	kg N	9,50E-04	8,88E-04
Cloreto de potássio	kg K_2O	1,13E-03	1,04E-03
Superfosfato simples	kg P_2O_5	3,47E-04	2,77E-04
Esterco compostado	kg	---	7,13E-03
Pesticida, glifosato	kg	2,10E-06	2,10E-06
Pesticida, inespecífico	kg	9,20E-06	9,20E-06
Diesel	kg	2,52E-03	2,52E-03
Emissões para o ar			
Amônia [a]	kg	4,25E-04	4,16E-04
Óxido nitroso [a]	kg	4,13E-05	4,12E-05
Óxidos de nitrogênio [a]	kg	8,67E-06	8,64E-06
Dióxido de carbono, fóssil [a]	kg	3,43E-03	3,34E-03
Compostos orgânicos voláteis [b]	kg	1,48E-04	1,48E-04
Monóxido de carbono, biogênico [b]	kg	1,94E-03	1,94E-03
Óxidos de nitrogênio [b]	kg	5,27E-05	5,27E-05
Particulados, > 2.5 um [b]	kg	1,64E-04	1,64E-04
Particulados, < 2.5 um [b]	kg	8,22E-05	8,22E-05
Dióxido de enxofre [b]	kg	8,43E-06	8,43E-06
Óxido nitroso [b]	kg	1,48E-06	1,48E-06
Metano, biogênico [b]	kg	5,69E-05	5,69E-05
Emissões para a água			
Nitrato [a]	kg	2,4E-03	2,4E-03
Fósforo [c]	kg	3,33E-06	3,33E-06

Cádmio [a]	kg	8,80E-13	7,57E-13
Cobre [a]	kg	1,19E-11	1,19E-11
Zinco [a]	kg	5,13E-11	5,10E-11
Chumbo [a]	kg	2,05E-11	1,72E-11
Níquel [a]	kg	1,07E-11	9,06E-12
Cromo [a]	kg	1,32E-11	1,21E-11
Emissões para o solo			
Cádmio [a]	kg	8,80E-09	7,57E-09
Cobre [a]	kg	1,19E-07	1,19E-07
Zinco [a]	kg	5,13E-07	5,10E-07
Chumbo [a]	kg	2,05E-07	1,72E-07
Níquel [a]	kg	1,07E-07	9,06E-08
Cromo [a]	kg	1,32E-07	1,21E-07
Glifosato [d]	kg	2,10E-06	2,10E-06
Sulfentrazone [d]	kg	6,57E-06	6,57E-06
Fipronil [d]	kg	4,38E-07	4,38E-07
Tebuthiuron [d]	kg	2,19E-06	2,19E-06

a. Emissões derivadas da aplicação de fertilizantes, resíduos (industriais e/ou agropecuários) e/ou corretivos
b. Emissões derivadas da queima da palha
c. Emissões geradas devido à erosão do solo
d. Emissões derivadas da aplicação de pesticidas

Tendo em vista os potenciais ganhos ambientais da produção integrada de etanol e carne bovina, esta seção buscou evidenciar os principais insumos e emissões diretamente afetados com a integração. Na seção seguinte, estas alterações serão avaliadas no nível de impacto ambiental.

4.2 Avaliação de impacto de ciclo de vida

Seguindo o cumprimento dos objetivos deste trabalho, após a elaboração dos inventários de ciclo de vida descritos acima, nesta seção são apresentados os resultados da avaliação do desempenho ambiental dos sistemas analisados. Como mencionado anteriormente, estes resultados serão discutidos a partir de duas óticas distintas: uma com foco no sistema como um todo e outra com foco nos produtos de cada sistema.

Com isso, busca-se confrontar os sistemas de produção de cada sistema ou subsistema a fim de estabelecer relações de causa e consequência e compreender as possíveis melhorias para cada um dos processos de produção dos cenários estudados. A comparação será discutida para cada uma das categorias de impacto analisadas.

4.2.1 Análise comparativa voltada para o sistema

A Figura 4.1 e a Tabela 4.4 apresentam o perfil ambiental da produção de combustíveis, carne bovina e eletricidade para os diferentes cenários considerados. Como mencionado anteriormente, a expansão aditiva do sistema foi utilizada para garantir que todos os cenários cumpram a mesma função. Para o caso dos combustíveis etanol anidro e gasolina, a abordagem "*well-to-wheels*" foi empregada e, portanto, as emissões de seus usos foram contabilizadas. Ademais, os fatores de alocação econômica mencionados na seção 3.5.2 foram aplicados aos seguintes produtos: farelo de soja e óleo de soja.

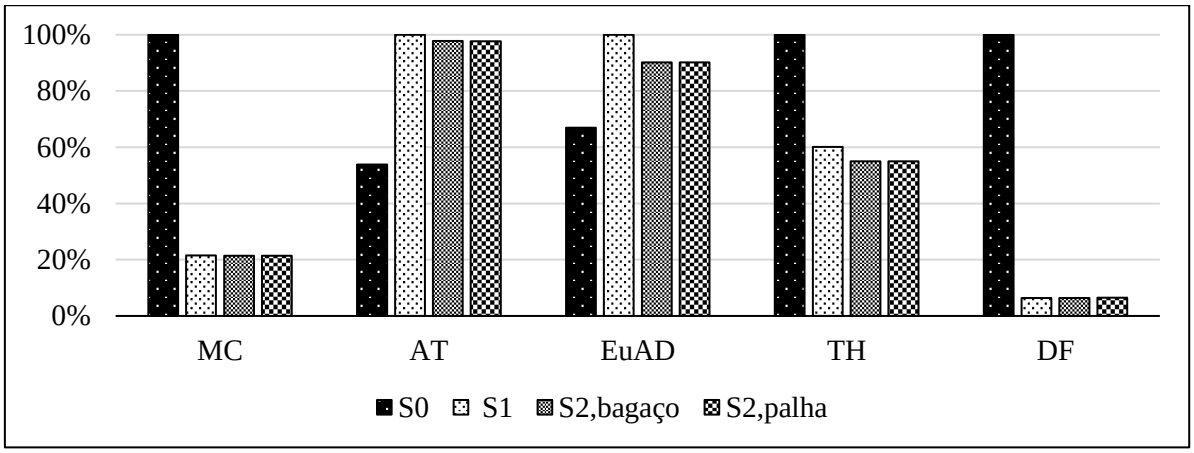

Figura 4.1. Análise comparativa do perfil ambiental dos diferentes sistemas analisados.
Nota: MC: Mudança climática; AT: Acidificação terrestre; EuAD: Eutrofização de água doce; TH: Toxicidade humana; DF: Depleção fóssil.

Tabela 4.4. Perfil ambiental dos diferentes sistemas estudados, em 55.000 ha.

Fluxos	Unidade	S_0	S_1	$S_{2,\ bagaço}$	$S_{2,\ palha}$
Produtos					
Carne bovina	kg ano^{-1}	3,48E+06	3,48E+06	3,48E+06	3,48E+06
Etanol anidro	kg ano^{-1}	---	1,81E+08	1,81E+08	1,81E+08
Eletricidade, bagaço	kWh ano^{-1}	---	5,02E+08	4,98E+08	4,98E+08
Expansão do Sistema					
Gasolina	kg ano^{-1}	1,12E+08	---	---	---
Eletricidade, gás natural	GWh ano^{-1}	5,02E+08	---	3,69E+06	3,96E+06
Impactos Ambientais					
Mudança climática	kg CO_2 eq	8,21E+08	1,77E+08	1,76E+08	1,76E+08
Acidificação terrestre	kg SO_2 eq	2,16E+06	4,02E+06	3,93E+06	3,93E+06
Eutrofização de água doce	kg P eq	1,50E+04	2,24E+04	2,02E+04	2,02E+04
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	3,25E+07	1,95E+07	1,79E+07	1,79E+07
Depleção fóssil	MJ	1,18E+10	7,54E+08	7,61E+08	7,64E+08

S_0: Sistema inicial; S_1: sistema isolado; S_2: sistema integrado.

Embora os valores apresentados na Tabela 4.4 estejam associados a premissas e contornos metodológicos deste trabalho, não há dúvida sobre o potencial da produção de etanol como uma boa alternativa para mitigação de emissões de GEE, frente as opções que utilizam recursos fósseis.

Os resultados mostram que, quando comparados com o cenário S_1, os cenários integrados, $S_{2,\ bagaço}$ e $S_{2,\ palha}$, apresentaram os melhores desempenhos ambientais, com reduções mais significativas nas categorias EuAD (-10%), TH (-8%) e AT (-2%). Isto ocorre porque estes sistemas contam com menor aporte de fertilizante no cultivo da cana-de-açúcar e menor uso de grãos na alimentação animal.

Em relação aos demais sistemas, o cenário S_0 apresentou o pior desempenho ambiental em três categorias de impacto: DF (+94%), MC (+80%), TH (+40%). De maneira geral, a performance deste cenário foi extremamente afetada pelo uso dos combustíveis fósseis gasolina e gás natural, adicionados ao sistema para produção de energia para transporte e geração de eletricidade. Por outro lado, a necessidade do cultivo de cana-de-açúcar (para a produção de etanol) e de grãos (para a produção intensiva de carne) prejudicou os sistemas S_1, $S_{2,\ bagaço}$ e $S_{2,\ palha}$, frente ao $S_{0,}$ nas categorias AT e EuAD. Essas categorias são, em geral, intrínsecas aos

produtos agrícolas e espera-se que sejam maiores do que os produtos derivados de recursos fósseis, como a gasolina e o gás natural.

Uma análise de contribuição será realizada a seguir, a fim de detalhar as principais etapas contribuintes para cada categoria de impacto ambiental.

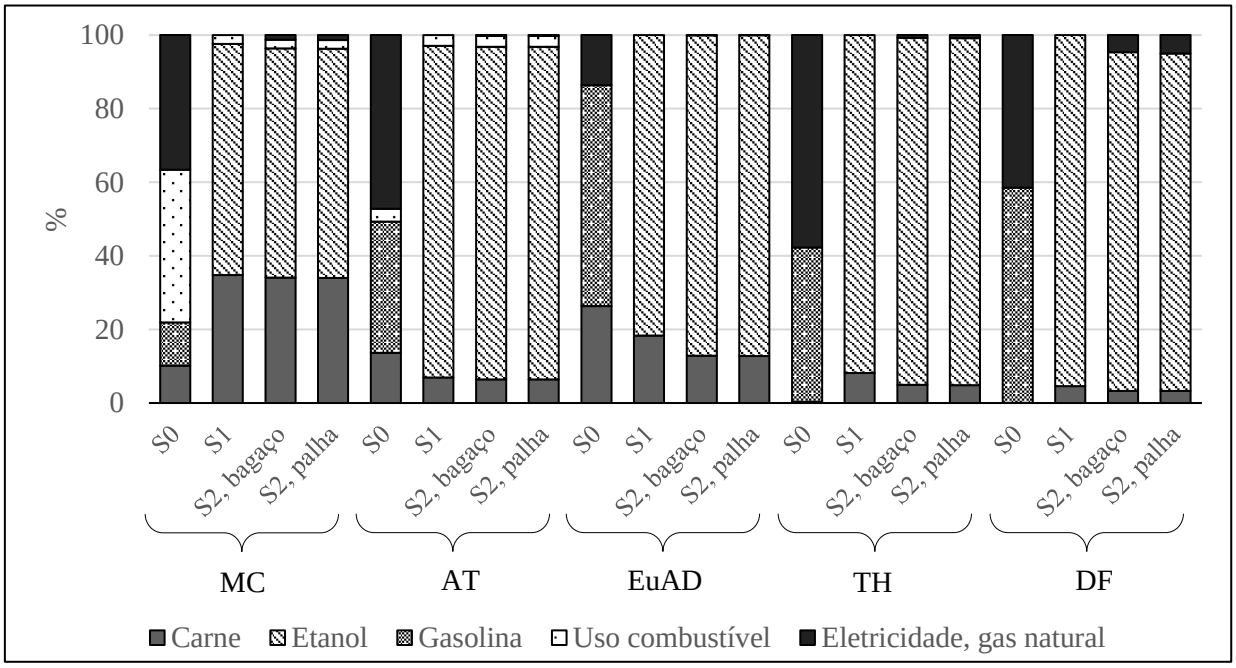

Figura 4.2. Contribuição dos processos para o perfil ambiental dos diferentes sistemas analisados. Nota: MC: Mudança climática; AT: Acidificação terrestre; EuAD: Eutrofização de água doce; TH: Toxicidade humana; DF: Depleção fóssil.

Na Figura 4.2 é possível observar a contribuição relativa dos processos para cada categoria de impacto. É importante ressaltar que, neste tipo de análise, a comparação entre os sistemas deve ser evitada, visto que os valores absolutos dos impactos se diferem. Por exemplo, apesar de apresentar uma menor contribuição relativa na categoria MC, a produção de carne no sistema S_0 foi responsável pela emissão de 83,2 mil toneladas de CO_2 eq, 22,8 mil toneladas a mais que nos sistemas intensivos.

Os principais gases responsáveis por esta categoria foram: óxido nitroso e dióxido de carbono fóssil. Nos sistemas S_1, $S_{2,\ bagaço}$ e $S_{2,\ palha}$, esses gases foram emitidos durante a produção e, principalmente, uso de ureia e calcário para produção de cana-de-açúcar. O óxido nitroso proveniente da deposição de dejetos no pasto e o metano emitido na fermentação entérica do gado também contribuíram para este impacto. No sistema S_0, o gás dióxido de

carbono foi responsável por 86% das emissões. A fase de uso da gasolina foi uma das mais impactantes, emitindo cerca de 3,0 kg CO_2eq kg^{-1}.

Na categoria de AT, o impacto relaciona-se às emissões de amônia, óxidos de nitrogênio e óxidos de enxofre, gases que liberam íons H^+ quando em contato com a superfície do solo ou formam nitratos e sulfatos antes de sua deposição. Para os sistemas S_1, $S_{2,\,bagaço}$ e $S_{2,\,palha}$ a cadeia de produção do etanol foi a mais impactante, principalmente devido ao uso de fertilizantes nitrogenados na fase agrícola. Nos sistemas integrados, o menor aporte de ureia evitou a emissão de 8,5 g de NH_3 e 0,02 g de NO_x por tonelada de cana cultivada. O uso do bagaço ou palha para a alimentação animal também reduziu emissões de NO_x e SO_x, uma vez que estes produtos deixaram de ser queimados no sistema de cogeração da usina. Isto explica a ligeira melhora destes sistemas, quando comparados com o sistema S_1.

Para o sistema S_0, respondem por este impacto as etapas de produção de petróleo e gás natural. Isto também é verdade para as categorias EuAD, TH e DF.

É na etapa agrícola que estão os principais processos responsáveis pelos resultados da categoria EuAD. Estes impactos foram causados pela erosão do solo e também pela produção do fertilizante SSP. A diminuição do consumo deste fertilizante, a substituição da silagem de milho e o menor uso de grãos nos sistemas integrados explicam seu melhor desempenho.

Por esta mesma razão, a performance dos sistemas integrados é superior para a categoria TH. As principais contribuições para esta categoria foram referentes às operações agrícolas e ao uso de fertilizantes. As substâncias com contribuições mais expressiva foram os metais pesados cádmio e manganês.

Por fim, os principais processos que responderam pelo impacto DF foram o uso do diesel nas operações agrícolas (principalmente nas operações de colheita mecanizada e transbordo da cana-de-açúcar) e a produção de ureia. Vale lembrar que as etapas de transporte não foram consideradas no estudo.

4.2.2 Análise comparativa voltada para o produto

A seguir, os resultados de AICV serão apresentados e, sempre que possível, comparados a outros estudos científicos. Vale lembrar que nesta seção, a análise foi voltada para os produtos: etanol e carne bovina. Assim, sempre dois ou mais produtos deixaram a fronteira do sistema em questão, os fatores de alocação econômica mencionados na seção 3.5.2 foram aplicados.

Etanol anidro

A Figura 4.3 e a Tabela 4.5 apresentam o perfil ambiental da produção de etanol anidro nos diferentes cenários considerados, por unidade de massa. A comercialização e o uso do etanol não foram incluídos nesta avaliação comparativa, uma vez que estas etapas não diferem entre os cenários avaliados.

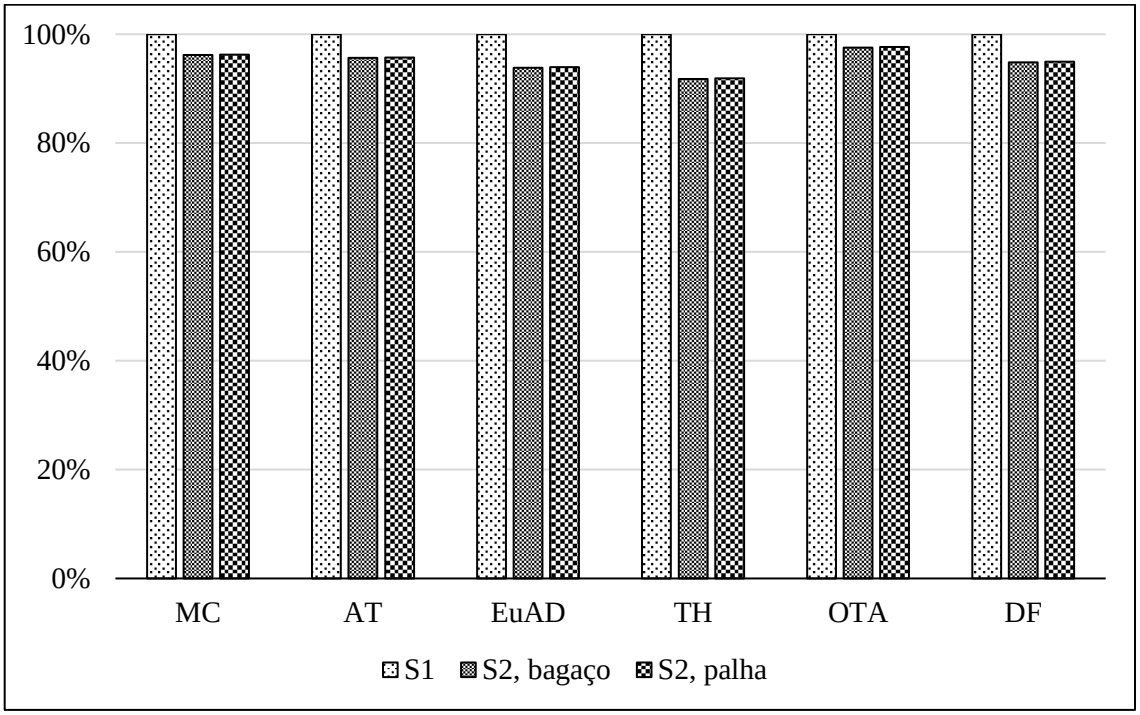

Figura 4.3. Análise comparativa do perfil ambiental de produção de 1 kg de etanol anidro pelos diferentes sistemas estudados.
Nota: MC: Mudanças climáticas; AT: Acidificação terrestre; EuAD: Eutrofização de água doce; TH: Toxicidade humana; OTA: Ocupação de terra agrícola; DF: Depleção fóssil.

Tabela 4.5. Perfil ambiental de produção de 1 kg de etanol anidro nos diferentes sistemas estudados.

Categoria de Impacto	Unidade	S_1	$S_{2,\ bagaço}$	$S_{2,\ palha}$
Mudança climática	kg CO_2 eq	4,84E-01	4,66E-01	4,66E-01
Acidificação terrestre	kg SO_2 eq	1,58E-02	1,51E-02	1,51E-02
Eutrofização de água doce	kg P eq	7,97E-05	7,48E-05	7,48E-05
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	7,80E-02	7,16E-02	7,17E-02
Ocupação de terra agrícola	m^2a	1,44E+00	1,41E+00	1,41E+00
Depleção fóssil	MJ	3,13E+00	2,97E+00	2,97E+00

S_1: sistema isolado; S_2: sistema integrado.

Conforme apresentado na Figura 4.3, os sistemas integrados $S_{2,\ bagaço}$ e $S_{2,\ palha}$ apresentam um melhor desempenho ambiental do que o respectivo sistema isolado, para todas as categorias de impacto. Em geral, as diferenças comparativas entre os cenários não atingem 10%. Os procedimentos de alocação adotados para distribuir as cargas ambientais da produção de etanol entre os produtos gerados também influenciaram este resultado.

Os números mostram que os sistemas integrados têm um grande potencial para diminuir os impactos ambientais da produção de etanol, principalmente devido à: (1) redução no uso de fertilizante para o cultivo da cana-de-açúcar e (2) comercialização dos coprodutos bagaço, palha e levedura. Estes coprodutos reduzem os fatores de alocação para o etanol e, consequentemente, diminuem suas emissões finais, compensando a menor produção de eletricidade.

A análise de contribuição dos processos para o perfil ambiental da produção de etanol é apresentada na Figura 4.4. "Etanol anidro" representa a parcela de emissões geradas durante o processo de produção de etanol e incluem as emissões geradas nas etapas de fermentação, destilação e cogeração. "Cana-de-açúcar" representa a parcela de emissões geradas para o cultivo da cana-de-açúcar, incluindo emissões derivas da produção e uso de insumos agrícolas. Por fim, "Equipamentos" e "Água e outros inputs industriais" estão relacionados com o impacto ambiental do tratamento de água e da produção destes produtos.

Conforme indicado na Figura 4.4, a fase agrícola foi responsável por mais de 80% de todos os impactos ambientais avaliados. De um modo geral, as etapas de uso de ureia impactaram as categorias MC, AT e TH. A produção deste fertilizante e as operações agrícolas também afetaram as categorias DF, TH e MC. As emissões diretas do processo de produção de etanol são observadas apenas nas categorias MC e AT, devido às emissões derivadas da queima

de bagaço e de palha em caldeiras industriais. Dias *et al.* (2016), Cavalett *et al.* (2012); e Seabra *et al.* (2011) obtiveram resultados semelhantes.

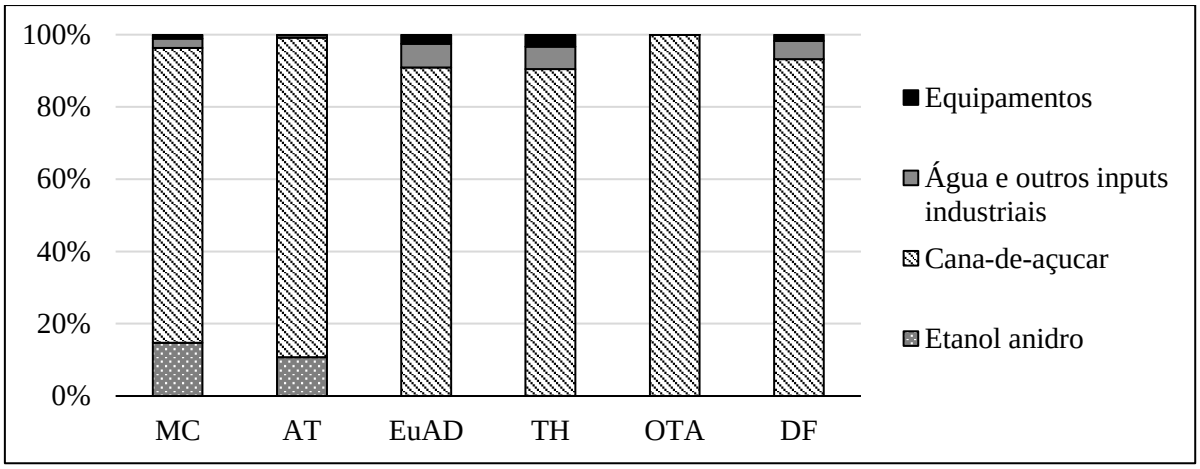

Figura 4.4. Contribuições dos processos para o perfil ambiental de produção de etanol pelo sistema isolado (S_1).
Nota: MC: Mudanças climáticas; AT: Acidificação terrestre; EuAD: Eutrofização de água doce; TH: Toxicidade humana; OTA: Ocupação de terra agrícola; DF: Depleção fóssil.

Comparando os resultados do sistema S_1 com os encontrados em literatura, pode-se observar que as emissões de 0,484 kg CO_2 eq kg^{-1} (18,0 g CO_2 eq MJ^{-1}) - na categoria MC - e de 2,968 MJ kg^{-1} (110,3 kJ MJ^{-1}) - na categoria DF - foram ligeiramente inferiores às encontradas por Seabra *et al.* (2011) e Cavalett *et al.* (2013).

No primeiro estudo, foram emitidos 21,3 g CO_2 eq por MJ de etanol anidro produzido, com um consumo de 80kJ MJ^{-1} de recursos fósseis, considerando as cargas evitadas. Cavalett *et al.* (2013), relataram emissões de 24 g CO_2 eq por MJ de etanol hidratado produzido, englobando a etapa de uso do combustível.

Estas diferenças provavelmente estão associadas aos procedimentos de alocação adotados para distribuir as cargas ambientais da produção de etanol e eletricidade. Alterações no perfil de produção da etapa agrícola (produtividade adotada, porcentagem de mecanização), exclusão das etapas de transporte e das emissões do uso de etanol também afetam os valores absolutos.

Para as demais categorias, os resultados encontrados foram semelhantes aos valores de Cavalett *et al.* (2013), como pode ser observado na Tabela 4.6. Uma descrição mais detalhada do estudo realizado pelo autor encontra-se no capítulo de Revisão Bibliográfica deste documento.

Tabela 4.6. Comparação dos resultados obtidos neste estudo com a literatura, por MJ de etanol produzido.

Categoria de Impacto	Unidade	S_1	Cavalett *et al.* (2013)
Mudança climática	kg CO_2 eq	1,80E-02	2,42E-02
Acidificação terrestre	kg SO_2 eq	5,86E-04	5,33E-04
Eutrofização de água doce	kg P eq	2,96E-06	1,53E-06
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	2,90E-03	1,73E-03
Ocupação de terra agrícola	m^2a	5,36E-02	6,05E-02
Depleção fóssil	kg oil eq	2,62E-03	3,93E-03

S_1: sistema isolado. Fonte: adaptado de Cavalett *et al.* (2013).

Carne bovina

A Figura 4.5 e a Tabela 4.7 comparam o perfil ambiental da produção de carne bovina nos diferentes cenários considerados, por kg de peso vivo.

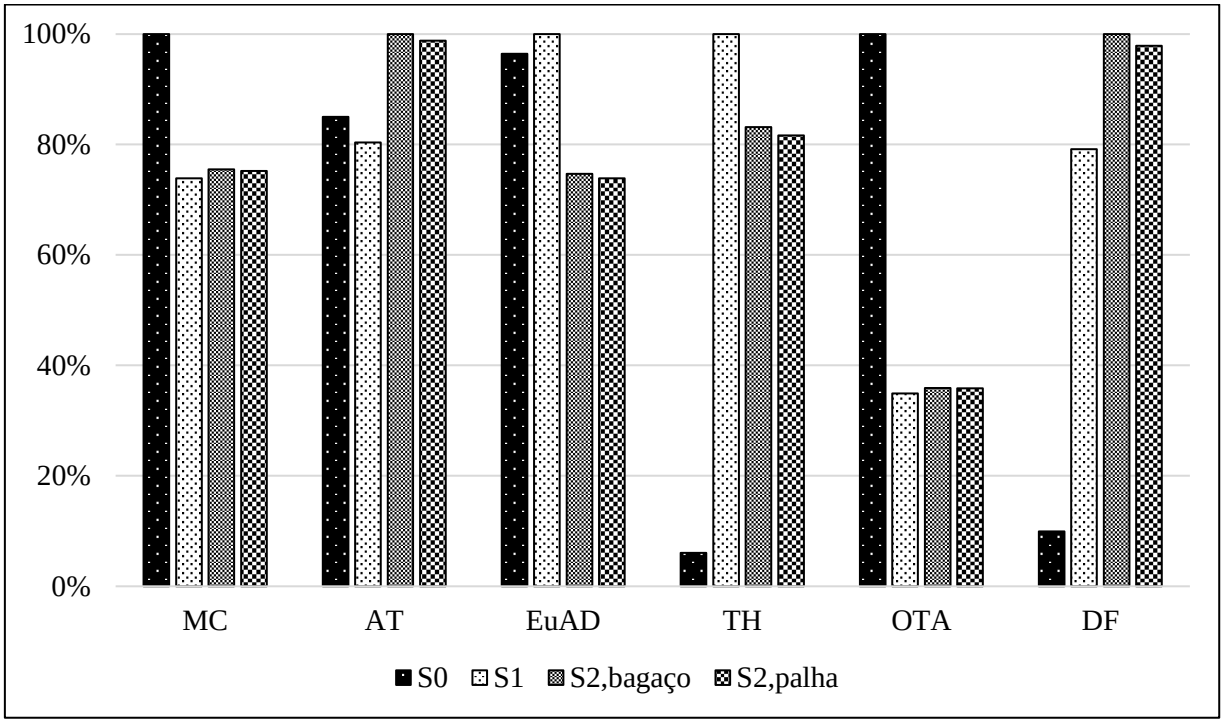

Figura 4.5. Análise comparativa do perfil ambiental de produção de carne pelos diferentes sistemas estudados.
Nota: MC: Mudança climática; AT: Acidificação terrestre; EuAD: Eutrofização de água doce; TH: Toxicidade humana; OTA: Ocupação de terra agrícola; DF: Depleção fóssil.

Tabela 4.7. Perfil ambiental de produção de carne nos diferentes sistemas estudados, por kg de peso vivo.

Categoria de Impacto	Unidade	S_0	S_1	$S_{2,\ bagaço}$	$S_{2,\ palha}$
Mudança climática	kg CO_2 eq	2,39E+01	1,77E+01	1,81E+01	1,80E+01
Acidificação terrestre	kg SO_2 eq	8,49E-02	8,03E-02	9,99E-02	9,86E-02
Eutrofização de água doce	kg P eq	1,13E-03	1,18E-03	8,79E-04	8,69E-04
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	2,79E-02	4,58E-01	3,81E-01	3,74E-01
Ocupação de terra agrícola	m^2a	1,57E+02	5,48E+01	5,64E+01	5,63E+01
Depleção fóssil	MJ	1,25E+00	1,00E+01	1,27E+01	1,24E+01

S_0: Sistema inicial; S_1: sistema isolado; S_2: sistema integrado.

Como se pode ver na Figura 4.5, a identificação do melhor sistema para a produção de carne bovina varia entre as categorias de impacto analisadas, ao contrário da análise anterior, onde claramente a produção integrada de etanol apresentou melhores desempenho ambiental.

Como esperado, o sistema extensivo (S_0) apresentou o pior desempenho ambiental nas categorias MC e OTA, com resultados cerca de 25% e 65% maiores em relação aos outros sistemas. Em geral, os valores mais baixos dos sistemas intensificados são decorrentes da redução do tempo de abate e aumento da produtividade (GERSSEN-GONDELACH *et al.*, 2017).

Já o sistema intensivo (S_1) obteve maiores impactos nas categorias TH e EuAD. Estas emissões estão associadas ao cultivo de grãos utilizados pelo sistema intensivo e por isso, são superiores ao sistema S_0 (baseado exclusivamente em pastagem) e aos sistemas $S_{2,\ bagaço}$ e $S_{2,\ palha}$ (que apresentam menor consumo de grãos e não utilizam silagem de milho).

Para o caso dos sistemas integrados, os resultados superiores nas categorias AT e DF estão relacionados às emissões da produção da levedura úmida e, evidentemente, se relacionam aos fatores de alocação adotados para distribuir as cargas ambientais da produção de etanol. O menor uso de grãos e os valores distintos para alocar este produto (2,66% para $S_{2,\ bagaço}$ e 2,53% para $S_{2,\ palha}$) explicam porque as emissões do cenário $S_{2,\ palha}$ foram sempre inferiores às do $S_{2,\ bagaço}$.

Uma análise de contribuição será realizada a seguir, a fim de detalhar os principais processos (Figura 4.6) e substâncias (Figura 4.7) contribuintes para cada categoria de impacto ambiental.

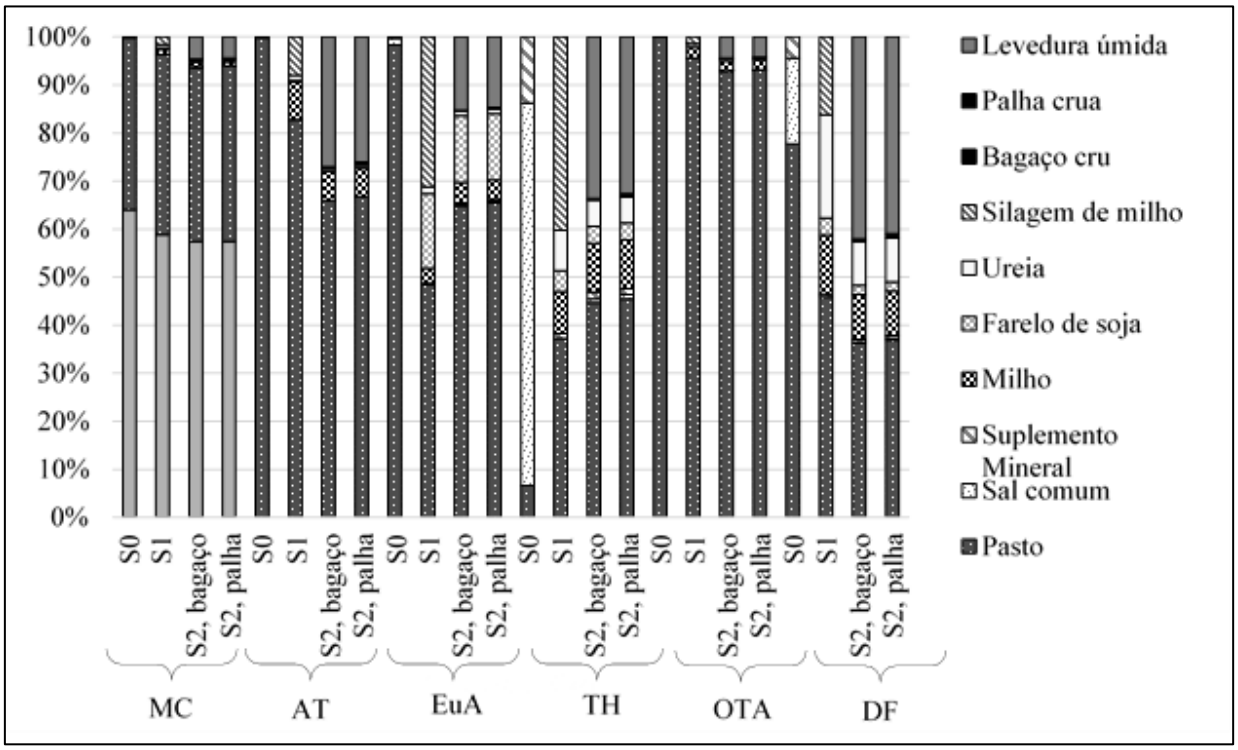

Figura 4.6. Contribuições dos processos para o perfil ambiental da produção de carne bovina nos diferentes cenários estudados. Nota: MC: Mudanças climáticas; AT: Acidificação terrestre; EuAD: Eutrofização de água doce; TH: Toxicidade humana; OTA: Ocupação de terra agrícola; DF: Depleção fóssil.

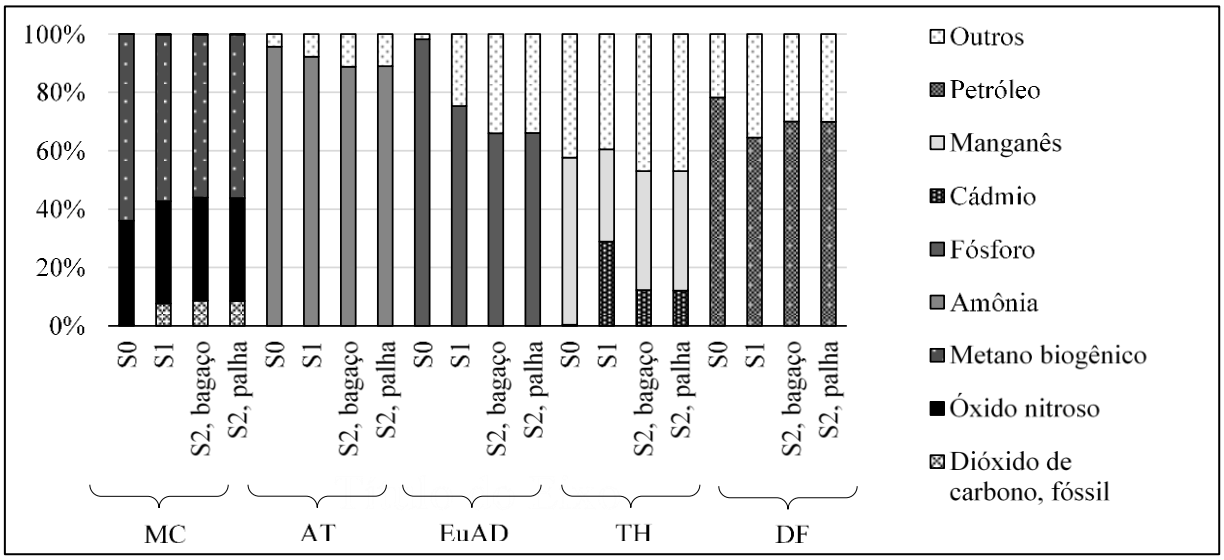

Figura 4.7. Contribuições das substâncias para o perfil ambiental da produção de carne bovina nos diferentes cenários estudados. Nota: MC: Mudanças climáticas; AT: Acidificação terrestre; EuAD: Eutrofização de água doce; TH: Toxicidade humana; OTA: Ocupação de terra agrícola; DF: Depleção fóssil.

Na Figura 4.6 é possível observar a contribuição relativa dos processos para cada categoria de impacto. “Pecuária” representa a parcela de emissões relacionadas à fermentação entérica e ao manejo de dejetos (realizado somente nos sistemas intensivos). “Pasto” representa a parcela de emissões geradas pela deposição de dejetos animais e pela manutenção das pastagens. “Sal comum”, “Suplemento mineral”, “Silagem de milho” e “Milho” estão relacionados com o impacto ambiental da produção destes alimentos. “Farelo de soja”, “Levedura úmida”, “Palha crua” e “Bagaço cru” referem-se às emissões alocadas da produção de óleo de soja e etanol, respectivamente.

Na categoria MC, as emissões de GEE no sistema S_0 foram de 23,90 kg CO_2eq kg pv^{-1}. Os sistemas intensivos, no entanto, apresentaram um valor médio de emissões de 17,90 kg CO_2 eq kg pv^{-1}. Para os sistemas extensivos e intensivos, os gases que mais contribuíram para as emissões foram CH_4 (64% e 56%), N_2O (36% e 35%) e CO_2 fóssil (0 e 8%), nesta ordem. Em geral, as emissões de CH_4 e N_2O foram muito maiores no sistema extensivo, enquanto as emissões CO_2 fóssil foram superiores nos sistemas intensivos. As emissões relacionadas à produção de alimentos nos sistemas intensivos não chegam a 5% das emissões totais de GEE.

Recentemente, estudos comparativos sobre os impactos ambientais associados a produção extensiva e intensiva de carne têm sido relatados na literatura. Dick, Silva & Dewes (2015), Kamali *et al.* (2016) e Ruviaro *et al.* (2015), em estudos realizado no sul do Brasil obtiveram os seguintes resultados para a produção extensiva: 22,52; 27,3 e 42,6 kg CO_2eq kg pv^{-1}. Para os sistemas intensivos, os autores relataram valores próximos a 9,0; 18,7 e 18,0 kg CO_2eq kg pv^{-1}. Em estudo semelhante realizado no cerrado brasileiro, Cardoso *et al.* (2016) encontraram valores para diferentes níveis de intensificação que variaram de 58,3 a 29,4 kg CO_2eq kg pv^{-1}. Em geral, os resultados obtidos neste trabalho se aproximam aos descritos acima.

Na categoria AT, as emissões de NH_3 derivadas da deposição dos dejetos no pasto foram as maiores fontes de acidificação, representando cerca de 80% do total das emissões desta categoria. As emissões derivadas da produção de milho, silagem de milho ou levedura também contribuíram para este impacto.

Assim como nas análises anteriores, o fósforo emitido para águas superficiais devido à erosão do solo foi o principal contaminante da categoria EuAD. Vale ressaltar a dificuldade de identificar um valor adequado para o parâmetro “quantidade de solo erodido”.

Os valores obtidos em ambas as categorias (acidificação terrestre e eutrofização de água doce) foram maiores que os resultados obtidos por Dick, Silva & Dewes (2015) e Ogino *et al.*

(2016). Estas categorias estão relacionadas com as condições regionais de solo e clima e, portanto, são de difícil comparação.

Para a categoria TH, as substâncias com contribuições mais expressivas foram os metais pesados cádmio e manganês provenientes do uso de fertilizantes e corretivos na produção dos alimentos utilizados na dieta e na manutenção das pastagens dos sistemas intensivos. Para o sistema extensivo, a produção do sal NaCl foi a maior fonte de impacto. Vale destacar que o inventário de produção de sal disponível na base de dados ecoinvent v3.1 corresponde à produção industrial, e não se compara com o processo extrativista de produção de sal marinho. É importante ressaltar que as emissões destes sistemas são cerca de 16 vezes superiores às emissões do sistema S_0 – sistema este que não utiliza grãos na alimentação e não fertiliza o pasto.

Por fim, os principais processos que responderam pelo impacto DF foram o uso do diesel nas operações agrícolas (para produção de alimentos e manutenção das pastagens) e também a produção de ureia. O baixo uso de recursos fósseis pelo sistema S_0 fica evidente nesta categoria: são requeridos apenas 1,3 MJ por kg de peso vivo, contra 11,7 MJ para os sistemas intensivos. Ogino *et al.* (2016) também encontraram resultados semelhantes: 3,5 MJ kg pv $^{-1}$ (sistema extensivo) e 11,3 MJ kg pv $^{-1}$ (sistema intensivo).

A Tabela 4.8 reúne os valores encontrados por Dick, Silva & Dewes (2015) e traz a comparação por kg de carcaça.

Tabela 4.8. Comparação dos resultados obtidos neste estudo com a literatura, por kg de carcaça equivalente.

Categoria de Impacto	Unidade	S_0	ES	S_1	IS
Mudança climática	kg CO_2 eq	4,51E+01	4,50E+01	3,33E+01	1,83E+01
Acidificação terrestre	kg SO_2 eq	1,60E-01	5,60E-03	1,51E-01	7,60E-03
Eutrofização de água doce	kg P eq	2,14E-03	7,66E-03	2,22E-03	4,38E-03
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	5,26E-02	---	8,65E-01	---
Ocupação de terra agrícola	m^2a	2,96E+02	4,70E+02	1,03E+02	4,20E+01
Depleção fóssil	kg oil eq	5,33E-02	8,40E-03	4,25E-01	2,51E-01

S_0: Sistema inicial; S_1: sistema isolado; ES: sistema extensivo; IS: sistema intensivo

Fonte: adaptado de Dick, Silva & Dewes (2015).

4.3 Mudança de uso da terra

As Figuras 4.8 e 4.9 apresentam os resultados das emissões de GEE (também chamada de “pegada de carbono”) para a produção de etanol e carne nos sistemas estudados, incluindo as emissões derivadas de LUC.

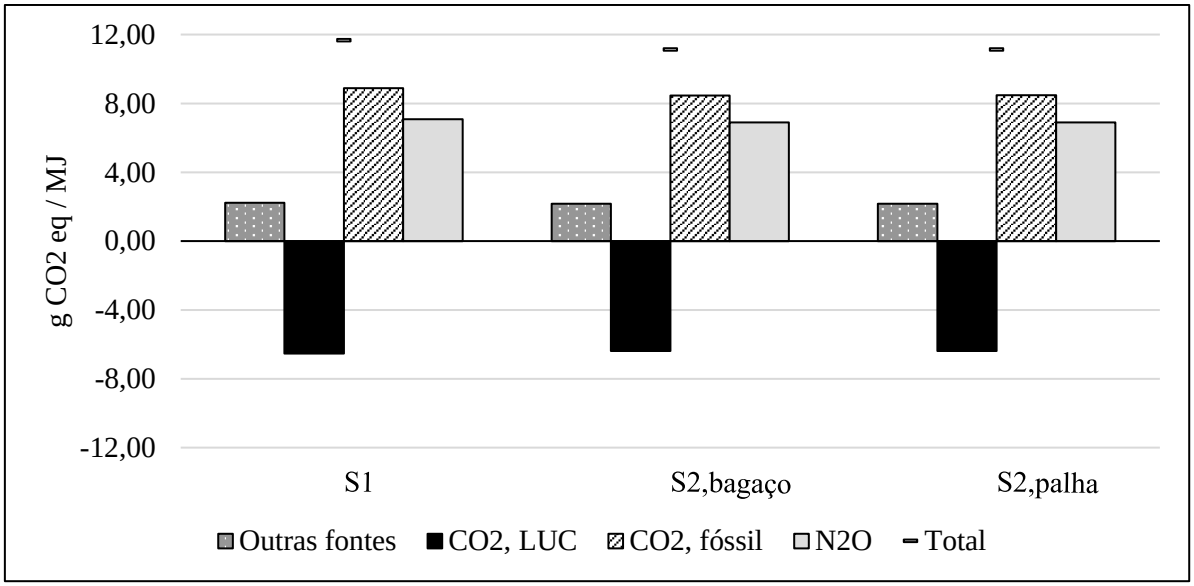

Figura 4.8. Pegada de carbono da produção de etanol anidro, nos diferentes sistemas estudados.

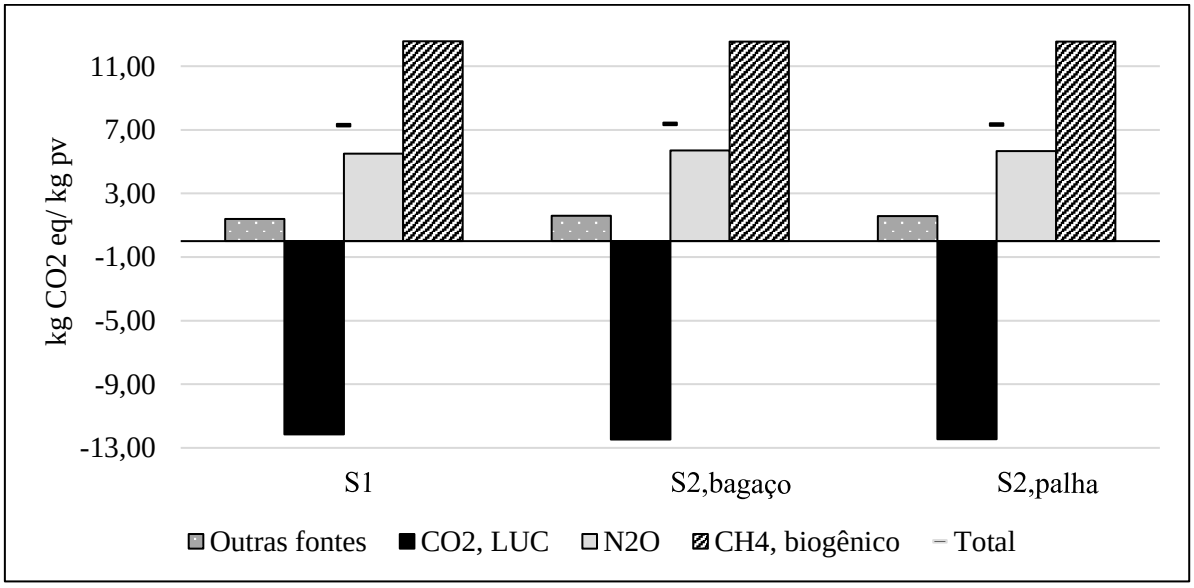

Figura 4.9. Pegada de carbono da produção de carne bovina, nos diferentes sistemas estudados.

Os resultados aqui obtidos não sofreram variações significativas entre os cenários, como é possível observar nas figuras acima. À parte do efeito da mudança de uso da terra, os

principais processos e substâncias que contribuíram para as emissões totais de GEE foram discutidos na seção anterior.

Para a produção de etanol, as emissões de GEE foram, em média, de 11,3 g CO_2 eq MJ^{-1}, sendo que o efeito da mudança de uso da terra contribuiu para um sequestro de 6,4 g CO_2 eq MJ^{-1}. Resultados semelhantes foram encontrados por Taube Netto & Seabra (2010).

Na literatura científica não há consenso sobre a dinâmica de emissões de GEE em áreas de expansão da cana-de-açúcar. Franco *et al.* (2015) apontam que a conversão de pastagem em cana-de-açúcar produz uma emissão líquida de 4,8 t CO_2 $ha^{-1}ano^{-1}$ (considerando a camada do solo de 0-0,3 m). Em contraste, Silva *et al.* (2016) observaram um aumento no estoque de carbono de 1,97 t C $ha^{-1}ano^{-1}$, resultando em sequestro de 7,2 t CO_2 $ha^{-1}ano^{-1}$ (considerando a camada do solo de 0-1,0 m).

Já a recuperação de pastagens sabidamente propicia a fixação de carbono no solo (SILVA *et al.*, 2016). Neste estudo, a produção de carne bovina contou com emissões na ordem de 7,3 kg CO_2 eq kg pv^{-1}, sendo que as mudanças no manejo da pastagem contribuíram para o aumento do estoque de carbono do solo, levando a um sequestro de 12,4 kg CO_2 eq kg pv^{-1}. Estes resultados reforçam o grande potencial que a intensificação da produção pecuária possui para mitigação de GEE. Segundo Bungenstab (2012), investimentos em melhorias na qualidade de pastagem, possibilitam ainda aumento da qualidade do alimento fornecido para os animais, contribuindo para redução das emissões entéricas dos mesmos.

4.3.1 Análise de sensibilidade

Uma análise de sensibilidade foi realizada a fim de avaliar o impacto das variações do estoque de carbono nas emissões decorrentes da mudança de uso da terra. Os estoques de C no solo e, consequentemente, as emissões de GEE variam de acordo com o clima (temperatura, umidade, etc), características do solo (pH, teor de argila, capacidade de troca catiônica, etc) e práticas agrícolas (manejo do solo, recolhimento de resíduos culturais, fertilização, irrigação, etc). Esses fatores geralmente interagem e seus efeitos sobre as emissões de CS e emissões de GEE se tornam difíceis de ser quantificados.

Portanto, para a análise de sensibilidade realizada neste trabalho, foram consideradas as emissões correspondentes às variações percentuais dos parâmetros F_{LU}, F_{mg}, F_i, de forma a

abranger os CS_i extremos, dentro do limite de erro informado em IPCC (2006). Os valores obtidos para o estoque de carbono associado a cada uso do solo bem como as emissões resultantes de LUC podem ser observadas na Tabela 4.9.

Em todos os casos, a substituição de pastagem extensiva para intensiva provocou fixação de carbono no solo, evitando emissões de CO_2. Contudo, o cultivo da cana-de-açúcar sobre pastagem extensiva variou de um sequestro de 7,06 t CO_{2eq} $ha^{-1}ano^{-1}$ a uma emissão de 3,83 t CO_{2eq} $ha^{-1}ano^{-1}$.

Tabela 4.9. Estoque de carbono e emissões derivadas da mudança de uso da terra considerados neste estudo.

Cultura	Parâmetro	Unidade	LUC	LUC +	LUC -
Cana-de-açúcar	CSi	t C ha^{-1}	52,08	79,83	28,61
	$CO_{2,\ LUC}$	t CO_{2eq} $ha^{-1}ano^{-1}$	-1,23	-7,06	+3,83
Pastagem extensiva	CSi	t C ha^{-1}	45,40	41,30	49,50
	$CO_{2,\ LUC}$	t CO_{2eq} $ha^{-1}ano^{-1}$	----	----	----
Pastagem intensiva	CSi	t C ha^{-1}	58,04	66,35	50,36
	$CO_{2,\ LUC}$	t CO_{2eq} $ha^{-1}ano^{-1}$	-2,32	-4,59	-0,16

Fonte: Elaboração própria.

Os resultados da AICV podem ser observados nas Figuras 4.10 (sistema), 4.11 (etanol anidro) e 4.12 (carne bovina). Como esperado, o cenário LUC +, que considera os maiores estoques de carbono para pastagem intensiva (66,35 t C ha^{-1}) e cana-de-açúcar (79,83 tC ha^{-1}) e o menor estoque para pastagem extensiva (41,30 t C ha^{-1}), apresentou os maiores valores de sequestro de carbono tanto para a análise do sistema, quanto para a análise dos produtos.

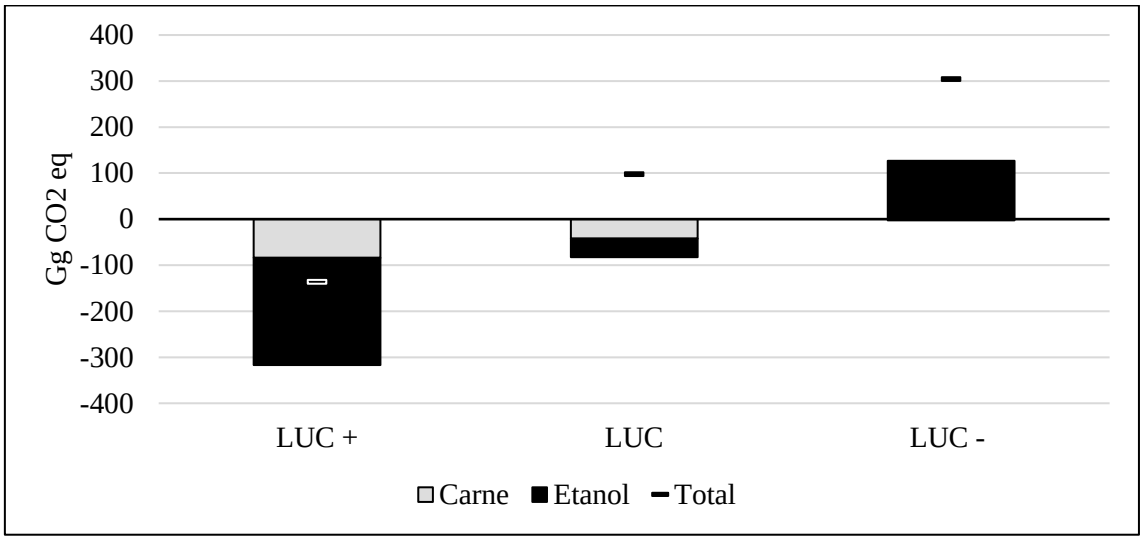

Figura 4.10. Resultado da análise de sensibilidade do sistema $S_{2,\ bagaço}$, em Gg CO_2eq por 55.000 ha.

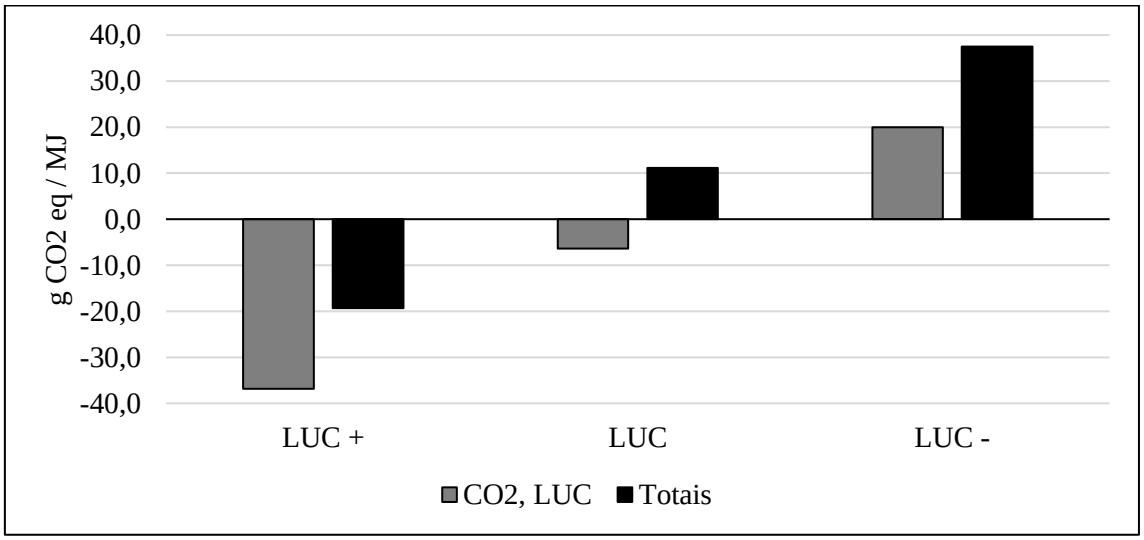

Figura 4.11. Resultado da análise de sensibilidade da produção de etanol anidro no sistema $S_{2,\ bagaço}$, em g CO_2eq por kg MJ de etanol anidro.

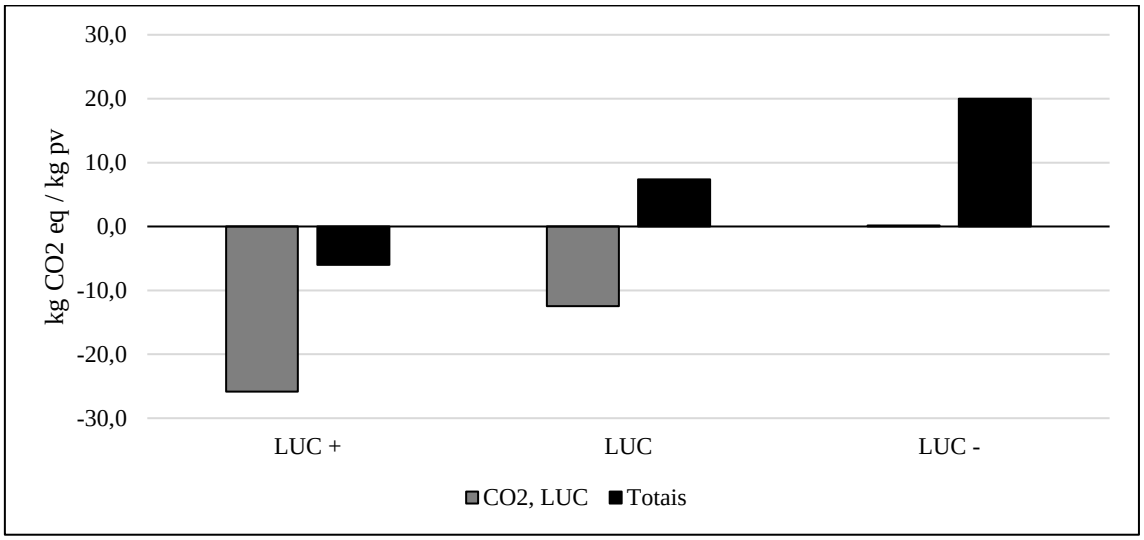

Figura 4.12. Resultado da análise de sensibilidade da produção de carne no sistema $S_{2,\ bagaço}$, em kg CO_2eq por kg de carne (peso vivo).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta pesquisa buscou contribuir para o desenvolvimento de estratégias de expansão da cana-de-açúcar, explorando os potenciais benefícios ambientais da integração entre os setores sucroalcooleiro e pecuário, avaliados por meio da ACV.

Para tanto, a expansão da produção de etanol foi modelada de forma a manter a produção de alimento e a anular as emissões indiretas de uso da terra. Nos três cenários avaliados (S_1, $S_{2,\ bagaço}$ e $S_{2,\ palha}$) esta condição implicou na intensificação da produção pecuária.

Dois cenários de integração foram propostos, a fim de explorar o uso potencial dos coprodutos, bagaço e palha, como fonte de fibra na alimentação animal. Através de simulações, mostrou-se que as formulações sugeridas atendem às exigências nutricionais e mantêm um desempenho satisfatório na engorda dos bovinos. O uso do esterco animal para fertilização dos canaviais também foi explorado, diminuindo o aporte de fertilizantes minerais para a produção de cana-de-açúcar. Os resultados de ICV indicaram menores taxas de emissões nestes casos, quando comparados aos fertilizantes minerais.

Para realizar a avaliação do perfil ambiental da produção integrada de etanol e pecuária de corte, foi necessário gerar inventários representativos da cadeia de produção destes produtos. No total, 14 inventários foram gerados, sendo a grande maioria de produtos agrícolas. Considerando a necessidade de gerar inventários de processos agropecuários e industriais representativos para as condições brasileiras, espera-se que os inventários aqui gerados contribuam para a ampliação de bases de dados de avaliação do ciclo de vida, como o Banco Nacional de Inventários de Ciclo de Vida (SICV Brasil).

Os resultados de AICV "voltada para o sistema" destacaram o grande potencial de mitigação de emissões de GEE que a produção de etanol e a intensificação pecuária apresentam, frente as opções que utilizam recursos fósseis e produção extensiva. O cenário S_0 (caracterizado pela produção extensiva de carne e por nenhuma produção de etanol) apresentou o pior desempenho ambiental em três de cinco categorias analisadas. Nesta análise, os sistemas intensificados (S_1, $S_{2,\ bagaço}$ e $S_{2,\ palha}$) não apresentaram grandes diferenças.

Os resultados de AICV "voltada para o produto" mostraram que a produção integrada de etanol apresentou melhores desempenho ambiental em todas as categorias analisadas, porém as

diferenças comparativas entre os cenários não ultrapassaram 10%. No caso da produção de carne, a identificação do melhor sistema variou entre as categorias de impacto analisadas.

A análise completa da pegada de carbono, incluindo emissões de mudança de uso da terra, foi outro importante resultado deste trabalho. Foi demonstrado que estas emissões são responsáveis por uma grande parcela dos GEE, apesar do alto grau de incerteza associados a elas. Através da análise de sensibilidade, mostrou-se que os valores de estoque de carbono atribuídos a cada uso do solo influenciam os resultados finais, podendo passar de sequestro a emissões, para o caso da cana-de-açúcar. Possivelmente, os resultados desta dissertação contribuam para embasar tomadores de decisão, especialmente relacionados à formulação de políticas públicas de expansão de biocombustíveis.

Cabe reiterar que estes resultados são válidos para as condições metodológicas estabelecidas neste estudo, tais como: fronteiras do sistema, fonte dos dados, critério de alocação, método de avaliação de impacto, entre outras. O método de avaliação dos impactos ambientais utilizado (ACV) se mostrou adequado para responder as questões propostas, porém, extrapolações dos resultados aqui obtidos não são recomendadas e devem ser realizadas com cuidado.

Como recomendação em prol da melhoria da qualidade dos resultados, refere-se a uma investigação mais detalhada dos: modelos de estimativas de emissões diretas do campo; modelos de estimativa de emissões de mudança de uso da terra (melhores informações de estoques de carbonos no solo) e também dos métodos de AICV que dependem de características de solo e clima regionais (como EuAD e AT).

Por fim, diante do volume de produção esperado, é importante ter em vista que tal integração pode contribuir de modo significativo para a mitigação das emissões de GEE dos setores envolvidos e, consequentemente para o cumprimento das metas brasileiras estabelecidas nos acordos internacionais por meio: do aumento da participação de bioenergia na matriz energética brasileira, da restauração de áreas de pastagens degradadas e, ainda, da prevenção do deslocamento da atividade pecuária e consequente diminuição das mudanças indiretas de uso da terra.

6 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Com base no que foi verificado ao longo deste estudo, ficam sugeridos os seguintes tópicos para investigações futuras:

- Realizar uma análise econômica dos sistemas integrados aqui propostos;
- Avaliar estatisticamente as diferenças dos perfis ambientais dos sistemas estudados;
- Realizar uma análise de sensibilidade para os diferentes fatores de alocação;
- Explorar o uso de outros arranjos produtivos, considerando a possibilidade de produção de etanol de milho, biogás e ainda, adoção de outras práticas conservacionistas como rotação de culturas e fixação biológica de nitrogênio.

Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **Editais de geração**. 2017. Disponível em: < http://www2.aneel.gov.br//aplicacoes/editais_geracao/edital_geracao.cfm>. Acesso em: 14 jun 2017.

ALKIMIM, A.; SPAROVEK, G.; CLARKE, K. C. Converting Brazil's pastures to cropland: An alternative way to meet sugarcane demand and to spare forestlands. **Applied Geography**, v. 62, [s.n], p. 75–84, 2015.

ANUALPEC/FNP. **Anuário da Pecuária Brasileira**. São Paulo: Instituto FNP, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040**: Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009a. 28p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044:** Gestão Ambiental - Avaliação de ciclo de vida - Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009b.52p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS EXPORTADORAS DE CARNE (ABIEC). **Perfil da pecuária no Brasil – Relatório Anual 2016**. São Paulo, 2016.

ASSOCIAÇÃO DOS PRODUTORES DE SOJA E MILHO DE MATO GROSSO (APROSOJA). **Preço Óleo de Soja**. 2017a. Disponível em: <http://www.aprosoja.com.br/soja-e-milho/historico-cotacao/preco-oleo-de-soja>. Acesso em: 14 jun. 2017.

ASSOCIAÇÃO DOS PRODUTORES DE SOJA E MILHO DE MATO GROSSO (APROSOJA). **Preço Farelo de Soja**. 2017b. Disponível em: <http://www.aprosoja.com.br/soja-e-milho/historico-cotacao/preco-farelo-de-soja>. Acesso em: 14 jun. 2017.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS (ANDA). **Anuário estatístico do setor de fertilizantes 2015**. São Paulo, 2015.

BALBINO, L. C.; BARCELLOS, A. O.; STONE, L. F. **Marco referencial: Integração lavoura-pecuária-floresta.** Brasília, DF: Embrapa, 2011. 127 p.

BARBOSA, F. A. **Cenários para a Pecuária de Corte Amazônica.** Belo Horizonte: Ed. IGC/UFMG, 2015. 146 p.

BARIONI, L. G. *et al*. **Comunicado Técnico 142**: Tabelas para estimativa de ingestão de matéria seca de bovinos de corte em crescimento em pastejo. Planaltina - DF: Embrapa Cerrados, 2007. 8p.

BERNDES, G. *et al*. **Bioenergy feedstock production on grasslands and pastures: Brazilian experiences and global outlook**. [S.l]: IEA Bioenergy, 2016. 38p.

BERNOUX, M. *et al*. CO_2 emission from mineral soils following land-cover change in Brazil. **Global Change Biology**, v7, p. 779–787, 2001.

BRASIL – MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO**. Plano setorial de mitigação e adaptação às mudanças climáticas para consolidação da economia de baixa emissão de carbono na agricultura – PLANO ABC**. Brasília, 2012. 173 p.

BRASIL - MINISTÉRIO DA CIÊNCIA TECNOLOGIA, INOVAÇÃO E COMUNICAÇÕES. **Trajetórias de mitigação e instrumentos de políticas públicas para alcance das metas brasileiras no Acordo de Paris**. Brasília, DF: MCTI, 2017. Disponível em: < ftp://ftp.mct.gov.br/Sirene/Documentos/Contribuicao%20MCTIC%20II_NDC.pdf>. Acesso em: 13 mar 2017.

BRUST, L. A. C. **Intoxicação por etanol contido em "levedo de cerveja" em bovinos.** 2011. Tese (Doutorado) - Instituto de Veterinária, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2011. 68p.

BRUST, L. A. C. et al. Enfermidades em bovinos assiociadas ao consumo de resíduos de cervejaria. **Pesq. Vet. Bras.,** v. 35, n. 12, p. 956-964, 2015.

BUNGENSTAB, D. J. **Documentos 192**: Pecuária de corte brasileira: redução do aquecimento global pela eficiência dos sistemas de produção. Campo Grande - MS: Embrapa Gado de Corte, 2012. 42p. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/937955/1/DOC192.pdf>.

CAMPANELLI, V. **Avaliação de ciclo de vida do sistema de produção de carne: confinamento Campanelli.** [mensagem pessoal] Mensagem recebida em 03 out. 2016.

CAMPOS, A. F. *et al.* Impact of replacing soybean meal in beef cattle diets with inactive dry yeast, a sugarcane by-product of ethanol distilleries and sugar mills. **Animal Feed Science and Technology**, v. 190, p. 38–46, 2014.

CANALS, L. M. **Contributions to LCA methodology for agricultural systems. Site-dependency and soil degradation impact assessment**. 2003. 250 p. Tese (Doutorado) – Unitat de Química Física, Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, 2003.

CARDOSO, T. F. et al. Technical and economic assessment of trash recovery in the sugarcane bioenergy production system. **Scientia Agricola**, v. 70, n. 5, p. 353-360, 2013

CARDOSO, A. S. *et al.* Impact of the intensification of beef production in Brazil on greenhouse gas emissions and land use. **Agricultural Systems**, v. 143, p. 86–96, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2015.12.007>. Acesso em: 20 dez 2016.

CAVALETT, O. **Análise do ciclo de vida da soja**. 2008. 245 p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

CAVALETT, O. *et al.* Environmental and economic assessment of sugarcane first generation biorefineries in Brazil. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 14, n. 3, p. 399–410, 2012.

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

CAVALETT, O.; ORTEGA, E. Integrated environmental assessment of biodiesel production from soybean in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, n. 1, p. 55–70, 2010.

CAVALETT, O. *et al.* A. The Agricultural Production Model. In: Antonio Bonomi; Otávio Cavalett; Marcelo Pereira da Cunha; Marco Aurélio Pinheiro Lima. (Org.). **Green Energy and Technology**. 1st Ed. Switzerland: Springer International Publishing, 2016, Cap. 3, p. 13-51.

CEDERBERG, C.; MEYER, D.; FLYSJÖ, A. **SIK Report nº 792**: Life cycle inventory of greenhouse gas emissions and use of land and energy in Brazilian beef production. [S.l]: SIK, 2009.77p. Disponível em: <www.sik.se/archive/pdf-filer-katalog/SR792.pdf>.

CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA (CEPEA). **Indicador Anual do Etanol Anidro Combustível**. 2017. Disponível em: <http://www.cepea.esalq.usp.br/br/indicador/etanol.aspx>. Acesso em> 14 jun 2017

CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS (CGEE). **Sustainability of sugarcane bioenergy**. Brasília – DF: CGEE, 2012. 336 p. Disponível em: <http://www.cgee.org.br/publicacoes/sustainability.php>. Acesso em: 17 abr. 2015.

CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS (CGEE). **Bioetanol combustível: uma oportunidade para o Brasil**. Brasília, DF: CGEE, 2009. 536p.

CEZAR, I. M. *et al*. **Documentos 151**: Sistemas de Produção de Gado de Corte no Brasil: Uma Descrição com Ênfase no Regime Alimentar e no Abate. Campo Grande - MS: Embrapa Gado de Corte, 2005. 44p.

CHAGAS, M. F. *et al*. Environmental and economic impacts of different sugarcane production systems in the ethanol biorefinery. **Biofuel, Bioprod. Bioref**., v. 10, p. 89–106, 2015.

CHERUBINI, E. **Incertezas na avaliação do ciclo de vida: Um estudo de caso na suinocultura**. 2015. 246 p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

COELHO DA SILVA, J.F.; LEÃO, M.I. **Fundamentos de nutrição de ruminantes**. Piracicaba: Livroceres, 1979. 384p

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar**: Safra 2015/16. Terceiro Levantamento. Brasília, DF: Conab, 2015. 70p.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Perfil do setor do açúcar e do etanol no brasil**: Edição para a safra 2012/23. Brasília, DF: Conab, 2017. 58 p.

CORDEIRO, L. A. M. *et al.* Integração lavoura-pecuária e integração lavoura-pecuária-floresta : estratégias para intensificação sustentável do uso do solo. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 32, p. 15–43, 2015.

CORRÊA, C. E. S. *et al.* Performance of Holstein cows fed sugarcane or corn silages of different grain textures. **Scientia Agricola**, v. 60, n. 4, p. 621–629, 2003. Disponível em:

<http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-90162003000400003&lng=en&nrm=iso&tlng=es>. Acesso em: 23 mar 2016.

CORRÊA, E. S. *et al*. **Comunicado Técnico 102:** Sistemas de produção melhorados para gado de corte em Mato Grosso do Sul. Campo Grande - MS: Embrapa Gado de Corte, 2006. 11p.

CORTEZ, L. A**. Bioetanol de cana-de-açúcar: P&D para produtividade e sustentabilidade**. São Paulo, SP: Blusher, 2010. 954p.

COSTA, F. P. *et al.* **Comunicado Técnico 93**: Sistemas e Custo de Produção de Gado de Corte em Mato Grosso do Sul - Regiões de Campo Grande e Dourados. Campo Grande - MS: Embrapa Gado de Corte, 2005. 8p.

COSTA, L. F. Leveduras na nutrição animal. **Revista Eletrônica Nutritime**, v. 1, n. 1, p. 1–6, 2004.

COUTO, J. R. L. **Confinamento de bovinos utilizando ponta de cana em substituição à cana de açúcar.** 2014. 31 p. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Zootecnia, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2014.

DANIEL, J. L. P. *et al*. A data-analysis of lime addition on the nutritive value of sugarcane in Brazil. **Animal Feed Science and Technology**, v. 184, n. 1–4, p. 17–23, 2013.

DIAS, O.S.; et al. Use of the VSB to Assess Biorefinery Strategies. In: Antonio Bonomi; Otávio Cavalett; Marcelo Pereira da Cunha; Marco Aurélio Pinheiro Lima. (Org.). **Green Energy and Technology**. 1st Ed. Switzerland: Springer International Publishing, 2016, Cap. 7, p. 189-256.

DICK, M.; SILVA, M.; DEWES, H. Life cycle assessment of beef cattle production in two typical grassland systems of southern Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 426–434, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.080>. Acesso em: 12 jan 2017.

EGESKOG, A. *et al.* Integrating bioenergy and food production-A case study of combined ethanol and dairy production in Pontal, Brazil. **Energy for Sustainable Development**, v. 15, n. 1, p. 8–16, 2011.

EGESKOG, A. et al. Greenhouse gas balances and land use changes associated with the planned expansion (to 2020) of the sugarcane ethanol industry in Sao Paulo, Brazil. **Biomass and Bioenergy**, v. 63, p. 280–290, 2014.

ELBEHRI, A.; SEGERSTEDT, A.; LIU, P. **Biofuels and the sustainability challenge**: A global assessment of sustainability issues, trends and policies for biofuels and related feedstocks. Rome: FAO, 2013. 188p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Embrapa Invernada**. 2011. Disponível em: <https://www.invernada.cnptia.embrapa.br/> . Acesso em: 09 jun 2016

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Projeto da Rede PECUS**. 2017. Disponível em: < https://www.embrapa.br/busca-de-projetos/-/projeto/38213/%20projeto-da-rede-pecus> . Acesso em: 09 set 2015

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). **1º Leilão de Energia de Reserva 2008**: Definição do preço inicial. Rio de Janeiro: EPE/MME, 2008. 13 p.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). **Relatório Síntese:** Balanço Energético Nacional 2015 - Ano base 2014. Rio de Janeiro: EPE, 2015. 61 p.

FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (FIESP). **Outlook Fiesp 2025: projeções para o agronegócio brasileiro.** São Paulo: FIESP, 2015. 92 p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Biofuel co-products as livestock feed - Opportunities and challenges**. Rome: FAO, 2012. 553 p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **FAOSTAT commodity definitions and correspondences**. 2017. Disponível em: < http://www.fao.org/economic/ess/ess-standards/en/#.WO6lytLyuM8>. Acesso em: 04 ago 2016

FRANCO, A. L. C. *et al.* Soil carbon, nitrogen and phosphorus changes under sugarcane expansion in Brazil. Science of the Total Environment, v. 515–516, p. 30–38, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.025>.

FRANCO, H. C. J. *et al.* Assessment of sugarcane trash for agronomic and energy purposes in Brazil. **Scientia Agricola**, v.70, n. 5, p. 305–312, 2013.

GAMEIRO, A. H.; ROCCO, C. D.; FILHO, J. V. C. Programming in the economic estimate of livestock-crop integration : application to a Brazilian dairy farm. **Revista Brasileira de Zootecnia Linear**, v. 45, n. 4, p. 181–189, 2016.

GERSSEN-GONDELACH, S. J. *et al.* Intensification pathways for beef and dairy cattle production systems: Impacts on GHG emissions, land occupation and land use change. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 240, p. 135–147, 2017.

GOLDEMBERG, J. et al. Meeting the global demand for biofuels in 2021 through sustainable land use change policy. **Energy Policy**, v. 69, p. 14-18, 2014.

GOLDEMBERG, J. Ethanol for a sustainable energy future. **Science**, v. 315, p. 808–810, 2007.

GOLDEMBERG, J.; COELHO, S. T.; GUARDABASSI, P. The sustainability of ethanol production from sugarcane. **Energy Policy**, v. 36, n. 6, p. 2086–2097, 2008.

GOMES, R. C. *et al.* Estratégias alimentares para gado de corte: suplementação a pasto, semiconfinamento e confinamento. In: MEDEIROS, S. R. de; GOMES, R. da C.; BUNGENSTAB, D. J. (Ed.). **Nutrição de bovinos de corte: fundamentos e aplicações**. Brasília, DF: Embrapa, 2015. Cap. 9, p. 119–140.

GRADIZ, L. *et al.* Beef cow-calf production system integrated with sugarcane production: Simulation model development and application in Japan. **Agricultural Systems**, v. 94, n. 3, p. 750–762, 2007.

GREET. **Greenhouse Gases, Regulated Emissions, and Energy Use in Transportation, version 1.8d**. Argonne National Laboratory. Argonne, Illinois: GREET, 2010.

GREET. **GREET Model, version 1.2016**. Argonne National Laboratory. Argonne, Illinois: GREET, 2010.

GUINÉE, J. Handbook on life cycle assessment: Operational guide to the ISO stardards. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 6, n. 5, p. 255, 2001.

HARRIS, N.; GRIMLAND, S.; BROWN, S. **Land use change and emission factors**: updates since the RFS proposed rule. Arlington: Winrock International, 2009. 32 p.

INICIATIVA PARA O USO DA TERRA (INPUT). **Intensificação da pecuária como peça-chave na expansão da agropecuária sustentável no Brasil**. São Paulo: Agroicone/INPUT, 2016. 30p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Produção Agrícola Municipal. 2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/839> . Acesso em: 13 abr 2017.

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO AGROINDUSTRIAL (IDEA). **Indicadores de desempenho da agroindústria canavieira**: Safras 2012/2013 e 2013/2014. Ribeirão Preto: Grupo Idea, 2014.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGES (IPCC). **Guidelines for national greenhouse gas inventories**. Geneva:IPCC, 2006. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>. Acesso em: 20 set 2015.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGES (IPCC). **Summary for Policymakers.** Geneva:IPCC, 2014. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>. Acesso em: 20 set 2015.

INTERNATIONAL PLANT NUTRITION INSTITUTE (IPNI). **Consumo aparente de fertilizantes e matérias-primas em 2015**. 2017. Disponível em: <http://brasil.ipni.net/article/BRS-3132>. Acesso em: 14 fev. 2017.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14040: Environmental Management e Life Cycle Assessment e Principles and Framework. 2006a.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). **ISO 14044:** Environmental Management e Life Cycle Assessment e Requirements and Guidelines. 2006b.

JUNQUEIRA, T. L. **Email Informações Destilaria Autônoma**. [mensagem pessoal] Mensagem recebida em 21 jun. 2017.

KAMALI, F. P. *et al.* Environmental and economic performance of beef farming systems with different feeding strategies in southern Brazil. **Agricultural Systems**, v. 146, p. 70–79, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2016.04.003>. Acesso em: 12 dez 2016.

LAPOLA, D. M. D. *et al.* Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. **PNAS**, v. 107, n. 8, p. 3388–3393, 2010.

LEAL, M.; WALTER, A. Sustainability of the production of ethanol from sugarcane: The Brazilian experience. **International Sugar Journal**, v. 112, p. 390–396, 2010.

LEAL, M. R. L. V *et al*. Sugarcane straw availability, quality, recovery and energy use: A literature review. **Biomass and Bioenergy**, v. 53, p. 11–19, 2013.

LEITE, R. C. C. *et al.* Can Brazil replace 5% of the 2025 gasoline world demand with ethanol? **Energy**, v. 34, n. 5, p. 655–661, 2009.

LEITE, R. C.; CORTEZ, L. A. B. O etanol combustível no Brasil. In: **Biocombustíveis no Brasil: Realidades e perspectivas,** p. 61–75, 2008.

LEME, R. M.; SEABRA, J. E. A. Technical-economic assessment of different biogas upgrading routes from vinasse anaerobic digestion in the Brazilian bioethanol industry. **Energy**, v. 119, p. 754–766, 2016.

LOPES, A. S. **Acidez do solo e calagem**. São Paulo: ANDA, 1990. 22 p.

MACEDO, M. C. M. *et al.* Degradação de pastagens, alternativas de recuperação e renovação, e formas de mitigação. In: ENCONTRO DE ADUBAÇÃO DE PASTAGENS, [S.l]. **Anais...** SCOT CONSULTORIA, 2014. p. 158–181.

MACEDO I. C. **Sugarcane's energy: Twelve studies on Brazilian sugarcane agribusiness and its sustainability**. Berlendis & Vertecchia: UNICA, São Paulo, 2005.

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: O estado da arte e inovações tecnológicas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, p. 133–146, 2009.

MACEDO, I. C.; SEABRA, J. E. A.; SILVA, J. E. A. R. Green house gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: The 2005/2006 averages and a prediction for 2020. **Biomass and Bioenergy**, v. 32, n. 7, p. 582–595, 2008.

MACHADO, L. A. Z.; BALBINO, L. C.; CECCON, G. **Documentos 110**: Integração Lavoura-Pecuária-Floresta. 1. Estruturação dos Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária. Dourados, MS: Embrapa Agropecuária Oeste, 2011. 48 p.

MAGALHÃES, L. R. G.; VASQUEZ, H. M.; SILVA, J. F. C. DA. Bagaço hidrolisado e ponta de cana-de-açúcar (Sacharum officinarum), associados a duas fontes proteicas, na engorda de bovinos em confinamento. **Revista Brasileira de Zootecnia**, n. 1964, p. 822–830, 1999. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbz/v28n4/a24v28n4.pdf>.

MANDARINO, J. M. G.; ROESSING, A. C**. Documentos 171**: Tecnologia para Produção de Óleo de Soja: Descrição das Etapas, Equipamentos, Produtos e Subprodutos. Londrina, PR: Embrapa Soja, 2001. 40 p.

MANZANO, R. P. *et al.* Digestibilidade do bagaço de cana-de-açúcar tratado com reagentes químicos e pressão de vapor. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 29, n. 4, p. 1196–1204, 2000.

MATHEWS, J. A. *et al.* A conceptual lignocellulosic “feed+fuel” biorefinery and its application to the linked biofuel and cattle raising industries in Brazil. **Energy Policy**, v. 39, n. 9, p. 4932–4938, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2011.06.022>. Acesso em: 14 set 2015.

MATSUURA, M. I. S. F. et al. **Base de dados ecoinvent** (em preparo para publicação). 2017.

MAY, A. **Email Informações inventário milho safrinha**. [mensagem pessoal] Mensagem recebida em 21 jun. 2016.

MELO, R. F.; BRITO, L. T. L.; PETRERE, V. G.; ANGELOTTI, F.; MIGUEL, A. A. Pesticidas e seus impactos no ambiente. In: BRITO, L. T. L.; MELO, R. F.; GIONGO, V. (Ed.). **Impactos ambientais causados pela agricultura no Semiárido brasileiro**. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2010, p. 101-136.

MILANEZ, A. Y. *et al.* **A Produção de etanol pela integração do milho-safrinha às usinas de cana-de-açúcar**: avaliação ambiental, econômica e sugestões de política. Brasília, DF: BNDES, 2005. p. 147-208.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA TECNOLOGIA E INOVAÇÃO (MCTI). **Relatórios de Referência:** Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa. Brasília, DF: MCTI, 2015.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA TECNOLOGIA, INOVAÇÃO E COMUNICAÇÕES. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. Brasília, DF: MCTI, 2016. Disponível em: <http://sirene.mcti.gov.br/publicacoes>. Acesso em: 07 fev 2017.

MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL. **A irrigação no Brasil: situação e diretrizes**. Brasília: IICA, 2008.

MISSIO, R. L. Tratamento do bagaço de cana-de-açúcar para alimentação de ruminantes. **Archivos de Zootecnia**, v. 65, n. 250, p. 267–278, 2016.

MORAES, S. DA S. **Documentos 114:** Importância da Suplementação Mineral para Bovinos de Corte. Campo Grande - MS: Embrapa Gado de Corte, 2001.

MORAES, B. S.; ZAIAT, M.; BONOMI, A. Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 44, p. 888–903, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.01.023>.

NASSAR, A. M.; MOREIRA, M. **Evidences on Sugarcane Expansion and Agricultural Land Use Changes in Brazil**. [S. l]: Icone Brasil, 2013. 32 p.

NEMECEK, T.; KÄGI, T. **Life cycle inventories of agricultural production systems**. Zurich: ART, 2007. 46 p.

NEMECEK, T.; SCHNETZER, J. **Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems**. Zurich: ART, 2012. 34 p.

NEMECEK, T. *et al*. **Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products, Version 3.0**. Switzerland: WFLDB, 2015. 84 p.

NOVAES, R. M. L. et al. Estimating 20-year land-use and derived CO_2 emissions associated with crops, pasture and forestry in Brazil and each of its 27 states. **Global Change Biology**, p. 1-13, 2017.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399 p.

NOVO, A.; JANSEN, K.; SLINGERLAND, M. The sugarcane-biofuel expansion and dairy farmers' responses in Brazil. **Journal of Rural Studies**, v. 28, n. 4, p. 640–649, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2012.07.004>. Acesso em: 12 fev 2016.

OECD – FAO. **Agricultural Outlook 2016-2025**. Paris: OECD Publishing, 2016. 137 p. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i5778e.pdf>. Acesso em: 15 fev 2017.

OGINO, A. et al. Environmental impacts of extensive and intensive beef production systems in Thailand evaluated by life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 22–31, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.110>. Acesso em: 15 fev 2017.

PANDEY, A. *et al.* Biotechnological potential of agro-industrial residues I: Sugarcane bagasse. **Bioresour. Technol.**, v. 74, p. 69–80, 2000.

PELLETIER, N.; PIROG, R.; RASMUSSEN, R. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. **Agricultural Systems**, v. 103, n. 6, p. 380–389, 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2010.03.009>.

PICOLI, J. F. et al. Desempenho ambiental da cana-de-açúcar: avaliação regional do ciclo de vida. In: X CONGRESSO BRASILEIRO DE PLANEJAMENTO ENERGÉTIGO, 10., Gramado, RS. **Anais**...Gramado: SBPE, 2016. 13 p.

REN21**. Renewables 2016 Global Status Report**. Paris: REN21 Secretariat, 2016. 272 p.

RENEWABLE FUELS ASSOCIATION. Fueling a high octane future. , p. 1–40, 2016. Disponível em: <http://www.ethanolrfa.org/resources/publications/outlook/>.

ROY, P. et al. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. **Journal of Food Engineering**, v. 90, p 1-10, 2009.

RUDORFF, B. F. T. *et al.* Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo state (Brazil) using Landsat data. **Remote Sensing**, v. 2, n. 4, p. 1057–1076, 2010.

RUVIARO, C. F. et al. Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: A case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, n. April, p. 435–443,

2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.037> . Acesso em: 25 ago 2016.
SANTOS, V. et al. Chemicals, electricity and fuels from biorefineries processing Brazil ′ s sugarcane bagasse : Production recipes and minimum selling prices. **Renewable and Sustainable Energy Reviews,** v. 53, p. 1443–1458, 2016.

SCARLAT, N.; DALLEMAND, J. F. Recent developments of biofuels/bioenergy sustainability certification: A global overview**. Energy Policy**, v. 39, n. 3, p. 1630–1646, 2011.

SEABRA, J. E. A. **Avaliação técnico-econômica de opções para o aproveitamento integral da biomassa de cana no Brasil.** 2008. 298 p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

SEABRA, J. E. A. *et al.* A techno-economic evaluation of the effects of centralized cellulosic ethanol and co-products refinery options with sugarcane mill clustering. **Biomass and Bioenergy**, v. 34, n. 8, p. 1065–1078, 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.01.042>. Acesso em: 25 ago 2015.

SEABRA, J. E. A. et al. Life cycle assessment of Brazilian sugarcane products: GHG emissions and energy use. Biofuels, Bioproducts and Biorefining, v. 5, p. 519–532, 2011.

SEO, E. S. M.; KULAY, L. A. **Avaliação do ciclo de vida: ferramenta gerencial para tomada de decisão**. São Paulo: Interfacehs, 2006.

SILVA, M. A. S.; GRIEBELER, N. P.; BORGES, L. C. **Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático**. Campina Grande, PB: Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 11, n.1, pp. 108-114, 2007.

SILVA, R. *et al*. Increasing beef production could lower greenhouse gas emissions in Brazil if decoupled from deforestation. **Nature Climate Change**, v. 6, p. 3–8, 2016. Disponível em: <http://www.nature.com/doifinder/10.1038/nclimate2916>. Acesso em: 07 fev 2017.

SOUSA, E. L. L.; MACEDO, I. C**. Etanol e bioeletricidade: a cana-de-açúcar no futuro da matriz energética**. São Paulo: Luc Projetos de Comunicação, 2010. 315 p. Disponível em: <www.unica.com.br/download.php?idSecao=17&id=43684046?>. Acesso em: 25 ago 2015.

SOUZA, S. P.; SEABRA, J. E. A. Integrated production of sugarcane ethanol and soybean biodiesel: Environmental and economic implications of fossil diesel displacement. **Energy**

Conversion and Management, v. 87, p. 1170–1179, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.enconman.2014.06.015>.

SOUZA, G. M. *et al.* Bioenergy Numbers. In: Bioenergy & Sustainability: Bridging the gaps. **Bioenergy & Sustainability**, cap. 2, p. 29–57, 2016. Disponível em: <http://bioenfapesp.org/scopebioenergy/index.php/chapters>.

SPAROVEK, G.; FERNANDO, R.; BURGI, R. **Integração cana-pecuária: geração de valor social e ambiental**. p. 84–88, 2006.

SPAROVEK, G. et al. Sugarcane ethanol production in Brazil: an expansion model sensitive to socioeconomic and environmental concerns. **Biofuels, Bioproducts and Biorefinering**. v. 1, p. 270–282, 2007.

SPAROVEK, G. et al. Environmental, land-use and economic implications of Brazilian sugarcane expansion 1996-2006. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 14, n. 3, p. 285–298, 2009.

SUGAWARA, E. T. **Comparação dos desempenhos ambientais do B5 etílico de soja e do óleo diesel, por meio da avaliação do ciclo de vida (ACV).** 2012. 240 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

TAUBE NETO, M.; SEABRA, J. E. A. **Estudo introdutório das dinâmicas de integração do bioetanol e pecuária no Brasil**. Campinas: CGEE – CTBE, 2010.

TEIXEIRA, F. A.; PIRES, A. V.; NASCIMENTO, P. V. N. Bagaço de cana-de-açúcar na alimentação de bovinos. **Revista eletrônica de veterinária**, v. 8, n. 6, p. 1–9, 2007.

TONETTO, R. **Reunião Integração cana-pecuária**. [mensagem pessoal] Mensagem recebida em 07 out. 2016.

TORRES, N. H. et al. Indústria sucroalcooleira: Gestão de subprodutos. **Revista de Ciências Agro-Ambientais**, v. 10, n. 2, p. 225–236, 2012.

UNITED NATIONS CONFERENCE ON TRADE AND DEVELOPMENT (UNCTAD). **The State of the Biofuels Market:** regulatory, trade and development perspectives**. [**S. l]: UNCTAD, 2014. 101 p.

UNIÃO DAS INDÚSTRIAS DE CANA-DE-AÇÚCAR (UNICA). Protocolo Agroambiental. 2017. Disponível em: <http://www.unica.com.br/protocolo-agroambiental/> . Acesso em: 14 fev 2016.

VALADADARES FILHO, S. C. et al. Otimização de dietas à base de cana-de-açúcar. In: SIMCORTE. VI SIMPÓSIO DE PRODUÇÃO DE GADO DE CORTE, 6., Viçosa, MG. **Anais...** Viçosa, MG: UFV, DZO, 2008. 394 p.

WALTER, A. et al. Brazilian Sugarcane Ethanol: Developments so far and Challenges for the Future. **WIREs Energy Environ**, v. 3, p. 70–92, 2014.

WALTER, A. et al. Sustainability assessment of bio-ethanol production in Brazil considering land use change, GHG emissions and socio-economic aspects. **Energy Policy**, v. 39, n. 2011, p. 5703–5716, 2011.

WEIDEMA, B. P.; SCHMIDT, J. H. Avoiding allocation in life cycle assessment revisited. **Journal of Industrial Ecology**, v. 14, n. 2, p. 192-195, 2010.

WERNET, G., BAUER, C., STEUBING, B., REINHARD, J., Moreno-Ruiz, E., and WEIDEMA, B. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 9, p.1218–1230. 2016.

WILLERS, C. D. et al. Environmental Impact assessment of a semi-intensive beef cattle production in Brazil's Northeast. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, p. 1–9, 2016.

ANEXO A – Parâmetros zootécnicos

Tabela A.1. Parâmetros zootécnicos da produção de gado de corte.

Parâmetros zootécnicos			
Reprodução		**S_0**	**S_1 e S_2**
Nº vacas por touro	cabeça	25	35
Idade à 1ª cria	meses	48	36
Taxa natalidade	%	60%	80%
Nº total vacas de cria		18.013	13.211
Proporção nasc. machos	%	50%	50%
Mortalidade			
Taxa anual mort. até 1 ano	%	6,0%	3,0%
Taxa anual mort. 1-2 anos	%	2,0%	1,0%
Taxa anual mort. demais anos	%	1,0%	1,0%
Desmama			
Idade desmama	meses	7,00	7,00
Peso machos desmama	kg	150	200
Peso fêmeas desmama	kg	135	180
Descartes			
Taxa descarte vacas (não inclui mortes)	%	16%	20%
Taxa descarte touros	%	15%	20%
Confinamento			
Peso vivo - início da engorda	kg	---	360
Peso vivo - final da engorda	kg	---	480
Abates			
Idade abate machos	meses	45,00	23,00
Peso vivo machos ao abate	kg	490,00	480,00
Peso vivo femeas ao abate	kg	390,00	390,00
Abates: rendimento de carcaça			
Rendimento carcaça machos	%	53%	53%
Rendimento carcaça femeas	%	50%	50%

ANEXO B – Inventários

Tabela B.1. Inventários da produção de pastagem, por ha.

Fluxo	Unidade	S_0	S_1	S_2
Produto				
Pasto	ha	1,00	1,00	1,00
Entradas da natureza				
Ocupação, pastagem	ha.ano	1,00	1,00	1,00
Entradas da tecnosfera				
Calcário	kg	---	264,42	264,42
Ureia	kg N	---	3,66	3,66
Dejetos	kg Nex	48,38	95,18	94,21
Cloreto de potássio	kg K_2O	---	10,90	10,90
Superfosfato simples	kg P_2O_5	---	10,90	10,90
Diesel	kg	1,15	2,85	2,85
Emissões para o ar				
Amônia [a]	kg	2,11E+00	4,83E+00	4,78E+00
Óxido nitroso [a]	kg	1,82E+00	3,61E+00	3,57E+00
Óxidos de nitrogênio [a]	kg	3,83E-01	7,57E-01	7,50E-01
Dióxido de carbono, fóssil [a]	kg	0,00E+00	1,32E+02	1,32E+02
Hidrocarbonetos [b]	kg	3,45E-03	8,54E-03	8,54E-03
Óxidos de nitrogênio [b]	kg	4,89E-04	1,21E-03	1,21E-03
Monóxido de carbono [b]	kg	6,22E-03	1,54E-02	1,54E-02
Dióxido de carbono, fóssil [b]	kg	3,59E+00	8,88E+00	8,88E+00
Dióxido de enxofre [b]	kg	1,16E-03	2,87E-03	2,87E-03
Chumbo [b]	kg	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Metano [b]	kg	1,49E-04	3,67E-04	3,67E-04
Benzeno [b]	kg	8,41E-06	2,08E-05	2,08E-05
Cádmio [b]	kg	1,15E-08	2,85E-08	2,85E-08
Cromo [b]	kg	5,76E-08	1,42E-07	1,42E-07
Cobre [b]	kg	1,96E-06	4,84E-06	4,84E-06
Óxido nitroso [b]	kg	1,38E-04	3,41E-04	3,41E-04
Níquel [b]	kg	8,06E-08	1,99E-07	1,99E-07
Zinco [b]	kg	1,15E-06	2,85E-06	2,85E-06
Benzo(a)pireno [b]	kg	3,45E-08	8,54E-08	8,54E-08
Amônia [b]	kg	2,30E-05	5,69E-05	5,69E-05
Selênio [b]	kg	1,15E-08	2,85E-08	2,85E-08
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos [b]	kg	3,79E-06	9,36E-06	9,36E-06
Particulados, < 2.5 um [b]	kg	1,60E-02	5,57E-03	5,57E-03
Emissões para a água				
Nitrato [a]	kg	1,04E+02	1,86E+02	1,84E+02
Fósforo [c]	kg	7,07E-02	7,07E-02	7,07E-02

a. Emissões derivadas da aplicação de fertilizantes e/ou corretivos.
b. Emissões derivadas da queima do diesel
c. Emissões geradas devido à erosão do solo
d. Emissões derivadas da aplicação de pesticidas

Tabela B.2. Inventários da produção de milho, por kg.

Fluxo	Unidade	Quantidade
Produto		
Grão de milho	kg	1,00
Entradas da natureza		
Ocupação, arável, não irrigada	ha.ano	1,67E-04
Entradas da tecnosfera		
Calcário	kg	3,64E-02
Ureia	kg N	1,32E-02
Cloreto de potássio	kg K_2O	8,98E-03
Superfosfato simples	kg P_2O_5	6,77E-03
Pesticida, glifosato	kg	1,33E-04
Pesticida, inespecífico	kg	6,39E-04
Diesel	kg	4,09E-03
Semente de milho	kg	3,51E-03
Emissões para o ar		
Amônia [a]	kg	3,20E-03
Óxido nitroso [a]	kg	3,71E-04
Óxidos de nitrogênio [a]	kg	7,80E-05
Dióxido de carbono, fóssil [a]	kg	3,74E-02
Hidrocarbonetos [b]	kg	1,07E-03
Óxidos de nitrogênio [b]	kg	1,60E-01
Monóxido de carbono [b]	kg	2,80E-02
Dióxido de carbono, fóssil [b]	kg	7,50E+01
Dióxido de enxofre [b]	kg	2,44E-02
Chumbo [b]	kg	0,00E+00
Metano [b]	kg	4,00E-03
Benzeno [b]	kg	1,78E-04
Cádmio [b]	kg	2,44E-07
Cromo [b]	kg	1,22E-06
Cobre [b]	kg	4,14E-05
Óxido nitroso [b]	kg	4,00E-03
Níquel [b]	kg	1,70E-06
Zinco [b]	kg	2,44E-05
Benzo(a)pireno [b]	kg	7,31E-07
Amônia [b]	kg	4,87E-04
Selênio [b]	kg	2,44E-07
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos [b]	kg	8,01E-05
Particulados, < 2.5 um [b]	kg	1,36E-03
Emissões para a água		
Nitrato [a]	kg	1,51E-02
Fósforo [c]	kg	1,45E-05
Cádmio [a]	kg	1,13E-11
Cobre [a]	kg	0,00E+00
Zinco [a]	kg	0,00E+00
Chumbo [a]	kg	2,97E-10
Níquel [a]	kg	1,56E-10

Cromo [a]	kg	1,44E-10
Emissões para o solo		
Cádmio [a]	kg	1,13E-07
Cobre [a]	kg	0,00E+00
Zinco [a]	kg	0,00E+00
Chumbo [a]	kg	2,97E-06
Níquel [a]	kg	1,56E-06
Cromo [a]	kg	1,44E-06
Glifosato [d]	kg	1,33E-04
Imidacloprido [d]	kg	2,95E-05
Tiodicarbe [d]	kg	9,78E-06
Atrazina [d]	kg	2,74E-04
Difenoconazole [d]	kg	2,51E-06
Nicosulfuron [d]	kg	7,84E-07
Piraclostrobina [d]	kg	5,50E-06
Tebuconazole [d]	kg	1,29E-05
Triflxystrobina [d]	kg	6,45E-06
Teflubenzurom [d]	kg	2,47E-06
Óleo mineral [d]	kg	3,24E-05
Azoxistrobina [d]	kg	2,64E-06
Ciproconazole [d]	kg	2,34E-06

e. Emissões derivadas da aplicação de fertilizantes e/ou corretivos.
f. Emissões derivadas da queima do diesel
g. Emissões geradas devido à erosão do solo
h. Emissões derivadas da aplicação de pesticidas

Tabela B.3. Inventários da produção de silagem de milho, por kg.

Fluxo	Unidade	Quantidade
Produto		
Silagem de milho	kg	1,00
Entradas da natureza		
Ocupação, arável, não irrigada	ha.ano	2,63E-05
Entradas da tecnosfera		
Calcário	kg	1,11E-01
Gesso	kg	4,39E-03
Ureia	kg N	4,34E-03
Cloreto de potássio	kg K_2O	4,21E-03
Superfosfato simples	kg P_2O_5	3,95E-03
Pesticida, glifosato	kg	3,79E-05
Pesticida, inespecífico	kg	6,13E-05
Diesel	kg	1,10E-03
Sementes de milho	kg	5,26E-04
Emissões para o ar		
Amônia [a]	kg	7,91E-04
Óxido nitroso [a]	kg	1,48E-04
Óxidos de nitrogênio [a]	kg	3,10E-05
Dióxido de carbono, fóssil [a]	kg	1,52E-02
Hidrocarbonetos [b]	kg	4,84E-08
Óxidos de nitrogênio [b]	kg	7,23E-06
Monóxido de carbono [b]	kg	1,27E-06
Dióxido de carbono, fóssil [b]	kg	3,39E-03
Dióxido de enxofre [b]	kg	1,10E-06
Chumbo [b]	kg	0,00E+00
Metano [b]	kg	1,81E-07
Benzeno [b]	kg	8,03E-09
Cádmio [b]	kg	1,10E-11
Cromo [b]	kg	5,50E-11
Cobre [b]	kg	1,87E-09
Óxido nitroso [b]	kg	1,81E-07
Níquel [b]	kg	7,70E-11
Zinco [b]	kg	1,10E-09
Benzo(a)pireno [b]	kg	3,30E-11
Amônia [b]	kg	2,20E-08
Selênio [b]	kg	1,10E-11
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos [b]	kg	3,62E-09
Particulados, < 2.5 um [b]	kg	6,15E-08
Emissões para a água		
Nitrato [a]	kg	3,67E-03
Fósforo [c]	kg	1,11E-04
Cádmio [a]	kg	4,26E-11
Cobre [a]	kg	5,15E-10
Zinco [a]	kg	6,67E-10
Chumbo [a]	kg	6,30E-10

Níquel [a]	kg	2,86E-10
Cromo [a]	kg	4,48E-10
Emissões para o solo		
Cádmio [a]	kg	4,26E-07
Cobre [a]	kg	5,15E-06
Zinco [a]	kg	6,67E-06
Chumbo [a]	kg	6,30E-06
Níquel [a]	kg	2,86E-06
Cromo [a]	kg	4,48E-06
Espinosade [d]	kg	1,26E-06
Clorpirifós [d]	kg	7,58E-06
Imidacloprido [d]	kg	1,38E-06
Tiodicarbe [d]	kg	4,14E-06
Glifosato [d]	kg	3,79E-05
Atrazina [d]	kg	4,61E-05
Nicosulfuron [d]	kg	8,42E-07

a. Emissões derivadas da aplicação de fertilizantes e/ou corretivos.
b. Emissões derivadas da queima do diesel
c. Emissões geradas devido à erosão do solo
d. Emissões derivadas da aplicação de pesticidas

Tabela B.4. Inventários da produção de soja, por kg.

Fluxo	Unidade	Quantidade
Produto		
Grãos de soja	kg	1,00
Entradas da natureza		
Ocupação, arável, não irrigada	ha.ano	3,23E-04
Entradas da tecnosfera		
Calcário	kg	1,08E-01
MAP	kg N	2,26E-03
Cloreto de potássio	kg K_2O	2,03E-02
MAP	kg P_2O_5	2,26E-02
Pesticida, glifosato	kg	4,65E-04
Pesticida, inespecífico	kg	9,94E-04
Diesel	kg	5,51E-03
Semente de soja	kg	2,26E-02
Emissões para o ar		
Amônia [a]	kg	1,10E-04
Óxido nitroso [a]	kg	7,02E-04
Óxidos de nitrogênio [a]	kg	1,47E-04
Dióxido de carbono, fóssil [a]	kg	5,13E-02
Hidrocarbonetos [b]	kg	2,38E-07
Óxidos de nitrogênio [b]	kg	3,55E-05
Monóxido de carbono [b]	kg	6,23E-06
Dióxido de carbono, fóssil [b]	kg	1,66E-02
Dióxido de enxofre [b]	kg	5,41E-06
Chumbo [b]	kg	0,00E+00
Metano [b]	kg	8,87E-07
Benzeno [b]	kg	3,95E-08
Cádmio [b]	kg	5,41E-11
Cromo [b]	kg	2,70E-10
Cobre [b]	kg	9,19E-09
Óxido nitroso [b]	kg	8,87E-07
Níquel [b]	kg	3,78E-10
Zinco [b]	kg	5,41E-09
Benzo(a)pireno [b]	kg	1,62E-10
Amônia [b]	kg	1,08E-07
Selênio [b]	kg	5,41E-11
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos [b]	kg	1,78E-08
Particulados, < 2.5 um [b]	kg	3,02E-04
Emissões para a água		
Nitrato [a]	kg	4,41E-02
Fósforo [c]	kg	1,36E-03
Cádmio [a]	kg	5,31E-11
Cobre [a]	kg	0,00E+00
Zinco [a]	kg	0,00E+00
Chumbo [a]	kg	5,68E-10
Níquel [a]	kg	5,68E-10

Cromo [a]	kg	2,65E-11
Cobalto [a]	kg	6,50E-10
Molibdênio [a]	kg	6,45E-11
Emissões para o solo		
Cádmio [a]	kg	5,31E-07
Cobre [a]	kg	0,00E+00
Zinco [a]	kg	0,00E+00
Chumbo [a]	kg	5,68E-06
Níquel [a]	kg	2,65E-07
Cromo [a]	kg	6,50E-06
Cobalto [a]	kg	6,45E-07
Molibdênio [a]	kg	6,45E-06
Glifosato [d]	kg	4,65E-04
Óleo mineral [d]	kg	3,98E-04
Fipronil [d]	kg	3,22E-05
Piraclostrobina [d]	kg	1,13E-06
Tiofanato metílico [d]	kg	1,02E-05
Haloxifope-R ester metílico [d]	kg	4,02E-05
Trifoxistrobina [d]	kg	3,87E-05
Protioconazol [d]	kg	4,52E-05
Azoxistrobina [d]	kg	1,94E-05
Benzovindiflupir [d]	kg	9,68E-06
Diflubenzurom [d]	kg	8,06E-06
Teflubenzurom [d]	kg	9,68E-06
Clorantraniliprole [d]	kg	3,23E-06
Tiametoxam [d]	kg	9,10E-06
Lambda-cialotrina [d]	kg	6,84E-06
Acefato [d]	kg	3,63E-04

a. Emissões derivadas da aplicação de fertilizantes e/ou corretivos.
b. Emissões derivadas da queima do diesel
c. Emissões geradas devido à erosão do solo
d. Emissões derivadas da aplicação de pesticidas

Tabela B.5. Inventários da produção de óleo de soja, por tonelada de soja processada.

Fluxo	Unidade	Quantidade
Produto		
Óleo de soja	kg	6,72E+01
Coprodutos		
Farelo de soja	kg	1,858E+02
Entradas da tecnosfera		
Grão de soja	kg	1,00E+03
Água	kg	7,21E-01
Hexano	kg	1,20E+00
Equipamentos, aço	kg	1,00E-01
Cimento	m^3	3,90E-05
Infraestrutura, metais	kg	3,99E-03
Emissões para o ar		
Dióxido de carbono, fóssil	kg	6,15E+01
Água	kg	1,01E+01
Óxidos de nitrogênio	kg	1,59E-02
Dióxido de enxofre	kg	5,16E-03
Monóxido de carbono, fóssil	kg	1,35E-02
Compostos orgânicos voláteis	kg	5,34E-04
Metano, biogênico	kg	6,61E-05
Particulados	kg	2,63E-03
Emissões para a água		
Efluentes	kg	7,21E+02
Produtos químicos	kg	4,66E-01