

Edivan Cherubini

**INCERTEZAS NA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA:
UM ESTUDO DE CASO NA SUINOCULTURA**
Uncertainties in life cycle assessment: case study of swine production

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares.

Florianópolis
2015

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Cherubini, Edivan

Incertezas na avaliação do ciclo de vida : Um estudo de caso na suinocultura / Edivan Cherubini ; orientador, Sebastião Roberto Soares - Florianópolis, SC, 2015.
246 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Avaliação do ciclo de vida. 3. incertezas. 4. manejo de dejetos. 5. Life cycle assessment. I. Soares, Sebastião Roberto. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

TERMO DE APROVAÇÃO

“Incertezas na Avaliação do Ciclo de Vida: Um Estudo de Caso na Suinocultura”

Edivan Cherubini

A Tese foi julgada e aprovada pela banca examinadora no Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

DOCTOR EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Aprovado por:


Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.
(Orientador)


Prof. Pablo Heleno Sezerino, Dr.


Prof. Paulo Belli Filho, Dr.


Prof. Armando de Azevedo C. Pires, Dr.


Pesq. Vamilson Prudência da Silva Jr., Dr.


Pesq. Paulo Armando V. de Oliveira, Dr.


Prof. William Gerson Matias, Dr.
(Coordenador)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
JUNHO/2015

Dedico este trabalho ao meu avô Negir
Cherubini (*in memoriam*).

AGRADECIMENTOS

Ao professor Sebastião Roberto Soares, pela oportunidade de realizar o doutorado, pelas orientações, paciência e pelo nível de exigência. Mas, principalmente, pela amizade, apoio em atividades externas ao doutorado como a EnCiclo, e pela confiança depositada em mim em projetos realizados tanto pelo Grupo de Pesquisa como na indicação para projetos externos.

Ao professor Davide Franco, também do PPGEA, pelo auxílio e (neste caso muita) paciência nas análises estatísticas necessárias tanto no estudo de caso, quanto no tema principal da tese.

Ao Marco Antonio Santos, Paulo Armando de Oliveira e Jorge Tavares pela ajuda na obtenção dos dados necessários para esta tese e aos ensinamentos quanto à produção suína.

À equipe do Ciclog, ex e atuais membros: Bruno, Camile, Cris, Fran (Mini), Gui, Eng. Henrique, Karlan, Lucas, Marcos, Milton, Morgana, Morris, Rodrigo e Vamilson pelas contribuições a este documento.

Aos meus pais, João e Aurea e meus irmãos Vando e Valdo. Em especial, à minha mãe que sempre me incentivou na vida acadêmica, foi paciente com as minhas (várias) ausências e por ser um exemplo de dedicação e perseverança. Ao Valdo, por literalmente me aguentar nesses últimos meses de doutorado.

Aos meus tios e tias, principalmente às tias Isaura ‘Tita’ e Hilda ‘Kuka’ por terem sido segundas mães, terem me conduzido desde o meu TCC, mestrado e agora doutorado, a ajuda delas foi fundamental para o alcance de meus objetivos. Ao tio Luiz, que foi responsável em apontar a oportunidade de doutorado, pelo companheirismo e auxílio, pela compreensão nos vários dias e noites que falhei naquele convite para uma conversa ou churrasco.

Aos meus primos e primas, menção à Suzete, Felício, Sônia e a toda galera do sítio que sempre foram uma importante fonte de boas risadas aos domingos.

Aos meus avôs e avós, Negir Cherubini (*in memoriam*) pela educação e os ensinamentos no que tange a responsabilidade, dedicação e trabalho; Arnestor Alberton (*in memoriam*) sempre incentivador da educação acadêmica, nas quais me faltam palavras para dizer o quanto, ainda hoje, sinto saudades; Apôlonia Liechieski Alberton pelo exemplo de persistência e carinho por toda a nossa família.

Aos amigos do PPGEA, Jorge, Tiago Belli, Fernanda, Karina, Francisco 'Chico', Dani, Pilar, Carol, Lorena, Jamile, Márcio e Wanderli.

Em especial aos amigos Gui 'Cuca', Débora 'Boss', Fran 'Mini', Isa, Hugo 'Daddy-o', Bruno 'Big old', Cris, Ju e Rodrigo 'Dr. Young Talent' pelos inúmeros momentos de descontração e brincadeiras e que com certeza são a maior conquista que levo do doutorado.

A todos o meu muito obrigado!

*“It is good to have an end to journey toward; but
it is the journey that matters, in the end.”*

Ursula K. Le Guin, 1969

RESUMO

A avaliação do ciclo de vida (ACV), metodologia normatizada pela ISO 14040 e 14044, tem sido amplamente incorporada como uma prática de gestão ambiental por empresas e por entidades governamentais no mundo todo na tentativa de conduzir os atuais padrões de consumo para uma economia menos agressiva à sociedade e ao meio ambiente. No entanto, apesar de ser considerada uma metodologia consolidada, ainda existem aspectos que necessitam de evolução para aumentar a confiança na tomada de decisão. Ciente da relevância dos temas de ACV e produção sustentável, esta tese teve como objetivo avaliar as incertezas associadas às escolhas da abordagem em processos multifuncionais e à avaliação de impactos na avaliação do ciclo de vida, aplicado ao estudo de caso comparativo de sistemas de manejo de dejetos na suinocultura. Conduziu-se uma ACV para quantificar os impactos ambientais da suinocultura variando quatro sistemas de manejo dos dejetos (MMS): esterqueiras (Scce.Ref); biodigestores por *flare* (Scce.Flare); biodigestores com aproveitamento energético (Scce.CHP); e compostagem (Scce.Comp). Um roteiro de cálculo de emissões de gases dos dejetos foi proposto. Para estimar as incertezas nos fatores de emissão utilizados na estimativa de emissões foi realizada uma análise de Monte Carlo. Para as incertezas metodológicas realizou-se uma análise de sensibilidade da abordagem nos processos multifuncionais e dos métodos de avaliação de impactos do ciclo de vida. A avaliação de incertezas metodológicas também foi realizada por meio de uma simulação de Monte Carlo com base na variação dos resultados da sensibilidade, seguida por uma análise de variância (ANOVA) com o Teste de Tukey de diferença honestamente significativa (HSD). Dentre os MMS, Scce.CHP é a melhor alternativa para redução dos impactos ambientais das mudanças climáticas, eutrofização de águas doces, demanda acumulada de energia, ecotoxicidade terrestre, danos à biodiversidade e transformação de terra natural; enquanto o Scce.Ref é a melhor opção para diminuir os impactos de acidificação terrestre e eutrofização marinha. No tocante as incertezas metodológicas, as categorias de impacto de acidificação, eutrofização e ecotoxicidade de águas doces foram muito sensíveis à abordagem usada nos processos multifuncionais e aos métodos de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV). A categoria de impacto de ecotoxicidade de águas doces não apresentou diferença estatística entre os resultados dos cenários, deste modo para esta categoria não é possível apontar o cenário com menor impacto. As incertezas nos parâmetros apresentaram

um coeficiente de variação (CV) de até 6,8% para acidificação terrestre, reforçando a necessidade de desenvolver fatores de emissão específicos para a realidade brasileira para reduzir a incerteza associada aos dados do estudo de caso. Com relação às incertezas metodológicas, conclui-se que toda tomada de decisão com base em um estudo de ACV deve ser acompanhada de uma análise de incertezas, pois a variabilidade dos resultados é grande (CV de 197% para ecotoxicidade) e, em determinadas situações somente uma análise de sensibilidade nos métodos de AICV pode levar a uma interpretação errada dos resultados. A metodologia proposta para avaliar as incertezas demonstrou-se eficiente e capaz de diminuir as incertezas na tomada de decisão.

Palavras-chave: ACV. Avaliação do ciclo de vida. Incertezas. Escolhas metodológicas. Sistema de manejo de dejetos.

ABSTRACT

Life cycle assessment (LCA) is a methodology standardized by ISO 14040 and 14044. LCA has been widely used as an environmental management practice by companies and government worldwide in an attempt to lead the current consumption patterns to a less aggressive economy in respect to society and the environment. However, despite being considered a consolidated methodology there are some issues that require constant methodological developments to increase the reliability in the decision-making. Aware of the importance of both themes - LCA and sustainable production - the aim of this PhD thesis was to evaluate the uncertainty due to the definitions on the approach used in multi-functional processes and in the impacts assessment in life cycle assessment, applied to a comparative case study of manure management systems of swine production. A LCA was conducted to quantify the environmental impacts of swine production considering four manure management systems (MMS): liquid manure storage in slurry tanks (Sc.Ref); the biodigester by flare (Sc.Flare); the biodigester for energy purposes (Sc.CHP); and composting (Sc.Comp). We proposed a specific procedure to estimate the manure emissions. Additionally, we performed a Monte Carlo simulation to evaluate the uncertainty due to different emissions factors to estimate nitrogen-related emissions from the manure-handling stage. For the methodological uncertainties, we conducted a sensitivity analysis of the approaches used in the multi-functional processes and in the life cycle impact assessment methods. The uncertainty analysis of the methodological choices was also performed through a Monte Carlo simulation based on the results of the sensitivity analysis, followed by an analysis of variance (ANOVA) with a Turkey's honestly significant difference (HSD) test. For the MMS, Sc.CHP is the best alternative to decrease the environmental impacts on climate change, freshwater eutrophication, cumulative energy demand, terrestrial ecotoxicity, biodiversity damage potential and natural land transformation; while Sc.Ref is the best option to decrease the emissions of terrestrial acidification and marine eutrophication. Regarding to the methodological uncertainties, the impact categories of acidification, eutrophication and freshwater ecotoxicity were very sensitivity to the approach used in the multi-functional processes and the life cycle impact assessment (LCIA) method. For freshwater ecotoxicity impacts, there were no statistical difference between the options for MMS, therefore is not possible to indicate the scenario in order to

decrease the environmental impacts. The uncertainties in the parameters showed a coefficient of variation (CV) up to 6.8% for terrestrial acidification, highlighting the need to create specific emissions factors for swine production in Brazil to decrease the uncertainty related to the inventory data in the case study. Regarding to the methodological uncertainties, we conclude that every decision-making based on the LCA outcomes should be accomplished by an uncertainty analysis. It was observed high variability in the results (CV up to 197% for ecotoxicity) and in specific situations, only a sensitivity analysis in the LCIA method can lead to a misleading interpretation of the LCA outcomes. The proposed methodology to evaluate the uncertainty due to methodological choices was effective and able to reduce uncertainty in decision-making.

Keywords: LCA. Life cycle assessment. Uncertainty. Methodological choices. Manure management system.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I

Fig I-1. Estrutura da tese.....	33
Fig I-2. Fases de uma ACV.	42

Capítulo II

Fig II-1. System boundaries of swine production in southern Brazil.....	92
---	----

Capítulo III

Fig III-1. Simplified system boundaries of swine production.....	129
Fig III-2. Schematic framework of the methodology to estimate the uncertainty in LCA.....	136
Fig III-3. Influence of the choice of allocation approach and LCIA method in LCA outcomes.....	144
Fig III-4. Scatter plot of freshwater ecotoxicity (CML-IA and EDIP 2003 excluded).	146
Fig III-5. Comparative histogram of Sce.Ref vs Sce.CHP. (a) climate change; (b) acidification; (c) eutrophication; (d) freshwater ecotoxicity.	147
Fig III-6. Results from ANOVA and Tukey test for scenario comparison.	151

Capítulo IV

Fig IV-1. Comparação de resultados da ACV considerando a incerteza metodológica.	162
---	-----

LISTA DE QUADROS

Capítulo I

Quadro I-1. Quadro resumo da tese: objetivos, metodologia e resultados.	36
Quadro I-2. Revisão estudos ACV na suinocultura.	46
Quadro I-3. Principais incertezas associadas às etapas de: definição de objetivo e escopo e análise de inventário da ACV.....	55
Quadro I-4. Principais incertezas associadas às etapas de: avaliação de impacto e interpretação da ACV.....	56
Quadro I-5. Métodos de AICV disponíveis.	61
Quadro I-6. Tipos e fontes de incertezas.....	63

LISTA DE TABELAS

Capítulo II

Tab II-1. Animal feed composition and feed consumption.....	94
Tab II-2. Technical performance indicators of a vertically integrated system of production for swine in southern Brazil.....	95
Tab II-3. Environmental impacts per ton of swine carcass produced in South Brazil. Climate change (CC); Terrestrial acidification (TA); Freshwater eutrophication (FE); Marine eutrophication (ME); Cumulative energy demand (CED); Terrestrial ecotoxicity (TET); Biodiversity damage potential (BDP); and Natural land transformation (NLT).....	100
Tab II-4. Environmental profile for the four MMS scenarios. (Differences between the scenarios are given in percentages of the baseline scenario, i.e., Sce.Ref).	102
Tab II-5. Results of the Monte Carlo simulation for the impact categories direct affected by the N-related emissions.	105
Tab II-6. Probability of the alternatives for manure management systems indicating lower impacts than those for the Sce.Ref (in %).	105
Tab II-7. LCA results for swine production worldwide (Results per ton of swine carcass). Climate change (CC); Eutrophication potential (EP); Terrestrial acidification (TA); Cumulative energy demand (CED).	108

Capítulo III

Tab III-1. Multi-functional processes in swine production, allocation factors and avoided products used in the scenario variation.	131
Tab III-2. LCIA methods and impact categories used in the sensitivity analysis.	135
Tab III-3. Sensitivity analysis of scenario variation on the allocation procedures. Values highlighted in bold represents the lowest emission per impact category for each scenario.	137
Tab III-4. Sensitivity analysis of LCIA methods variation. Values highlighted in bold represents the lowest emission per impact category for each scenario. ..	140
Tab III-5. Scenarios differentiation through the ANOVA and Tukey (HSD) test.	149

Capítulo IV

Tab IV-1. Modelo de apresentação de resultados de uma ACV comparativa. 161	
--	--

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABC	-	Agricultura de Baixo Carbono
ACV	-	Avaliação do ciclo de vida
AICV	-	Avaliação do impacto do ciclo de vida
ANOVA	-	Análise de variância
AoP	-	Áreas de proteção
BDP	-	<i>Biodiversity damage potential</i>
CICLOG	-	Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida
CC	-	<i>Climate change</i>
CED	-	<i>Cumulative energy demand</i>
CI	-	<i>Confidence intervals</i>
CV	-	<i>Coefficient of variation</i>
Embrapa	-	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPD	-	<i>Environmental Product Declaration</i>
FFG	-	Fábrica de Farinhas e Graxaria
GAP	-	Boas práticas agrícolas
GEE	-	Gases de efeito estufa
GF	-	<i>Growing-finishing</i>
GHG	-	<i>Greenhouse gas</i>
GWP	-	<i>Global Warming Potential</i>
IBGE	-	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICV	-	Inventário de ciclo de vida
ILCD	-	<i>International Reference Life Cycle Data System</i>
IPCC	-	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
ISO	-	<i>International Organization for Standardization</i>
HSD	-	<i>Honest significant difference</i>
LCA	-	<i>Life cycle assessment</i>
LCI	-	<i>Life cycle inventory</i>
LCIA	-	<i>Life cycle impact assessment</i>
LEFA	-	Leitões Fêmea Ano
MMS	-	<i>Manure management system</i>
NLT	-	<i>Natural land transformation</i>
NPK	-	Nitrogênio, fósforo e potássio
OA	-	<i>Organic Agriculture</i> (Agricultura Orgânica)
PCR	-	Regra de Categoria de Produto
PEAD	-	Polietileno de Alta Densidade
PP	-	<i>Piglet production</i>
PVC	-	Policloreto de Vinila
RL	-	<i>Red Label</i> (Selo Vermelho)
Sce.CHP	-	Cenário de manejo de dejetos por biodigestor com

	- aproveitamento energético
Scce.Comp	- Cenário de manejo de dejetos por compostagem
Scce.Flare	- Cenário de manejo de dejetos por biodigestor com queima do metano
Scce.Ref	- Cenário de manejo de dejetos por esterqueiras
SISCAL	- Sistema Intensivo de Suínos Criados ao Ar Livre
TE	- <i>Terrestrial acidification</i>
TET	- <i>Terrestrial ecotoxicity</i>
UF	- Unidade Funcional

LISTA DE SÍMBOLOS E UNIDADES

%	Porcentagem
1,4DB	<i>para</i> -Diclorobenzeno
B ₀	Capacidade máxima de produção de metano
C/N	Relação carbono/nitrogênio
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de carbono
CO ₂ eq.	Dióxido de carbono equivalente
Cu	Cobre
σ	Desvio Padrão
e.g.	<i>exempli gratia</i> / por exemplo
g	Gramas
H ₂ S	Ácido sulfídrico
i.e.	<i>id est</i> / isto é/ou seja
KCL	Cloreto de potássio
K ₂ O	Óxido de potássio
kg	Quilograma
km	Quilometro
kWh	Kilowatt hora
L	Litro
MJ	Megajoule
m ² a	Metro quadrado ano
μ	Média amostral
m ³	Metro cúbico
m	Metro
mg	Miligrama
N	Nitrogênio
N ₂ O	Óxido nitroso
NH ₃	Amônia
NO ₃	Nitrato
NO _x	Óxidos de nitrogênio
P	Fósforo
PO ₄	Fosfato
PO ₄ eq.	Fosfato equivalente
P ₂ O ₅	Pentóxido de fósforo
SO ₂	Dióxido de enxofre
SO ₂ eq.	Dióxido de enxofre equivalente
tkm	Tonelada quilometro
V	Volume

SUMÁRIO

Capítulo I.	Introdução geral, objetivos e revisão bibliográfica	27
I.1	INTRODUÇÃO DA TESE	27
I.1.1	Pergunta de pesquisa	29
I.1.2	Hipóteses	30
I.1.3	Objetivos	30
I.1.4	Justificativa	30
I.1.5	Estrutura da tese	33
I.2	PRODUÇÃO DE SUINOS NO BRASIL	37
I.2.1	Manejo dos dejetos da suinocultura por esterqueiras	38
I.2.2	Tratamento dos dejetos da suinocultura por biodigestores	39
I.2.3	Tratamento dos dejetos da suinocultura por compostagem ...	39
I.3	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)	41
I.3.1	ACV na suinocultura	42
I.3.2	Sensibilidade e incertezas em estudos de ACV	53
I.3.3	Modelos estatísticos no contexto da ACV	65
I.3.4	Considerações da revisão bibliográfica	67
I.4	REFERÊNCIAS	70
Capítulo II.	Life cycle assessment of swine production in Brazil: A comparison of four manure management systems	83
	RESUMO EXPANDIDO EM PORTUGUÊS	85
II.1	INTRODUCTION	89
II.2	MATERIAL AND METHODS	91
II.2.1	Goal and scope	91
II.2.2	Life cycle inventory	93
II.2.3	Allocation procedures	96
II.2.4	Life cycle impact assessment (LCIA)	97
II.2.5	Uncertainty analysis of LCI parameters	97
II.3	RESULTS	98
II.3.1	LCA of swine from Southern Brazil	98
II.3.2	Impacts of different MMS	101
II.3.3	Uncertainties in the N-related emissions in the MMS comparison	104
II.4	DISCUSSION	106
II.5	CONCLUSIONS OF THE ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF SWINE PRODUCTION	110
II.6	REFERENCES	111
Capítulo III.	Uncertainty in LCA studies due to methodological choices.	119
	RESUMO EXPANDIDO EM PORTUGUÊS	121
III.1	INTRODUCTION	125

III.2	MATERIAL AND METHODS	128
III.2.1	Sensitivity analysis of the methodological choices in LCA	129
III.2.2	Multi-functionality problem in the case study	129
III.2.3	Life cycle impact assessment (LCIA) methods.....	134
III.2.4	Uncertainty analysis of the methodological choices in LCA.....	135
III.3	RESULTS	136
III.3.1	Sensibility analysis of the allocation approaches	136
III.3.2	Sensibility analysis of LCIA methods.....	139
III.3.3	Choice of allocation approach vs. LCIA method	143
III.3.4	Overall uncertainty in scenario comparison.....	146
III.4	CONCLUSIONS OF THE UNCERTAINTY EVALUATION	152
III.5	REFERENCES.....	153
Capítulo IV.	Discussão geral e conclusão.....	159
IV.1	DISCUSSÃO E RESPOSTAS ÀS INCERTEZAS METODOLÓGICAS	159
IV.1.1	Discussão resultados do estudo de caso	165
IV.1.2	Análise crítica	169
IV.2	CONCLUSÃO	170
IV.3	REFERÊNCIAS	171
	APÊNDICE A - Metodologia detalhada para estimar as emissões de gases dos dejetos	175
	APÊNDICE B - Glossário das variáveis e parâmetros para as estimativas das emissões de Carbono	203
	APÊNDICE C - Glossário das variáveis e parâmetros para as estimativas das emissões de Nitrogênio	204
	APÊNDICE D - Valores das variáveis e parâmetros para as estimativas das emissões de Carbono	205
	APÊNDICE E - Valores das variáveis e parâmetros para as estimativas das emissões de Nitrogênio.....	207
	APÊNDICE F - Avaliação da influência da composição da ração na Pegada de Carbono da etapa de terminação de suínos	209
	APÊNDICE G - Routine to estimate the N-related emissions in MATLAB and SimaPro.....	233

Capítulo I. Introdução geral, objetivos e revisão bibliográfica

I.1 INTRODUÇÃO DA TESE

A busca pela redução dos impactos ambientais dos atuais sistemas produtivos exige primeiramente o conhecimento do atual perfil ambiental do produto/serviço para depois propor alternativas para este sistema. Tal avaliação não é uma tarefa simples e exige metodologias e ferramentas adequadas, dada a complexidade das cadeias produtivas atuais, que tendem a alterar seu sistema produtivo verticalizado para um processo horizontal e desta maneira demandam matérias-primas de diversas localidades.

Analisando o quilo de produto ‘suíno’, por exemplo, quando este chega até o prato do consumidor, ele vem acompanhado de todo um ciclo de vida que inicia desde a produção do fertilizante utilizado para a adubação da área usada para o cultivo dos grãos, que são a base da alimentação suína. Os grãos passam pelo plantio, crescimento, colheita e beneficiamento, transporte até a fábrica de ração, e depois para a propriedade responsável pela criação animal. Na propriedade ocorre o crescimento dos animais e manejo dos dejetos, depois transporte para o abatedouro, beneficiamento da carne, congelamento, armazenamento e distribuição do produto para as redes de supermercado, deslocamento do consumidor para aquisição do produto, preparo e o ‘uso’ do produto pelo consumidor. Esse ciclo de vida não finaliza com o consumo, mas continua com o descarte final de embalagens, que precisam ser coletadas e devidamente destinadas (e.g. aterro e/ou reciclagem). Cada uma dessas etapas carrega consigo uma carga ambiental que precisa ser conhecida, quantificada e avaliada para que melhorias possam ser sugeridas. Em cada uma dessas etapas, energia e matérias-primas são consumidas e poluentes são emitidos (DALGAARD, 2007; NGUYEN; HERMANSEN; MOGENSEN, 2010).

Devido à complexidade que envolve uma cadeia produtiva, sua avaliação exige métodos de determinação de impactos ambientais que considerem todo o ciclo descrito. A avaliação do ciclo de vida (ACV¹) é uma metodologia que permite alterar o foco dos impactos *in loco*, i.e.,

¹ Do inglês, *life cycle assessment* (LCA).

dentro dos portões da empresa para uma avaliação sistêmica de todas as emissões e recursos usados em toda a cadeia de valor.

A ACV realiza a análise dos aspectos e potenciais impactos ambientais por meio da compilação e avaliação de entradas e saídas de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida (ISO, 2006a, 2006b). A metodologia contribui, dessa forma, para uma melhor compreensão do cenário² atual do produto avaliado, podendo indicar oportunidades e estratégias para governantes e demais tomadores de decisão em busca da sustentabilidade ambiental do setor, em particular no atendimento às conformidades dos mercados interno e externo e o desenvolvimento de processos inovadores de gestão.

No entanto, embora a metodologia seja normatizada pela série ISO 14040, existem algumas escolhas durante a realização de um estudo de ACV que podem gerar dúvidas e discussões, principalmente nas decisões tomadas no momento de definição de objetivo e escopo, dentre as quais: definição da função de um produto, unidade funcional, métodos de atribuição de impactos em processos multifuncionais, fronteira do sistema e o método de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV).

Na literatura, percebem-se esforços para entender as consequências que estas escolhas possuem nos resultados de uma ACV (BAKER; LEPECH, 2009; BASSON; PETRIE, 2007; BENEDET, 2007; CELLURA; LONGO; MISTRETTA, 2011; CHERUBINI; STRØMMAN; ULGIATI, 2011; DE SCHRYVER; HUMBERT; HUIJBREGTS, 2013; GEISLER; HELLWEG; HUNGERBÜHLER, 2005; KOTA; CHAKRABARTI, 2010; LLOYD; RIES, 2007; LO; MA; LO, 2005; LUO et al., 2009; WARDENAAR et al., 2012; WEIDEMA; SCHMIDT, 2010). De modo geral, esses estudos são voltados para uma avaliação de incertezas nos dados ou em fatores de caracterização de determinadas categorias de impacto ambiental com o uso de metodologias estatísticas como, por exemplo, a simulação de Monte Carlo.

Com relação as incertezas nos resultados geradas pelas escolhas metodológicas de uma ACV, as pesquisas normalmente se limitam à variação de procedimento de alocação (CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004; CHERUBINI; STRØMMAN; ULGIATI, 2011; GALINDRO, 2012; LUO et al., 2009; SCHMIDT; DALGAARD, 2012; WIEDEMANN et

² Na presente tese, entende-se por cenário a descrição de sequências hipotéticas de situações complexas, e, tem como finalidade descrever a realidade de uma situação e/ou configurações alternativas a esta realidade mediante simulações.

al., 2010) e variação de métodos de AICV (BOVEA; GALLARDO, 2006; CAVALETT et al., 2012; DREYER; NIEMANN; HAUSCHILD, 2003; OWSIANIAK et al., 2014), sem o uso de algum método estatístico.

Diante do exposto, o objetivo desta tese foi avaliar as incertezas associadas às escolhas da abordagem em processos multifuncionais e à avaliação de impactos na avaliação do ciclo de vida, aplicada ao estudo de caso comparativo de sistemas de manejo de dejetos na suinocultura.

I.1.1 PERGUNTA DE PESQUISA

O uso da ACV para a comparação de alternativas para redução de impacto ambiental, tais como a avaliação de diferentes sistemas de manejo de dejetos, deve ser sempre realizado com ressalvas devido à alta sensibilidade nas escolhas metodológicas e pressupostos assumidos.

Segundo Reap et al. (2008b), a ACV oferece uma abordagem racional e abrangente para avaliação ambiental de sistemas de produto, no entanto, conforme destacam os autores, não está livre de incertezas. Björklund (2002), afirma que a credibilidade de uma ACV pode ser questionada se os resultados não forem acompanhados de uma análise de incertezas, pois os valores sem uma distribuição de incertezas podem superestimar a exatidão dos resultados.

A sensibilidade nos resultados devido a escolhas metodológicas, dependendo do sistema de produto avaliado, pode gerar a inversão entre as alternativas de melhor e pior desempenho. Por exemplo, Luo et al. (2009) avaliaram cenários de produção de biocombustíveis e concluíram que para mudanças climáticas a escolha do método de alocação resulta em uma inversão de desempenho ambiental entre os cenários analisados, destacando que questões relacionadas às escolhas metodológicas, principalmente no que diz respeito a alocação, é um desafio do ponto de vista científico.

Diante da problemática associada às incertezas, foram definidas as seguintes perguntas de pesquisa:

1. Como apresentar os resultados de uma ACV frente às incertezas metodológicas?
2. Qual escolha metodológica gera maior incerteza nos resultados, para o caso da suinocultura?

I.1.2 HIPÓTESES

A partir da problemática observada na literatura associada às incertezas metodológicas da ACV, foram desenvolvidas algumas perguntas de pesquisa e, a partir destas foram definidas algumas hipóteses que serão descritas a seguir:

- Dependendo da abordagem utilizada na divisão de impactos em processos multifuncionais e dos métodos de avaliação de impacto, podem ocorrer sobreposições na identificação da melhor alternativa, levando a incerteza na tomada de decisão.
- É possível diminuir os efeitos das incertezas na tomada de decisão a partir de um estudo de ACV.

I.1.3 OBJETIVOS

I.1.3.1 Objetivo geral

Avaliar as incertezas associadas às escolhas da abordagem em processos multifuncionais e à avaliação de impactos na avaliação do ciclo de vida, aplicado ao estudo de caso comparativo de sistemas de manejo de dejetos na suinocultura.

I.1.3.2 Objetivos específicos

1. Quantificar os impactos ambientais do sistema de produção vertical integrado de suínos no sul do Brasil, com diferentes sistemas de manejo de dejetos;
2. Avaliar a sensibilidade da ACV devido às escolhas da abordagem em processos multifuncionais e à avaliação de impacto;
3. Diminuir as incertezas na tomada de decisão por meio de análise de Monte Carlo e testes de médias;
4. Fornecer informações que possam subsidiar a tomada de decisão para redução dos impactos ambientais na cadeia produtiva dos suínos.

I.1.4 JUSTIFICATIVA

Do ponto de vista científico no desenvolvimento e compreensão da metodologia de avaliação ambiental de produtos, podem ser

identificados quinze problemas principais relacionados com as quatro fases de um estudo de ACV (REAP et al., 2008a), que diminuem a confiança dos resultados. Problemas como a definição da abordagem usada em processos multifuncionais e dos métodos de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) precisam ser melhor compreendidos, para então reduzir a incerteza na tomada de decisão com base nos resultados de ACV.

Conforme Björklund (2002) e Cellura, Longo e Mistretta (2011), as escolhas metodológicas possuem uma grande influência em um estudo de ACV, que podem sobrepor outros tipos de incertezas, como por exemplo, as incertezas associadas aos dados de inventário. Segundo Cherubini, Strømman e Ulgiati (2011), a escolha do procedimento de alocação para processos multifuncionais está entre os aspectos metodológicos mais debatidos quando se trata de estudos de ACV, dado a grande influência que esta escolha possui nos resultados.

Com relação a caracterização dos aspectos em impactos ambientais, elemento obrigatório por norma (ISO, 2006b) na fase de AICV, de acordo com Hauschild et al. (2013), nenhum dos métodos desenvolvidos atualmente, atendem a todos os requisitos que a ISO demanda, e desta maneira, o especialista define qual o melhor método a ser usado. Essa liberdade de escolha gera diferentes resultados para algumas das categorias de impacto (DREYER; NIEMANN; HAUSCHILD, 2003; PIZZOL et al., 2011), se tornando uma fonte de incerteza.

Desta maneira, a análise de incertezas é uma ferramenta indispensável caso pretende-se comparar os resultados de diferentes modelos (KONING et al., 2010). Dada as incertezas que caracterizam as fases da ACV, os resultados devem ser verificados por meio de análises de sensibilidade e de incerteza para melhorar a sua robustez e transparência (GUO; MURPHY, 2012; NIERO et al., 2014). Diante do exposto, desenvolveu-se nesta tese uma metodologia que integra procedimentos estatísticos, juntamente com análises de sensibilidade para diminuir a incerteza na tomada de decisão com base em uma ACV comparativa.

Para ilustrar como as escolhas do especialista em ACV podem gerar incertezas e validar a metodologia proposta para diminuir a incerteza na tomada de decisão, foi conduzida uma ACV comparativa em um estudo de caso original no Brasil da produção de suínos e seus diferentes sistemas de manejo de dejetos. Deste modo, os resultados desta análise também são inéditos.

O estudo de caso da suinocultura, por sua vez, justifica-se por ser uma atividade-alvo de um dos programas de adaptação às mudanças climáticas do Plano de Agricultura de Baixo Carbono (ABC) (BRASIL, 2012), que é um dos planos setoriais desenvolvidos para cumprir o compromisso brasileiro de redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE), entre 31,1% e 38,9% até 2020. Compromisso voluntário que está previsto na Política Nacional de Mudanças Climáticas (BRASIL, 2009).

A suinocultura, atividade relevante dentro do contexto econômico do estado de Santa Catarina, tem sido tema de estudos para verificar a viabilidade ambiental do uso de biodigestores e/ou compostagem como alternativas ao uso de esterqueiras (e.g. Dal Mago (2009); Kunz, Miele e Steinmetz (2009) e Sardá et al. (2010)). Desta forma, dentro deste tema secundário na tese, pretendeu-se verificar, se o uso de biodigestores e compostagem como sistemas de manejo dos dejetos suínos são menos impactantes do que o manejo convencional (esterqueiras). Também, quais os gargalos científicos e as oportunidades de melhoria para redução dos impactos ambientais na cadeia produtiva de suínos no Brasil?

Portanto, do ponto de vista da relevância e ineditismo esta pesquisa contribui com discussões metodológicas, realizando uma análise de sensibilidade e incertezas na escolha da abordagem em processos multifuncionais e nos métodos de AICV, demonstrando uma abordagem para reduzir a incerteza na tomada de decisão. Contribui também com as discussões sobre aplicação de uma ACV inédita no setor agropecuário (cadeia produtiva de suínos) comparando diferentes sistemas de manejo de dejetos. Para viabilizar a comparação, foi desenvolvido um roteiro para estimar as emissões de gases nos dejetos para a suinocultura brasileira, com a rotina a ser usada para avaliar a incerteza associada aos dados (APÊNDICE A e APÊNDICE G, respectivamente).

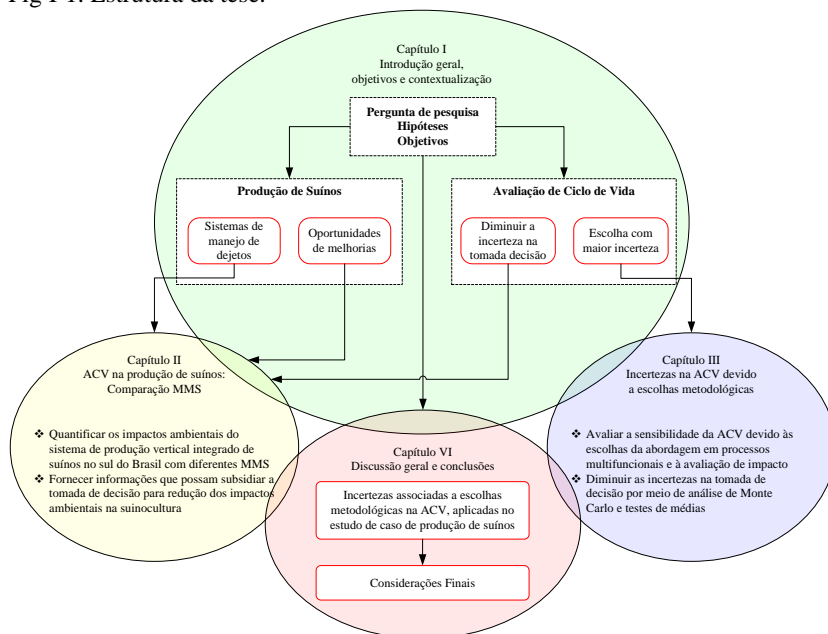
A tese também está em conformidade com as linhas de interesse do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, em específico a linha de pesquisa de Gestão Ambiental em Organizações e está alinhada com os interesses do Grupo de Pesquisas em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

I.1.5 ESTRUTURA DA TESE

Para facilitar a leitura e levando em conta o formato definido para a elaboração desta tese – na forma de artigos – o documento está estruturado em quatro capítulos. Deste modo, os Capítulos II e III representam alguns dos artigos desenvolvidos no período de doutoramento. O primeiro já publicado (página 83) e o segundo a ser submetido (página 119), portanto, ambos estão escritos em inglês, e são acompanhados de resumos expandidos em português, conforme determinado pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA).

A principal finalidade desta estrutura é permitir a leitura dos capítulos isoladamente sem sentir falta de informações adicionais, e, por isso os Capítulos II e III são acompanhados de resumo, introdução, desenvolvimento, conclusão e referências individuais. Embora seja importante destacar que os conteúdos estão relacionados, conforme Fig I-1 e Quadro I-1, e juntos contribuem para o cumprimento do objetivo geral desta tese.

Fig I-1. Estrutura da tese.



Em termos de conteúdo, o documento procurará abordar primeiro o tema da ACV comparativa na suinocultura, para então serem abordadas as incertezas devido a escolhas metodológicas. É justificada esta ordem dos conteúdos, pois o primeiro serve como estudo de caso utilizado para validar o procedimento para avaliar as incertezas metodológicas.

Capítulo I (página 27): neste capítulo é apresentada a problemática associada aos impactos da produção de suínos no Brasil e as atuais alternativas para manejo dos dejetos, bem como as incertezas associadas à condução de estudos de avaliação de ciclo de vida (ACV) e quais os procedimentos utilizados para minimizá-las. Foram identificados os principais pontos de sensibilidade e incerteza na ACV (Quadro I-3, Quadro I-4 e Quadro I-6), nas quais é destacada a influência dos procedimentos usados em processos multifuncionais e dos métodos existentes de avaliação de impactos do ciclo de vida (AICV).

Capítulo II (página 83): este capítulo fornece subsídios para o alcance dos objetivos específicos relacionados ao estudo de caso comparativo, utilizado para avaliar as incertezas da ACV. Foi avaliado pela perspectiva ambiental, o atual sistema de produção com o manejo de dejetos (MMS) por meio de esterqueiras, com sistemas de manejo de biodigestores com o uso de *flares* e com o aproveitamento energético, e o manejo na forma sólida por meio da compostagem. Além disso, foi realizada uma avaliação de incertezas nos parâmetros utilizados para estimar as emissões relacionadas a presença de nitrogênio nos dejetos. Para complementar a descrição da metodologia, no APÊNDICE A, é apresentado o roteiro desenvolvido com as equações utilizadas para quantificar as emissões nos MMS. Enquanto no APÊNDICE G são disponibilizadas duas rotinas para ser implementadas em softwares comerciais para calcular as emissões e estimar suas incertezas por meio de uma simulação de Monte Carlo.

Capítulo III (página 119): este capítulo responde os objetivos específicos associados as incertezas na comparação de cenários com base na metodologia de ACV. São discutidas a influência das abordagens em processos multi-funcionais e dos métodos de AICV, demonstrando dentre as categorias de impacto definidas, quais são mais afetadas e os motivos pela variação dos resultados. É proposta uma metodologia baseada na variação de cenários, análise de sensibilidade e avaliação de incertezas para identificar diferenças estatísticas na comparação de alternativas, e deste modo, possibilitar a redução da incerteza na tomada de decisão.

Capítulo IV (página 159): as perguntas de pesquisa são respondidas e as hipóteses são comprovadas ou rejeitadas de acordo com os resultados obtidos nos Capítulos II e III. É realizada uma discussão geral dos resultados e apresentado a conclusão da tese além de perspectivas de estudos futuros. O Quadro I-1 apresenta uma descrição detalhada da tese e as metodologias utilizadas.

Quadro I-1. Quadro resumo da tese: objetivos, metodologia e resultados.

Título: Incertezas na avaliação do ciclo de vida: um estudo de caso na suinocultura

Objetivo Geral: Avaliar as incertezas associadas às escolhas da abordagem em processos multifuncionais e à avaliação de impactos na avaliação do ciclo de vida, aplicado ao estudo de caso comparativo de sistemas de manejo de dejetos na suinocultura.

Pergunta de Pesquisa	Objetivos específicos	Hipóteses	Capítulo	Metodologia	Resultados
Como apresentar os resultados de uma ACV frente as incertezas metodológicas?	<p>1 - Quantificar os impactos ambientais do sistema de produção vertical integrado de suínos no sul do Brasil, com diferentes sistemas de manejo de dejetos.</p> <p>3- Diminuir as incertezas na tomada de decisão por meio de análise de Monte Carlo e testes de médias.</p> <p>4- Fornecer informações que possam subsidiar a tomada de decisão para redução dos impactos ambientais na cadeia produtiva dos suínos.</p>	<p>É possível diminuir as incertezas na tomada de decisão a partir de um estudo de ACV, por meio de métodos estatísticos.</p>	<p>Capítulo II (pág. 83)</p> <p>Capítulo III (pág. 119)</p> <p>Capítulo IV (pág. 159)</p>	<p>- ACV (ISO 14040 e 14044).</p> <p>- Roteiro para estimar emissões dos dejetos (APÊNDICE A e APÊNDICE G)</p> <p>- Simulação de Monte Carlo</p> <p>- ANOVA e teste de Tukey</p> <p>- ACV dos cenários.</p> <p>- Revisão bibliográfica.</p> <p>- Alterações das dietas (APÊNDICE F)</p>	<p>❖ Quantificação dos impactos da suinocultura (Tab II-3 pág. 100 e Tab II-4 pág. 102)</p> <p>❖ Discussão dos resultados (pág. 106)</p> <p>❖ Fig III-6 pág. 151</p> <p>❖ Análise de incertezas (Tab III-5 pág. 149)</p> <p>❖ Capítulo IV (item IV.1.1 pág. 165)</p>
Qual escolha metodológica gera maior incerteza nos resultados, para o caso da suinocultura?	<p>2- Avaliar a sensibilidade da ACV devido às escolhas da abordagem em processos multifuncionais e à avaliação de impacto.</p>	<p>Dependendo da escolha metodológica, podem ocorrer sobreposições na identificação da melhor alternativa.</p>	<p>Capítulo III (pág. 119)</p>	<p>Varição de cenários: - Alocação - Método AICV Análise de contribuição</p>	<p>❖ Sensibilidade: abordagem de alocação (Tab III-3 pág. 137) e método de AICV (Tab III-4 pág. 140)</p> <p>❖ Diagramas de dispersão (Fig III-3 e Fig III-4)</p>

I.2 PRODUÇÃO DE SUÍNOS NO BRASIL

A cadeia produtiva de suínos pode ser dividida em três partes. A primeira consiste nas atividades de produção da ração animal: cultivo de grãos, transporte, processamento dos grãos, e a mistura dos ingredientes. A segunda parte são as atividades de criação dos animais, que inclui o transporte das rações até a propriedade na qual ocorre a criação, a produção de matrizes, leitões e suínos para abate. A terceira parte inclui o transporte dos suínos terminados até o abatedouro, o abate, e o processamento até a carne deixar o portão do frigorífico (KOOL et al., 2009) como produto bruto ou derivados.

No Brasil, para etapa de criação animal podem ser identificados os seguintes sistemas: Sistema Extensivo ou a Solta; Sistema Semi-Extensivo; Sistema Intensivo; e, Sistema Intensivo de Suínos Criados Ao Ar Livre (SISCAL) (VENTURINI; SARCINELLI; SILVA, 2007). A produção industrial de alta qualidade, i.e., sistemas de alta intensidade representam 90% da produção de suínos no Brasil³ (DE BARCELLOS et al., 2011).

Nesta tese, definiu-se o sistema de produção vertical integrada como objeto de estudo. A escolha foi com base em estimativas de que este sistema representa 88% dos estabelecimentos suinícolas no Brasil (DE BARCELLOS et al., 2011; MIELE; WAQUIL, 2007), e desta maneira pode ser identificado como o mais representativo.

Na produção vertical integrada a cadeia produtiva se estende da distribuição à produção de insumos (em granjas núcleo para produção da genética ou em fábricas de ração para a nutrição dos animais), sendo que as propriedades suinícolas normalmente são inseridas por meio de programas de fomento pecuário e de contratos (MIELE, 2006; MIELE; WAQUIL, 2007).

O modelo de produção é composto por: agroindústria, propriedades produtoras de leitões (PP⁴) e propriedades para crescimento-terminação de suínos (GF⁵). As agroindústrias são responsáveis pelo fornecimento de ração, de reprodutores (matrizes, machos e sêmen) às PP, leitões às GF, medicamentos, assistência técnica e todos os transportes envolvidos na cadeia produtiva (e.g. matrizes, leitões, suínos, grãos, ração), incumbindo ao suinicultor os

³ Estima-se que 10% seja de produção de subsistência (DE BARCELLOS et al., 2011).

⁴ Do inglês, Piglet Production (PP).

⁵ Do inglês, Growing-finishing (GF).

investimentos e manutenção em instalações, a mão de obra e despesas com energia, água e manejo dos dejetos (DILL et al., 2010; MIELE; WAQUIL, 2007).

O dejetos da suinocultura, um dos maiores passivos ambientais desta atividade, é composto por água, proveniente da limpeza das baias, nebulização, equipamentos de dessedentação, chuvas que podem entrar nas calhas, fezes e urina, resíduos da ração, cerdas, poeira e outros materiais do processo de criação (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002; HENN, 2005; TAVARES, 2012). Nos dejetos, ainda são encontradas a presença de metais pesados como cobre (Cu) e zinco (Zn) usados como promotores de crescimento e antibióticos na ração animal (KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2005).

Devido a limitação da eficiência do processo de digestão dos suínos, as fezes e urinas dos animais são carregadas em nutrientes, que devem ser adequadamente coletados, armazenados e tratados para sua posterior disposição final (OLIVEIRA; SILVA, 2006). Nos itens a seguir serão descritos alguns dos sistemas de manejo de dejetos utilizados pelos produtores brasileiros.

I.2.1 MANEJO DOS DEJETOS DA SUINOCULTURA POR ESTERQUEIRAS

No Brasil o uso de esterqueiras é o sistema mais comum de manejo dos dejetos de suínos (KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2005), e pode ser definida como uma unidade de estocagem dos dejetos líquidos para que ocorra a fermentação anaeróbica da matéria orgânica, o abastecimento das esterqueiras é diário. Quanto aos aspectos construtivos elas podem ter o formato retangular ou cilíndrico, sendo de alvenaria, pedras, solo cimento ou lona PVC especial, devendo ter profundidade mínima de 2,5 m para favorecer a degradação anaeróbia (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002; KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2005).

Nesse sistema os dejetos devem ser armazenados por um período mínimo de 120 dias para redução do material carbonáceo, transformação dos compostos nitrogenados e adsorção do fósforo e redução dos microrganismos patogênicos, após esse período os dejetos são aproveitados na forma de adubo orgânico sendo aplicados no solo, que de acordo com a Normativa IN-11/2004 não pode exceder a quantidade de $50 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ (FATMA, 2014).

I.2.2 TRATAMENTO DOS DEJETOS DA SUINOCULTURA POR BIODIGESTORES

Os biodigestores são câmaras que a partir da fermentação anaeróbia da matéria orgânica produzem biogás por meio da transformação de compostos orgânicos complexos em substâncias mais simples como CH_4 e CO_2 . Os biodigestores podem ser construídos de pedra ou tijolo com revestimento de lonas especiais como o PVC, e por um gasômetro (campânula) (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002). O tempo de retenção é de 30-50 dias (HENN, 2005; OLIVEIRA, 2004a).

Segundo Perdomo, Oliveira e Kunz (2003), o uso de biodigestores tem se tornado uma alternativa tecnológica interessante para o setor suinícola, pois permite agregar valor ao resíduo pela geração do biogás que pode ser utilizado como energia elétrica e calor.

Exemplos de aplicação da tecnologia dentro da realidade brasileira podem ser encontrados em (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006a), que constataram que o biogás pode substituir o Gás Liquefeito de Petróleo (GLP) ou outra fonte combustível no aquecimento de aviários e salas de creche e para uso como energia elétrica. A composição do biogás é de: 50 a 70% de CH_4 , 30 a 40% de CO_2 e 2g de $\text{H}_2\text{S}\cdot\text{m}^{-3}$ (HENN, 2005; LAGRANGE, 1979). De acordo com La Farge (1995), a produção de biogás a partir dos dejetos suínos é de $0,45 \text{ m}^3\cdot\text{kg}^{-1} \text{ SV}^{-1}$.

A produção do biogás pode ser calculada por meio da quantidade de sólidos voláteis removidos, que representam cerca de 70% dos sólidos totais nos dejetos de suínos (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002). Os dejetos depois de um período de armazenamento (30 a 45 dias) nos biodigestores são armazenados por um período de 90 dias em esterqueiras para posterior aplicação no solo como biofertilizante.

No Brasil o modelo de biodigestor mais usado é o de lagoa anaeróbica coberta, que é uma unidade semelhante a uma esterqueira com uma cobertura para captar e armazenar o biogás, normalmente de Policloreto de Vinila (PVC) ou Polietileno de Alta Densidade (PEAD) (DAL MAGO, 2009; OLIVEIRA, 2004a).

I.2.3 TRATAMENTO DOS DEJETOS DA SUINOCULTURA POR COMPOSTAGEM

O tratamento dos dejetos por compostagem consiste no uso de um substrato (serragem ou maravalha), podendo conter uma camada de

calcário e fósforo, e uma camada de dejetos, sendo que a última camada deve ser de substrato. A decomposição nesse sistema de tratamento é obtida por processos físicos, químicos e bioquímicos e biológicos (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002).

No manejo dos dejetos na forma sólida o objetivo é promover a fermentação aeróbia dos resíduos (SARDÁ, 2009). O dejetos líquido é lançado fracionadamente sobre o leito da unidade de compostagem até a saturação líquida do substrato usado. A mistura permanece na unidade de compostagem por um período compreendido entre 2 a 3 meses, até sua maturação total (OLIVEIRA; HIGARASHI; NUNES, 2003).

Esse sistema de tratamento converte os dejetos líquidos de suínos para uma matriz sólida facilitando o seu manejo. Um aspecto positivo dessa forma de tratamento é o aproveitamento de materiais orgânicos de outras atividades agropecuárias como o uso de palha de café e bagaço de cana-de-açúcar (KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2005). Outra vantagem apontada por Sardá (2009), é a eliminação de grande parte da água contida nos dejetos, aumentando a concentração dos nutrientes e reduzindo o volume dos dejetos, necessidade de espaço para armazenamento e equipamentos necessários para seu transporte e distribuição. Ganhos que representam uma redução de custo para o produtor no momento de disposição final deste resíduo.

I.3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma metodologia estruturada, abrangente e um método padronizado que compila e avalia recursos consumidos, emissões relevantes e seus potenciais impactos no meio ambiente, na saúde humana e a depleção de recursos, que estão associados a um sistema de produto⁶ ao longo do seu ciclo de vida (EC-JRC, 2010a; ISO, 2006a).

Segundo a norma ISO (2006a), a ACV possibilita ao gestor auxílio:

- na identificação de oportunidades para melhorar os aspectos ambientais dos produtos em vários pontos de seu ciclo de vida;
- na tomada de decisões na indústria, organizações governamentais ou não governamentais (por exemplo, planejamento estratégico, definição de prioridades, projeto ou re-projeto de produtos ou processos);
- na seleção de indicadores pertinentes de desempenho ambiental, incluindo técnicas de medição; e
- no marketing (por exemplo, uma declaração ambiental, um programa de rotulagem ecológica ou uma declaração ambiental de produto).

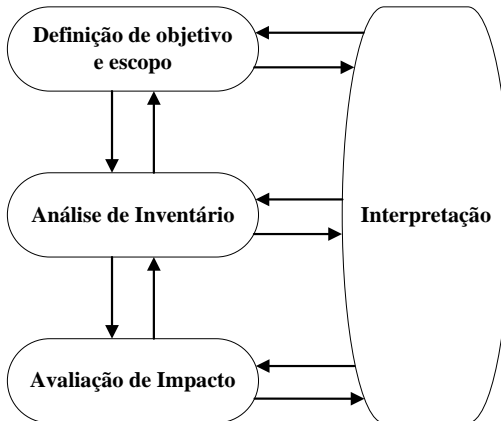
Ainda, de acordo com a norma (ISO, 2006a), um estudo de ACV é composto pelas seguintes fases (Fig I-2):

- Definição do objetivo e escopo da análise – nesta fase são definidos a razão principal para a condução do estudo, sua abrangência e limites, a unidade funcional, a metodologia e os procedimentos considerados necessários, para a garantia da qualidade do estudo;
- Análise do inventário do ciclo de vida (ICV) – é a fase da coleta de dados e quantificação de todas as variáveis envolvidas durante o ciclo de vida do produto;
- Avaliação dos impactos ambientais associados às entradas e saídas do sistema – nesta fase é realizado o processo de entendimento da relevância e a significância ambiental dos impactos, obtidos na análise do inventário;
- Interpretação dos resultados das fases de inventário e avaliação, levando-se em conta os objetivos do estudo – consiste na

⁶ Entende-se por produto nesta tese qualquer bem ou serviço.

identificação e análise dos resultados obtidos nas fases de inventário e/ou avaliação de impacto de acordo com o objetivo e o escopo previamente definidos para o estudo. Os resultados dessa fase podem tomar a forma de conclusões e recomendações aos tomadores de decisão.

Fig I-2. Fases de uma ACV.



Adaptado: ISO (2006a).

Conforme destacado pelas normas ISO 14040 e 14044 (ISO, 2006a, 2006b) e por Baumann e Tillman (2004), a ACV é um processo iterativo, na qual decisões tomadas no início do estudo podem não ser conhecidas plenamente, sendo completamente compreendida durante a condução do mesmo, deste modo, a interpretação deve estar presente em todas as fases da ACV.

I.3.1 ACV NA SUINOCULTURA

A revisão bibliográfica sobre ACV na suinocultura demonstrou que a literatura é toda estrangeira, embora Spies (2003), em sua tese realizada na Austrália, tenha realizado uma ACV simplificada de suínos e aves com dados catarinenses. Dentre os sistemas mais avaliados destacaram-se: a produção de suínos na Dinamarca (DALGAARD, 2007; HALBERG et al., 2008; KOOL et al., 2009; NGUYEN; HERMANSEN; MOGENSEN, 2011), Alemanha (BAUMGARTNER; DE BAAN; NEMECEK, 2008; HIRSCHFELD et al., 2008; KOOL et al., 2009; RECKMANN; TRAULSEN; KRIETER, 2013) e Grã-

Bretanha (DALGAARD, 2007; KINGSTON; FRY; AUMONIER, 2009; KOOL et al., 2009; WILLIAMS; AUDSLEY; SANDARS, 2006), sendo a maioria dos sistemas de manejo de dejetos na forma líquida dentro das instalações com posterior armazenamento em tanques cobertos.

De modo geral, a produção típica ou convencional de suínos na Europa é em sistemas confinados com pisos total/parcialmente ripados (aprox. 60% na Grã-Bretanha) em que os dejetos são manejados na forma líquida por um período médio de 180 dias de retenção hidráulica, sendo armazenados parte do tempo em calhas sob as ripas (25%) e o restante em tanques cobertos fora da instalação (75%), para posterior aplicação no solo como adubo orgânico (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; KINGSTON; FRY; AUMONIER, 2009; KOOL et al., 2009; NGUYEN; HERMANSEN; MOGENSEN, 2011; RECKMANN; TRAULSEN; KRIETER, 2013; WILLIAMS; AUDSLEY; SANDARS, 2006).

As diferenças no modelo de criação animal entre os países europeus estão na capacidade e tamanho das propriedades, na origem dos grãos utilizados como ração (importados '*landless farm*' ou produzidos na propriedade '*on-farm*'), e, no manejo dos dejetos que em determinadas propriedades são armazenados durante todo o período nas calhas sob os pisos ripados (DALGAARD, 2007; HALBERG et al., 2008; KINGSTON; FRY; AUMONIER, 2009; KOOL et al., 2009).

Na Austrália, local em que o modelo de contratação é semelhante ao sistema integrado de produção vertical no Brasil, Wiedemann et al. (2010), distinguem entre (i) cadeia produtiva do norte: sistema de criação de suínos sob pisos ripados com gestação, lactação, creche e terminação dentro de uma mesma propriedade (conhecido como ciclo completo no Brasil) com ração produzida fora da propriedade; (ii) cadeia produtiva do sul: o leitão é criado até o desmame em instalações de piso ripado, após o desmame é transportado para uma unidade de criação sob cama sobreposta, e por fim é transportado para as unidades de terminação na qual também é criado sob sistema de cama sobreposta até atingir peso para abate, a ração é fornecida por uma companhia contratante e os animais são encaminhados para um único abatedouro.

Analisando os trabalhos de Cederberg e Flysjö (2004), estes compararam três cenários de produção de suínos na Suécia, na qual (i) o cenário A possui foco no bem estar animal em um sistema que as matrizes e leitões são criados '*outdoor*' com acesso a grandes áreas ao ar livre e os suínos em terminação são confinados em camas de palha, a taxa de crescimento dos suínos é mais baixa nesse cenário; (ii) a preocupação ambiental é a prioridade no cenário B com alta eficiência

alimentar e com grande parte do alimento produzido dentro da propriedade, as instalações são de piso ripado equipadas com coletores de amônia, os grãos são produzidos com boas práticas agrícolas; e, (iii) o cenário C com foco na qualidade do produto a preços baixos, os cereais usados na ração são cultivados na propriedade e os alimentos usados como fontes de proteína são importados, a taxa de crescimento é alta com baixa quantidade de palha usada, sistema confinado de criação animal. Os dejetos são armazenados em tanques cobertos.

Kingston, Fry e Aumonier (2009), compararam seis cenários de produção de suínos da Grã-Bretanha: (i) sistema confinado de piso ripado; (ii) confinado de cama sobreposta; (iii) sistema ‘*outdoor*’; (iv) produtor A sistema confinado de piso ripado; (v) produtor B, confinado, piso ripado, com parte da alimentação animal sendo de resíduos líquidos da indústria de alimentos e com o tratamento dos dejetos por digestão anaeróbia; e, (vi) produtor C, produção de suíno orgânico com criação das matrizes e creches ‘*outdoor*’ e terminação em confinamento.

De modo similar Basset-Mens e van der Werf (2005), avaliaram três cenários de produção de suínos na França: (i) boas práticas agrícolas (GAP) que corresponde a atual produção intensiva (ou produção convencional) com alta densidade animal em instalações confinadas de piso-ripado; (ii) orgânico (OA) que corresponde criação de suínos com alimentação baseada em grãos da agricultura orgânica de acordo com a versão francesa das regras Europeias para produção animal orgânica e para produção de lavouras orgânicas; e, (iii) selo vermelho (RL) referente ao selo de qualidade “*Porc Fermier Label Rouge*”. Nos cenários OA e RL os porcos são criados ‘*outdoor*’ até o desmame, e depois em instalações de cama sobreposta de baixa densidade animal após o desmame, nestes sistemas também é priorizado o bem estar animal como no estudo de Cederberg e Flysjö (2004).

Comparações de desempenho ambiental entre sistemas convencionais e orgânicos de produção também foram temas de estudos de outros autores (KOOL et al., 2009; WILLIAMS; AUDSLEY; SANDARS, 2006). Já Halberg et al. (2008), analisaram somente sistemas de produção orgânico na Dinamarca: (i) matrizes e leitões criados ‘*outdoor*’ com acesso a áreas ao ar livre e terminação em sistemas confinados possibilitando o manejo dos dejetos na forma líquida evitando o risco de lixiviado; (ii) matrizes, leitões e suínos em terminação criados ‘*outdoor*’, sem coleta dos dejetos; (iii) nesse sistema os animais são criados em tendas – contendo 4 baias – em cima de camas sobrepostas em um piso de conchas sob a superfície do solo, em

que o acesso áreas ao ar livre é liberado para os animais quando adequado.

Sistemas de produção orgânico comumente são bem vistos pela sociedade, entendidos como menos agressivos ao meio ambiente, principalmente por não utilizarem (ou reduzirem) fertilizantes químicos e pesticidas. Estes sistemas também são vistos como alternativas de melhoria do bem-estar animal.

A ACV também tem sido utilizada na comparação de sistemas de produção em diferentes países (BAUMGARTNER; DE BAAN; NEMECEK, 2008; DALGAARD, 2007; KOOL et al., 2009). No tocante a avaliação ambiental de melhorias em sistemas consolidados, cita-se Nguyen, Hermansen e Mogensen (2011) que estudaram alternativas para redução das emissões melhorando parâmetros da produção animal, os cenários foram: (i) sistema convencional de produção de suínos; e (ii) produção com 25% do rebanho com alta eficiência, considerando aumento da eficiência alimentar de 7-8% e 10% o número de leitões/matriz/ano.

Percebeu-se que devido a natureza comparativa da metodologia da ACV, houve uma tendência nos estudos em comparar sistemas de criação, e de maneira mais simplificada diferentes manejos dos dejetos, como estudos desenvolvidos por Kingston, Fry e Aumonier (2009) e Nguyen, Hermansen e Mogensen (2011).

O Quadro I-2 apresenta de forma resumida a revisão bibliográfica sobre ACV na suinocultura, e as principais definições de cada estudo. Adicionalmente são informadas as definições da rotulagem ambiental tipo III, o *International EPD® system* (ENVIRONDEC, 2015). Este rótulo, conhecido como Declaração Ambiental de Produto (EPD)⁷, exige que o solicitante realize a ACV do produto. Para viabilizar a comparabilidade das diferentes ACVs, a EPD determina regras gerais que são descritas na Regra de Categoria de Produto (PCR), por exemplo, qual a abordagem de alocação que deve ser utilizada nos processos multifuncionais, entre outras definições. Deste modo, o entendimento das exigências da PCR é relevante, pois pode servir como um guia na condução de uma ACV.

⁷ *Environmental Product Declaration (EPD)* em inglês.

Quadro I-2. Revisão estudos ACV na suinocultura.

(continua)

País^a	Autor (es)	Sistema de produção	Unidade Funcional	Fronteira do sistema^b	Alocação no abate	Método AICV
BR	Spies (2003)	Convencional	1 ton suínos vivos	<i>Upstream e core</i>	-	Eco-Indicador 95
SE	Cederberg; Flysjö (2004)	<i>outdoor</i> /confinado – cama de palha Convencional	1 kg carne sem osso e gordura	<i>Upstream, core e downstream</i>	Econômica	-
FR	Basset-Mens; van der Werf (2005)	Convencional (GAP) Orgânico (OA) Red Label (RL)	1 kg suíno vivo ^c	<i>Upstream e core</i>	Econômica	CML-IA Cumulative energy demand
UK	Williams; Audsley; Sandars (2006)	Convencional Orgânico	1 ton carcaça suína	<i>Upstream, core e downstream</i>	Econômica	CML-IA
US	Schenck (2006)	Convencional	1 libra carne (carcaça)	<i>Upstream, core e downstream</i>	Sem alocação	US EPA FRED / BEES / NIST / IERE
DK / UK / NL	Dalgaard (2007)	Convencional	1 kg suíno (carcaça)	<i>Upstream, core e downstream</i>	Expansão sistema	EDIP
DK	Halberg et al. (2008)	Orgânico	1 kg suíno vivo	<i>Upstream e core</i>	-	EDIP 97
Média Europa	Weidema et al. (2008)	-	1 kg carcaça suína	<i>Upstream, core e downstream</i>	-	IMPACT 2002+ / EDIP2003
DE	Hirschfeld et al. (2008)	-	1kg suíno	<i>Upstream e core</i>	Econômica	IPCC 2001

Quadro I-2. Revisão estudos ACV na suinocultura.

País^a	Autor (es)	Sistema de produção	Unidade Funcional	Fronteira do sistema^b	Alocação no abate	Método AICV
DE / ES	Baumgartner; de Baan; Nemecek (2008)	Convencional	1 ton suínos vivos	<i>Upstream e core</i>	-	CML-IA / EDIP97
UK	Kingston; Fry; Aumonier (2009)	Convencional <i>Outdoor</i> Orgânico	1 kg suíno (peso carcaça)	<i>Upstream, core e downstream</i>	-	-
NL / UK / DE / DK	Kool et al. (2009)	Convencional Orgânico	1 ton carne fresca abatida	<i>Upstream, core e downstream</i>	Econômica	Pegada de Carbono
AU	Wiedemann et al. (2010)	Convencional	1 kg carcaça quente suína	<i>Upstream, core e downstream</i>	Massa	IPCC 2007
DK	Nguyen; Hermansen; Mogensen (2011)	Convencional	1 kg suíno (peso carcaça)	<i>Upstream, core e downstream</i>	Econômica	EDIP
DE	Reckmann; Traulsen; Krieter (2013)	Convencional	1 kg suíno (peso abate)	<i>Upstream, core e downstream</i>	-	CML-IA
-	Environdec (2015) (International EPD® system)	Convencional	1 kg carne embalada ^d	<i>Upstream, core e downstream</i>	Econômica	CML-IA

^a País: BR – Brasil; SE – Suécia; FR – França; UK – Reino Unido; US – Estados Unidos; DK – Dinamarca; NL – Holanda; DE – Alemanha; ES – Espanha; AU – Austrália.

^b Nesta tese: *Upstream* – cultivo de grãos e produção da ração; *Core* – criação animal e manejo de dejetos; *Downstream* – abate (transporte até porto p/ distribuição em Dalgaard (2007)).

^c Basset-Mens e van der Werf (2005) usaram duas unidades funcionais: kg de suíno e ha de terra ocupado.

^d Unidade declarada. *Upstream* – cultivo de grãos, produção da ração e criação animal; *Core* – abate; *Downstream* – distribuição, uso e destinação final de embalagens.

As principais categorias de impacto avaliadas nos estudos revisados para a produção de suínos e que serão detalhadamente descritas foram: mudanças climáticas⁸, eutrofização e acidificação. Outras categorias avaliadas pelos estudos pesquisados foram: demanda de energia (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; BAUMGARTNER; DE BAAN; NEMECEK, 2008; CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004; NGUYEN; HERMANSEN; MOGENSEN, 2011; RECKMANN; TRAULSEN; KRIETER, 2013; SPIES, 2003; WIEDEMANN et al., 2010; WILLIAMS; AUDSLEY; SANDARS, 2006), toxicidade terrestre (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; BAUMGARTNER; DE BAAN; NEMECEK, 2008), uso de pesticida⁹ (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004; WILLIAMS; AUDSLEY; SANDARS, 2006), depleção de recursos abióticos (CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004; KINGSTON; FRY; AUMONIER, 2009; SCHENCK, 2006; WILLIAMS; AUDSLEY; SANDARS, 2006), formação de oxidante fotoquímico (CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004; DALGAARD, 2007; HALBERG et al., 2008; SCHENCK, 2006), depleção do ozônio estratosférico (HALBERG et al., 2008; SCHENCK, 2006), pegada hídrica (WIEDEMANN et al., 2010), consumo de água¹⁰, toxicidade do ar, toxicidade aquática, depleção do solo, uso de antibióticos, uso de hormônios, organismos geneticamente modificados (SCHENCK, 2006).

O conhecimento das escolhas metodológicas na condução de uma ACV é importante quando se pretende realizar uma comparação devido a sensibilidade que a variação das escolhas (por ex. alocação) podem causar nos resultados finais. Zanghelini et al. (2012), estudaram os efeitos da escolha do método de AICV e constataram que em uma análise comparativa entre sistemas de produto, o pesquisador precisa

⁸ Nesta tese, potencial de aquecimento global (*global warming potential*), mudanças climáticas (*climate change*) e pegada de carbono, representam a mesma categoria de impacto, pois todas utilizam o modelo de caracterização do IPCC e mesmo indicador de categoria (Forçamento radioativo infravermelho, $W \times yr \cdot m^{-2}$), expresso em kg CO₂ eq. Diferenças de nomenclatura estão associadas ao método de AICV na qual se referem, e.g. potencial de aquecimento global (método CML-IA) e mudanças climáticas (método ReCiPe 2008).

⁹ Esta categoria é em nível de inventário, i.e. não é realizada a caracterização, os valores são apresentados por kg do ingrediente ativo no pesticida.

¹⁰ Consumo de água e usos de antibióticos, hormônios e organismos geneticamente modificados são categorias em nível de inventário, i.e., indicadores de categoria são por massa de água, antibióticos, hormônios e organismos geneticamente modificados.

conhecer os detalhes dos métodos utilizados, atento principalmente às substâncias envolvidas na categoria de impacto e os fatores de caracterização utilizados.

I.3.1.1 Impactos da produção de suínos nas mudanças climáticas

Os impactos nas mudanças climáticas da produção de suínos, quando consideradas as etapas do ciclo de vida até o abate, têm sido causados principalmente pela etapa de produção de ração com participações que variam entre 50-78% (BAUMGARTNER; DE BAAN; NEMECEK, 2008; DALGAARD, 2007; KINGSTON; FRY; AUMONIER, 2009; KOOL et al., 2009; NGUYEN; HERMANSEN; MOGENSEN, 2011; RECKMANN; TRAULSEN; KRIETER, 2013; SPIES, 2003), enquanto na etapa de criação animal as emissões da fermentação entérica e dos dejetos representam 12-30% (KOOL et al., 2009; NGUYEN; HERMANSEN; MOGENSEN, 2011; RECKMANN; TRAULSEN; KRIETER, 2013).

De maneira contrária, para a cadeia produtiva dos suínos no norte da Austrália Wiedemann et al. (2010) indicaram o manejo dos dejetos como principal responsável pelos impactos sobre mudanças climáticas devido as emissões de CH₄, seguido pelas emissões de N₂O da produção de grãos. Destaca-se neste sistema produtivo o longo período em que os dejetos ficam armazenados, o que explica em grande parte as maiores emissões de metano.

No manejo dos dejetos, o potencial de causar as mudanças climáticas tem sido relacionado principalmente às emissões de CH₄ seguido pelo N₂O (BAUMGARTNER; DE BAAN; NEMECEK, 2008; DALGAARD, 2007; NGUYEN; HERMANSEN; MOGENSEN, 2011; RECKMANN; TRAULSEN; KRIETER, 2013). Percebe-se que embora o potencial do N₂O seja maior, o metano é emitido em maiores quantidades.

Quando comparados os sistemas de produção convencional e orgânico (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; KOOL et al., 2009), constataram que o orgânico, embora entendido como menos impactante, para mudanças climáticas ele é pouco efetivo, provavelmente pelo desempenho zootécnico inferior ao sistema convencional. De maneira contrastante (WILLIAMS; AUDSLEY; SANDARS, 2006), concluíram que a maioria dos danos ambientais da carne suína orgânica foram menores quando comparados com a carne do sistema convencional.

Em sistemas de produção orgânico ou que privilegiem o bem-estar animal, como por exemplo, no cenário selo de qualidade (RL) francês, o elevado potencial de causar mudanças climáticas está associado as emissões de N_2O da cama sobreposta na etapa de terminação (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005). Conclusões similares são apresentados no trabalho de Kool et al. (2009).

Diante do exposto, os sistemas convencionais aparentam emitir maior quantidade de metano devido ao armazenamento dos dejetos nas calhas sob os pisos ripados e pela metanogênese nos tanques/lagoas de armazenamento. Entretanto os sistemas de cama sobreposta apesar de emitirem menores quantidades de metano, aumentam a emissão do óxido nítrico que possui potencial de aquecimento global muito superior, quando comparados por kg de suíno produzido.

Cabe destacar que nos cenários com cama sobreposta ou na qual os dejetos são manejados na forma sólida com uso da compostagem não são considerados benefícios da fixação de carbono no substrato utilizado para o tratamento dos dejetos, a mesma abordagem tem sido utilizada em vários outros estudos (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012). Este tema tem sido amplamente discutido na comunidade científica, e depois de vários debates, foi decidido que na ACV a melhor abordagem é não considerar o CO_2 biogênico (VOGTLÄNDER; VELDEN; LUGT, 2014). De maneira similar a nova norma de Pegada de Carbono ISO 14067 também não considera estas emissões/captura.

A lógica desta abordagem, é que embora produtos oriundos da madeira sejam considerados como sequestradores de carbono, eles representam somente sumidouros temporários (BRANDÃO et al., 2013; BRANDÃO; LEVASSEUR, 2011). Especificamente na ACV esse pressuposto está associado ao *status-quo* da metodologia, na qual não são consideradas o tempo em que as emissões ocorrem, e desta maneira, também não são considerados créditos para o período em que o carbono está armazenado nos produtos de madeira, dado que em determinado momento o carbono será novamente lançado na atmosfera (BRANDÃO; LEVASSEUR, 2011).

Nos últimos anos, tem se discutido a possibilidade de considerar algum crédito devido a este estoque temporário de carbono em produtos de madeira ou baseado em sistemas biológicos (BRANDÃO et al., 2013; BRANDÃO; LEVASSEUR, 2011; VOGTLÄNDER; VELDEN; LUGT, 2014). Os guias do *International Reference Life Cycle Data System* (ILCD) e a PAS 2050 deixam em aberto a possibilidade de creditar os benefícios do estoque temporário de CO_2 biogênico,

deixando esta abordagem como opcional (BSI, 2011; EC-JRC, 2010a; VOGTLÄNDER; VELDEN; LUGT, 2014).

No entanto, apesar de vários esforços e do desenvolvimento de métodos robustos que considerem o desconto do *atraso das emissões*¹¹, atualmente não existe um consenso em como considerar as remoções temporárias de carbono ou sua emissão na ACV e na Pegada de Carbono (BRANDÃO et al., 2013; BRANDÃO; LEVASSEUR, 2011). Ainda, de acordo com Vogtländer, Velden e Lugt (2014), os métodos do ILCD e da PAS 2050 resultam em uma superestimativa dos benefícios da fixação temporária de CO₂ biogênico, contrário ao princípio da precaução exigido em estudos de ACV, e por isso devem ser evitados.

Deste modo, na presente tese optou-se por não considerar os potenciais créditos da armazenagem temporária de carbono na serragem utilizada no cenário de manejo de dejetos por compostagem, e que, até certo ponto, esta decisão possui influência no resultado, uma vez que, a serragem utilizada por este cenário poderia representar um crédito temporário como fixador de carbono.

No tocante a etapa industrial, o abate em todos os estudos foi a fase que menos contribuiu para as emissões de CO₂ eq. com contribuições variando entre 4-7% do total por kg suíno⁻¹ (DALGAARD, 2007; KINGSTON; FRY; AUMONIER, 2009; NGUYEN; HERMANSEN; MOGENSEN, 2011; RECKMANN; TRAULSEN; KRIETER, 2013). Os impactos nesta etapa, são causados pelo consumo de energia para processamento, armazenamento em câmara fria e o transporte dos suínos da propriedade.

Percebe-se que existe um consenso no estado da arte sobre a importância do aumento do desempenho no cultivo de grãos e melhoria na eficiência alimentar na criação animal, pois a maioria dos estudos apontaram a ração como principal responsável do potencial de mudanças climáticas.

I.3.1.2 Potencial de eutrofização na produção de suínos

Para eutrofização o cultivo de grãos para a fabricação da ração é a etapa mais impactante do ciclo de vida na produção de suínos (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; BAUMGARTNER; DE BAAN; NEMECEK, 2008; CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004; DALGAARD, 2007; RECKMANN; TRAULSEN; KRIETER, 2013). Resultados um pouco diferentes foram obtidos por (KINGSTON; FRY;

¹¹ Tradução literal de *delayed emissions*.

AUMONIER, 2009; SPIES, 2003), apontando o manejo de dejetos como principal responsável pelas emissões eutrofizantes seguido pela produção da ração.

As emissões de nitrato (NO_3) pela aplicação de fertilizantes químicos e orgânicos é o principal responsável pelos impactos nesta categoria, seguido das emissões de amônia (NH_3) pela volatilização do N nos dejetos (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; BAUMGARTNER; DE BAAN; NEMECEK, 2008; CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004; DALGAARD, 2007).

Segundo Basset-Mens e van der Werf (2005) com práticas de cultivos intercalados é possível diminuir o impacto do nitrato nos cultivos, enquanto que as emissões de NH_3 provenientes do N presente nos dejetos podem ser reduzidas por medidas nutricionais e também durante os estágios de gestão dos dejetos.

Percebe-se que esforços devem ser realizados no sentido de reduzir o N na forma de nitrato lixiviado nos campos e a amônia emitida dos dejetos de suínos, sendo que a contribuição do P foi baixa nos estudos revisados, conforme destacado por Dalgaard (2007).

I.3.1.3 Potencial de acidificação na produção de suínos

A etapa de criação animal juntamente com o manejo de dejetos são apontados como principais responsáveis pelos impactos associados a esta categoria de impacto, com a participação variando entre 59-84% (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; DALGAARD, 2007; KINGSTON; FRY; AUMONIER, 2009; RECKMANN; TRAULSEN; KRIETER, 2013; SPIES, 2003).

A emissão de NH_3 durante a aplicação dos dejetos no solo e a volatilização dentro das instalações e no armazenamento dos dejetos é a principal fonte poluente com potencial de acidificação (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; BAUMGARTNER; DE BAAN; NEMECEK, 2008; KINGSTON; FRY; AUMONIER, 2009; RECKMANN; TRAULSEN; KRIETER, 2013). O restante é gerado pelas emissões do óxido nitroso e dióxidos sulfúricos causados pelo consumo de energia (DALGAARD, 2007; KINGSTON; FRY; AUMONIER, 2009), embora estas sejam pouco significantes (KINGSTON; FRY; AUMONIER, 2009).

O uso de técnicas modernas de filtragem da ventilação do ar para captação da amônia nas instalações, assim como eficientes técnicas para a aplicação dos dejetos podem levar a uma significativa redução do potencial de acidificação, como demonstrado por Cederberg e Flysjö

(2004). O filtro da ventilação do ar capta as emissões da amônia em até 75% e após serem lavados são transformados em sulfato de amônia e tratados como dejetos (CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004).

I.3.2 SENSIBILIDADE E INCERTEZAS EM ESTUDOS DE ACV

Uma das principais dificuldades apontada na comparação de resultados de uma ACV está na incerteza gerada pela natureza intensiva dos dados que restringem as conclusões de um estudo; no uso de uma ou de diferentes categorias de impacto que pode mascarar uma visão mais ampla do impacto ambiental de um produto (ex. esconder *trade-offs*); e, nas escolhas metodológicas e os pressupostos assumidos que são subjetivos, i.e., dependendo das escolhas do especialista em ACV a comparação pode ser prejudicada (FINNVEDEN et al., 2009; RECKMANN; TRAUlsen; KRIETER, 2012). Ainda, a comparação de estudos é limitada pelas diferentes interpretações que a norma permite.

As incertezas na ACV podem ser classificadas em três grupos: (i) incertezas nos parâmetros, as relacionadas aos valores de entrada (erros de medição, variabilidade e ou escassez de dados); (ii) incertezas do cenário, se referem às escolhas na definição e modelagem dos cenários (inclui escolhas metodológicas); e, (iii) incertezas do modelo, devido aos modelos matemáticos usados na tentativa de expressar a realidade (ex. fatores de emissão, métodos de AICV) (HUIJBREGTS et al., 2003; LLOYD; RIES, 2007).

Para diminuir as incertezas na tomada de decisão, a norma recomenda que as entradas e saídas de um estudo sejam submetidas a análises de sensibilidade e incertezas. Por exemplo, em situações na qual mais de um procedimento de alocação for aplicável, uma análise de sensibilidade deve ser conduzida para explicitar as consequências nos resultados da alteração da abordagem de alocação (ISO, 2006b).

A ISO 14044 define a análise de incertezas como um procedimento usado para avaliar como a imprecisão nos dados e pressupostos pode afetar a confiabilidade dos resultados, enquanto que, a análise de sensibilidade é utilizada para determinar o quanto mudanças nos dados e escolhas metodológicas podem afetar os resultados (ISO, 2006b). Deste modo, pode-se dizer que a análise de sensibilidade auxilia na verificação da consistência dos dados usados e dos pressupostos assumidos.

Segundo Coelho e Brito (2013), a análise de sensibilidade é importante quando os dados de entrada em um inventário estão sujeitos

a incertezas, o que em estudos de ACV é comum devido a natureza complexa desta metodologia.

A ACV é um método quantitativo que tem como finalidade modelar sistemas complexos, tais como o ecossistema industrial (i.e., tecnosfera) e sua relação com a biosfera (CLAVREUL et al., 2013; MULLER et al., 2014). Desta maneira, os resultados da ACV dependem de muitas escolhas e grandes quantidades de dados, agregando incertezas devido a falta de conhecimento da dinâmica real do mecanismo ambiental (CLAVREUL et al., 2013; MULLER et al., 2014).

Diante desta complexidade, Reap et al. (2008a; 2008b), destacaram quinze principais problemas relacionados a metodologia, dividindo-os pelas fases da ACV (ver Fig I-2, página 42). No Quadro I-3 podem ser visualizados os principais problemas relacionados com a definição de objetivo e escopo e análise de inventário de ciclo de vida. Enquanto o Quadro I-4 apresenta os problemas associados a avaliação de impactos e a interpretação dos resultados da ACV.

Segundo Reap et al. (2008b), os principais problemas na etapa de definição de objetivo e escopo ocorrem de três escolhas metodológicas: unidade funcional, fronteira de sistema, e inclusão ou exclusão de aspectos econômicos e sociais, enquanto na análise de ICV, estes problemas estão relacionados à alocação.

A unidade funcional (UF) em um estudo de ACV representa o “desempenho quantificado de um sistema de produto para utilização como uma unidade de referência” (ISO, 2006a), i.e., os dados coletados na fase de ICV deverão ser tratados e quantificados para representar a quantidade de insumos necessários para atender a esta UF. Esse elemento é obrigatório em estudos de ACV, pois garante a comparação dos resultados de diferentes cenários, e é definido a partir da função de um produto. A escolha de uma UF não é uma tarefa simples, pois um produto frequentemente desempenha mais de uma função, e algumas são difíceis de serem quantificadas (BAUMANN; TILLMAN, 2004).

Quadro I-3. Principais incertezas associadas às etapas de: definição de objetivo e escopo e análise de inventário da ACV.

Fase da ACV	Problema	Descrição
<p><i>Definição de Objetivo e Escopo</i></p>	<p><i>Definição da Unidade Funcional (UF)</i></p>	<p>Diferentes UF para um mesmo sistema de produto pode ocasionar resultados muito diferentes. Erros podem ocorrer por não refletir com precisão a real função de um produto, além de ser difícil quantificar funções que acrescentam qualidade ao produto (e.g. sabor em alimentos, conforto em automóveis).</p>
	<p><i>Seleção da fronteira do sistema</i></p>	<p>Problemas relacionadas a interpretação da norma, pois não é estabelecido um limite mínimo para um estudo, tomando possível que alguns estudos sejam demasiadamente simplificados não considerando importantes etapas de ciclo de vida de um produto e/ou processo (ver discussão em Zanghelini (2013)).</p>
	<p><i>Avaliação Social e Econômica do Ciclo de Vida</i></p>	<p>Estudos de ACV normalmente não levam em consideração aspectos econômicos e sociais, que em uma comparação de produtos poderiam inviabilizar um produto com desempenho ambiental favorável, limitando a capacidade da ACV no auxílio a tomada de decisão.</p>
	<p><i>Pressupostos na consideração de cenários alternativos</i></p>	<p>Os cenários modelados em uma ACV influenciam todas as fases subsequentes do estudo (ex. quanto tempo deve ser considerado o impacto da transformação de terra natural para afins antropogênicos: 10, 20, 30 anos?). Projeção de cenários futuros que indiquem preferência do consumidor ou mesmo substituição de uma determinada matéria-prima podem gerar resultados que não reflitam a realidade.</p>
	<p><i>Alocação</i></p>	<p>Problemas em determinar com precisão a participação nos impactos ambientais em processos multifuncionais, i.e., com produção simultânea de dois produtos (e.g. óleo e farelo de soja).</p>
	<p><i>Corte de dados (cut-off)</i></p>	<p>Normalmente as decisões são tomadas sem conhecimento empírico da real contribuição de um processo, outro ponto crítico é que muitos cortes de processos considerados como de pequena contribuição, se somados, podem ter uma parcela significativa das cargas ambientais no resultado final.</p>
<p><i>Análise de Inventário</i></p>	<p><i>Especificação técnica local</i></p>	<p>Uso de dados <i>background</i> de outras realidades para modelagem. As tecnologias para extração de matérias-primas, produção, distribuição e destinação final de um produto podem variar conforme a localização da produção. Essas características locais afetam a quantidade de recursos demandados e o aproveitamento dos mesmos.</p>

Baseado em: Reap et al. (2008b).

Quadro I-4. Principais incertezas associadas às etapas de: avaliação de impacto e interpretação da ACV.

Fase da ACV	Problema	Descrição
Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida	<i>Seleção da categoria de impacto</i>	Transformar uso de recursos e emissões em impactos ambientais é uma das etapas mais desafiadoras de um estudo de ACV, existem vários modelos de classificação e caracterização de impactos (BARE et al., 2003; GOEDKOOOP et al., 2013; GOEDKOOOP; SPRIENSMASMA, 2001; GUINEE et al., 2002; HAUSCHILD; POTTING, 2005; UDO DE HAES et al., 2002). Cada metodologia de AICV, dependendo do conjunto de métodos usados pode gerar diferentes resultados.
	<i>Variação espacial</i>	Uso de métodos globais, o que não reflete a realidade do produto avaliado, uma vez que, a geologia, topografia, uso e ocupação de terra e condições climáticas não são as mesmas para cada região.
	<i>Características ambientais locais</i>	Problemas relacionados a condições típicas de um determinado local, como textura do solo, pH.
	<i>Dinâmica do meio ambiente</i>	O meio ambiente possui uma dinâmica difícil de ser modelado, o tempo, quantidade e horário que um poluente é emitido influencia no impacto ambiental final.
	<i>Horizonte de tempo</i>	Os métodos de AICV caracterizam os impactos em um horizonte de tempo, que muitas vezes é difícil de ser modelado por falta de conhecimento (ex. qual o tempo do efeito da emissão que deve ser considerado: 20, 100 ou 500 anos).
Interpretação	<i>Subjetividade nos valores de ponderação</i>	É frequente em estudos comparativos de ACV uma opção ser melhor para determinadas categorias de impacto e apresentar desempenho menos favorável para outras, para identificar a opção mais preferível são acrescentadas pesos as diferentes categorias de impacto, o que acrescenta subjetividade.
	<i>Incerteza nos processos de decisão</i>	ACV é uma metodologia de auxílio a decisão e seus resultados não necessariamente refletem a realidade dos impactos de um produto. Existem muitas fontes de incerteza em um estudo de ACV, portanto, conforme recomenda a norma é preciso realizar uma análise de sensibilidade e/ou uma avaliação de incertezas para diminuir as incertezas nos processos de decisão.
Qualidade dos dados		Problema que afeta todas as fases (ver Quadro I-6)

Baseado em: Reap et al. (2008a).

Exemplos em que os resultados da ACV podem ser alterados de acordo com a definição da UF podem ser encontrados em (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; PRUDÊNCIO DA SILVA, 2011; PRUDÊNCIO DA SILVA et al., 2014; RENOUE et al., 2008). Nestes estudos foram comparados diferentes sistemas considerando duas UFs (kg de carne *versus* 1 hectare de área usada – em Basset-Mens e van der Werf (2005)), enquanto (PRUDÊNCIO DA SILVA, 2011; PRUDÊNCIO DA SILVA et al., 2014) comparam kg de carne com a função de retorno econômico (i.e. 1000€ de receita). Em ambos trabalhos, dependendo da UF, foram observadas inversão dos cenários mais favoráveis com relação a redução dos impactos ambientais. Entretanto, no estudo realizado por Renou et al. (2008), a variação da UF não alterou as conclusões da ACV, embora tenham alterados os valores absolutos.

Com relação a alocação, a norma ISO 14040 define como “repartição dos fluxos de entrada ou saída de um processo ou sistema de produto entre o sistema de produto em estudo e outro (s) sistema (s) de produto (s)” (ISO, 2006a). Portanto, a alocação é a atribuição das cargas ambientais associadas aos diferentes produtos que são produzidos paralelamente em um mesmo processo elementar. De acordo com Baumann e Tillman (2004), a alocação é necessária em:

- Processos elementares com múltiplas saídas;
- Em processos de tratamento de resíduos com múltiplas entradas de produtos, ex., em aterros na qual são dispostos uma ampla variedade de produtos e que resultam em um mesmo lixiviado, neste caso, quanto de lixiviado é proveniente de resíduos alimentares?
- Em reciclagem de ciclo-aberto em que um subproduto é reciclado em um produto diferente, uma vez que pode envolver a perda de qualidade.

A escolha do procedimento de alocação em processos multifuncionais é a questão mais controversa em estudos de ACV (CHERUBINI; STRØMMAN; ULGIATI, 2011; WEIDEMA; SCHMIDT, 2010). A norma recomenda que sempre que possível seja evitado o uso da alocação por meio da expansão do sistema (ISO, 2006b). 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 na norma ISO e muitas vezes também não é fácil de ser aplicada (PELLETIER et al., 2015). A falta de

transparência da ISO quanto às razões para a hierarquia das recomendações também é um ponto criticado (PELLETIER et al., 2015).

A escolha da abordagem preferível é tão controversa que as hierarquias de abordagem para lidar com processos multifuncionais diferem entre metodologias desenvolvidas com base na ISO 14040-44, como pode ser observado no *Greenhouse Gas Protocol* (WRI/WBCSD, 2011), na PAS 2050 (BSI, 2011) e na norma francesa BP X30-323 (ADEME, 2010), para maiores detalhes neste tópico veja Pelletier et al. (2015).

Na comunidade científica podem ser identificadas três diferentes escolas com relação ao entendimento da melhor abordagem para lidar com processos multifuncionais: (i) defensores da modelagem consequencial, i.e., expansão do sistema; (ii) abordagem com base nas ciências naturais (privilegiando soluções de alocação de causalidade física); (iii) abordagem com base nas ciências socioeconômicas (privilegiando alocação econômica) (PELLETIER et al., 2015).

Cada abordagem apresenta suas vantagens e desvantagens e consequentemente tem seus defensores e críticos (tema descrito detalhadamente em Pelletier et al. (2015)). De acordo com Heijungs e Guinée (2007), o uso da expansão do sistema e/ou o método de substituição¹² é baseado em um número grande de pressupostos, e que, como uma ferramenta científica, não deveria ser colocado como a primeira opção. De maneira contrastante, Weidema e Schmidt (2010), defendem que somente na expansão do sistema os balanços de carbono e energia são respeitados.

Dentre as diferentes opiniões e lógicas por trás das diferentes escolas, entende-se que a melhor definição é a de Guinée, Heijungs e Huppes (2004):

O problema da multifuncionalidade é um artefato do querer isolar uma função das demais. Como artefatos só podem ser tratados de maneira artificial, não existe uma maneira ‘correta’ de resolver o problema de multifuncionalidade, nem mesmo na teoria.

¹² Alguns autores argumentam que a expansão do sistema e o método de substituição são conceitos equivalentes (EKVALL; FINNVEDEN, 2001; EKVALL; TILLMAN, 1997; TILLMAN et al., 1994). Embora, equivalente não significa igual, assim como, também não irá gerar os mesmos resultados, os conceitos podem ser compatíveis (HEIJUNGS, 2014; WARDENAAR et al., 2012).

Neste caso, cabe novamente ao julgamento do especialista em ACV definir qual a melhor abordagem para lidar com problemas de multifuncionalidade em processos elementares. Diante disso, a justificativa pela abordagem utilizada apresentando os pressupostos por trás da escolha torna-se um elemento importante para a consistência da ACV sob análise, o que não ocorre na maioria dos casos como identificado por Pelletier et al. (2015).

Percebe-se na literatura esforços para diminuir e compreender as incertezas geradas pela escolha da abordagem de alocação, entre outros pontos de incerteza, tais como dados e definição dos métodos de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV). Neste sentido, o uso de análises de sensibilidade é muito comum para demonstrar a diferença dos resultados de ACV de acordo com a abordagem utilizada para lidar com problemas de multifuncionalidade. Por exemplo, Cederberg e Flysjö (2004), por meio de uma análise de sensibilidade avaliaram a influência de dois procedimentos de alocação: econômica (cenário base) e por massa. As autoras também simularam um cenário em que todos os impactos da produção de grãos são destinados ao farelo de soja e canola. Os resultados demonstraram que variando os procedimentos de alocação os impactos no uso de energia podem aumentar em até 4%. E quando não considerada a alocação dos subprodutos do processamento dos grãos, o uso de energia teve um aumento de até 11%.

Já Wiedemann et al. (2010), conduziram uma análise de sensibilidade nos procedimentos de alocação e nos fatores de emissão utilizados para o cálculo do metano e do óxido nitroso. Os resultados apontaram que a sensibilidade na alocação pode gerar uma variação de até +16% para alocação econômica e -26% para expansão do sistema para os resultados dos impactos de mudanças climáticas do cenário base.

Análises de sensibilidade na abordagem de alocação também foram realizadas por Cherubini, Strømman e Ulgiati (2011) para uma biorrefinaria lignocelulósica, demonstrando que os resultados não alteraram o ranking nos impactos dos coprodutos, embora tenham apresentado diferenças na importância relativa de cada coproduto, em termos de emissões de gases de efeito estufa (GEE). Curran (2007), em um estudo hipotético analisou várias abordagens de alocação e demonstrou que o ranking na comparação de cenários não é alterado para aquele caso em específico, i.e., o produto A é preferível ao B, independente da metodologia de alocação. Resultados parecidos foram obtidos por Kaufman et al. (2010).

Com relação as duas últimas fases de um estudo de ACV (Quadro I-4), as maiores fontes de incertezas estão associadas a etapa de

avaliação de impacto, principalmente devido a variação espacial e as especificidades ambientais locais consideradas em cada metodologia usada pelos métodos de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) (REAP et al., 2008b).

A AICV tem como finalidade transformar os aspectos ambientais descritos no inventário do ciclo de vida em potenciais impactos ou danos ambientais. Para tanto, são utilizadas metodologias que modelam o caminho entre a emissão/consumo de uma substância/matéria-prima dentro do mecanismo ambiental (EC-JRC, 2010b).

Dentro da cadeia de causa-efeito os aspectos ambientais podem ser transformados em indicadores *endpoint* e representam os danos nas áreas de proteção (AoP), enquanto os indicadores *midpoint* ou potenciais impactos ambientais são modelados considerando o caminho percorrido pela substância/matéria-prima até um determinado ponto dentro da cadeia de causa-efeito.

Atualmente, existem vários métodos de AICV desenvolvidos para serem utilizados em estudos de ACV, utilizando tanto abordagens em nível *midpoint* e *endpoint* ou combinando ambas abordagens (HAUSCHILD et al., 2013). Estes métodos são desenvolvidos considerando diferentes modelos de caracterização e assumindo as características de diferentes regiões. Logo, a escolha pelo método de AICV influencia os resultados do estudo, pois a variabilidade e especificidade local variam nos modelos de caracterização de cada método. No Quadro I-5 são descritos os métodos de AICV mais comumente utilizados em estudos de ACV e sua representatividade.

Quadro I-5. Métodos de AICV disponíveis.

Método	Abordagem	Representatividade
CML-IA	<i>midpoint</i>	Global, exceto para acidificação e formação ozônio fotoquímico (Europa)
Eco-Indicator 99	<i>endpoint</i>	Europa
EDIP97 e EDIP2003	<i>midpoint</i>	Global (EDIP97) / Europa (EDIP2003)
EPS 2000	<i>endpoint</i>	Global, exceção impactos na biodiversidade (Suécia)
IMPACT 2002+	<i>midpoint/endpoint</i>	Europa
LIME	<i>midpoint/endpoint</i>	Japão
LUCAS	<i>midpoint</i>	Canadá
ReCiPe	<i>midpoint/endpoint</i>	Europa
Swiss Ecoscarcity 07	<i>endpoint</i>	Suíça
TRACI	<i>midpoint</i>	América do Norte
MEEuP	<i>midpoint</i>	Europa
USEtox	<i>midpoint</i>	Global
Ecological footprint	<i>endpoint</i>	Global
ILCD 2011	<i>midpoint</i>	Europa

Nota: A lista não é exaustiva, havendo outros métodos disponíveis de AICV.

Adaptado: EC-JRC (2010c).

Diante deste contexto, o *Joint Research Centre* (JRC) por meio de um projeto que contou com a colaboração de especialistas em ACV, desenvolvedores dos métodos, especialistas da Comissão Europeia, representantes da indústria e *stakeholders* em geral, realizou uma avaliação dos métodos existentes para indicar as melhores práticas existentes (HAUSCHILD et al., 2013). O resultado do projeto foi uma série de guias publicados (EC-JRC, 2010b; 2010c; 2011; 2012) e pode ser resumido em um método de AICV (ILCD 2011, Quadro I-5) que reúne as categorias de impacto em nível *midpoint* que são consideradas satisfatórias e podem ser utilizadas com algumas ressalvas.

Na literatura científica, a importância de validar os resultados de uma ACV aplicando diferentes métodos de AICV tem sido destacada por Bovea e Gallardo (2006). Os autores, amparados por uma análise de sensibilidade dos métodos de AICV em indicadores de pontuação única, demonstraram que podem ser esperadas alterações no ranqueamento dos cenários de acordo com o método utilizado.

Análises de sensibilidade similares nos métodos de AICV na qual foram observadas alterações no ranking de cenários foram realizadas por

(CAVALETT et al., 2013; DREYER; NIEMANN; HAUSCHILD, 2003; NIERO et al., 2014).

Utilizando uma abordagem semelhante, Patterson et al. (2011), conduziram uma análise de sensibilidade comparando o método Eco-indicator 99 H/A com abordagem *endpoint* (i.e, normalização e ponderação), com o CML 2 (2001 *baseline*) método sem ponderação em nível *midpoint*. Embora a ordem entre o cenário mais favorável em relação ao menos favorável não tenha alterado, os autores concluíram que dependendo do método a diferença em desempenho ambiental diminui significativamente. Conclusões iguais foi obtida por Owsianiak et al. (2014), comparando três métodos de AICV em nível *midpoint*. Os resultados não demonstraram diferenças aparentes no ranking dos cenários, embora a diferença nos *scores* dos indicadores foi acima de 3 ordens de magnitude para algumas categorias de impacto.

Renou et al. (2008), visando entender como a robustez do estudo pode ser afetada pelos modelos de caracterização, realizaram uma análise de contribuição por etapas do ciclo de vida considerando 5 métodos de AICV. Os resultados demonstraram que os métodos convergiram para indicar a etapa com maior participação nos impactos ambientais, exceção a categoria de toxicidade, na qual houve grande variabilidade dos resultados, levando a conclusões opostas quanto a etapa mais impactante.

De acordo com Zhou, Chang e Fane (2011), algumas razões para as divergências dos resultados em uma análise de sensibilidade dos métodos de AICV são: nível de cobertura de diferentes fluxos de materiais, diferentes modelos de caracterização e diferenciação das intervenções ambientais entre os métodos de AICV.

No tocante as fontes de incerteza relacionada com a qualidade de dados e a escolha dos modelos utilizados na ACV, o Quadro I-6 apresenta de maneira detalhada alguns dos resultados encontrados por Benedet (2007).

Quadro I-6. Tipos e fontes de incertezas

	Tipo de Incertezas		Fases ACV (Fig I-2)
	Incetezas dos parâmetros	Imprecisão de dados	Os instrumentos utilizados para análise dos processos estudados podem gerar imprecisão nos resultados coletados.
Falta de dados		Devido a complexidade e quantidade de dados necessários para avaliação de um sistema de produto, alguns processos podem estar além do alcance do pesquisador.	2
Lacuna de dados		Vinculado à falta de dados, a lacuna nos dados ocorre devido à variação do período de amostragem, no qual, são coletados os dados relevantes ao estudo de ACV. Pode também aparecer na perda ou descarte de dados por algum motivo.	2
Dado não representativo		Dados que não representam completamente a realidade do estudo. Quando são utilizados dados de processos semelhantes para preencher a falta de dados, estes podem ser pouco representativos devido: ano de coleta, de origem geográfica diferente, ou desempenho técnico inadequado.	2
Variabilidades	Variabilidade temporal	Dados de alguns anos atrás podem não representar o atual sistema avaliado tão bem, quanto à utilização de dados mais recentes.	2
	Variabilidade espacial	Dados de regiões diferentes do estudo em questão podem possuir características diferentes, mesmo que para parâmetros iguais.	2
	Variabilidade tecnológica	Relativo às tecnologias utilizadas no estudo e diferenças no desempenho entre processos equivalentes ao do sistema estudado (e.g. variações específicas em processos técnicos comparáveis).	2
Incetezas de modelo	Utilização de modelos impróprios podem não representar a realidade do estudo.	1 e 3	
Incetezas devido às escolhas	Quando se lida com escolhas, estas geram incerteza nos resultados finais, por exemplo, escolha dos limites do sistema, métodos de distribuição, metas de qualidade, etc.	1	
Incetaza subjetiva	Também conhecida como epistemológica, surge por não saber realmente o que irá acontecer. É uma falta de conhecimento no sistema comportamental ou de aspectos relevantes ao sistema estudado, por exemplo, a previsão do comportamento ao longo do tempo ou a caracterização de impactos potenciais.	3	
Enganos	Em qualquer fase de uma ACV, ou qualquer outro estudo, enganos podem ocorrer e isto gera incertezas.	1; 2; 3 e 4	

Adaptado: Benedet (2007).

Exemplos de avaliação de incertezas devido a imprecisão e falta de dados são demonstrados em Basset-Mens e van der Werf (2005), na qual os autores criaram um procedimento que denominaram de variabilidade realística para avaliar a incerteza de parâmetros:

1. Foram definidos um valor alto e um baixo em relação ao valor de referência padrão (de acordo com literatura e pesquisa junto a painéis de especialistas);
2. Considerado um desvio padrão de ± 1 do valor de referência. O intervalo de incerteza ficou com cerca de dois terços da variabilidade global para o parâmetro em questão, assumindo uma distribuição normal. Valores correspondendo um melhor desempenho técnico (alto desempenho e baixa taxa de conversão alimentar) e baixas emissões foram rotulados como favorável, inversamente, valores de baixo desempenho e altas emissões foram rotulados como desfavoráveis;
3. Depois foram colocados todos os valores favoráveis para os parâmetros-chave anteriormente definidos para obter uma variação favorável de cada cenário, e da mesma maneira foi realizado com os valores desfavoráveis para obter uma variante desfavorável de cada cenário. Ainda foram elaboradas variantes favoráveis e desfavoráveis de cada parâmetro separadamente.

Como resultados os autores concluíram que a incerteza foi de $\pm 50\%$ para a categoria de impacto de potencial de aquecimento global principalmente devido a incertezas relacionadas as emissões no campo (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005).

De maneira similar, Coelho e Brito (2013) modelaram dois cenários adicionais na avaliação de resíduos de construção e demolição, variando os dados de entrada no inventário, e obtiveram uma diferença em relação aos resultados do cenário base, de 200% e 228% em média para balanço energético e de emissões de CO₂ eq., respectivamente.

Cellura, Longo e Mistretta (2011), em um estudo sobre telhas cerâmicas identificaram as principais fontes de incerteza e realizaram uma análise de sensibilidade para avaliar os efeitos do uso de dados secundários, da escolha de métodos de AICV e dos fatores de caracterização. Os resultados usando vários dados secundários na etapa de cozimento da telha alcançou a variação de até 433% para a categoria de formação de ozônio fotoquímico, enquanto a sensibilidade pelos diferentes métodos de AICV foi de 86% para mesma categoria de impacto, quando comparadas aos valores obtidos pelo cenário base.

I.3.3 MODELOS ESTATÍSTICOS NO CONTEXTO DA ACV

Nas ferramentas comerciais de auxílio a estudos de ACV, tais como o software SimaPro® e GaBi®, é possível realizar uma análise de Monte Carlo, método estatístico de propagação de incertezas que pode ser realizado a partir do desvio padrão, desvio padrão geométrico, médias e valores mínimos e máximos dos dados quantificados pelo inventário do ciclo de vida.

A análise de incertezas presente nos softwares assume distribuições de probabilidade para cada parâmetro (e.g. normal, uniforme, triangular e *lognormal*) e são facilitadas pelas atuais bases de dados, como por exemplo, a base do ecoinvent® que fornece informações sobre a incerteza de cada parâmetro. Os fatores de incertezas do ecoinvent® são estimados a partir de uma avaliação qualitativa das características dos dados em uma matriz pedigree que gera um desvio padrão geométrico *default* para cada parâmetro (CIROTH et al., 2013).

A simulação de Monte Carlo, usada nos softwares, consiste em uma amostragem randômica da probabilidade de incerteza de cada parâmetro (MULLER et al., 2014). Neste método estatístico, a partir da definição da distribuição dos parâmetros avaliados são geradas amostragens aleatórias que determinam a probabilidade do valor ‘real’ estar dentro de um determinado intervalo. De modo resumido, a simulação de Monte Carlo a partir de artifícios matemáticos irá gerar novas amostragens diminuindo a necessidade de novas medições do parâmetro analisado.

Com relação ao uso de métodos estatísticos na literatura científica, Lloyd e Ries (2007), desenvolveram uma pesquisa demonstrando os principais métodos utilizados para avaliar as incertezas em estudos de ACV, como os dados são apresentados e qual a principal fonte de incerteza.

Quando analisados os modelos usados para avaliar a incerteza de cenário (i.e., devido a escolhas, ver classificação incertezas acima), os métodos estatísticos mais utilizados são os de amostragem (LLOYD; RIES, 2007). De acordo com os autores, métodos estocásticos, como o Monte Carlo, são muito efetivos para avaliar a probabilidade dos resultados de estudos de ACV.

Com relação aos modelos analíticos de propagação de incertezas (ex. expansão em série de Taylor), de acordo com Lloyd e Ries (2007), os métodos não fornecem estimativas confiáveis e exigem soluções numéricas complexas. Embora, (HEIJUNGS; LENZEN, 2014; HONG

et al., 2010) tenham recentemente utilizado modelos analíticos para avaliar as incertezas associadas a parâmetros de entrada em bases de dados e demonstrado algumas vantagens dos métodos, tais como velocidade computacional para obter os resultados.

Uma limitação da abordagem apresentada por Hong et al. (2010), é a necessidade de aproximar os dados para uma distribuição lognormal, que não são capazes de representar valores negativos, o que inviabilizaria sua aplicação em ICV que considerem impactos evitados (ou método de substituição). Além disso, a abordagem descrita pelos autores não considera variações devido a abordagem de alocação.

Outro procedimento estatístico utilizado para avaliação de incertezas em parâmetros de ICV foi descrito por Canter et al. (2002), por meio de uma análise de variância (ANOVA), com teste F para verificar a existência de diferenças entre as médias de diferentes alternativas com 95% de intervalo de confiança de um teste de Tukey.

Procedimentos estatísticos para avaliar as incertezas em métodos de AICV foram observados no trabalho de Geisler, Hellweg e Hungerbühler (2005), na qual os autores utilizaram uma simulação de Monte Carlo considerando diferentes fatores de caracterização disponíveis no método CML-IA (i.e., CML-IA *baseline* e *non-baseline*).

Aliando a sensibilidade com uma análise de incertezas, Hung e Ma (2009), desenvolveram um procedimento estatístico com base em uma simulação de Monte Carlo para avaliar as incertezas geradas pelo ICV, AICV, normalização e ponderação. Entretanto, os autores não analisaram a incerteza devido a abordagem de alocação. Os resultados demonstraram que os métodos de AICV são uma importante fonte de incerteza, embora os resultados tenham tido grande influencia das etapas de normalização e ponderação, etapas essas não consideradas nesta tese.

No tocante a apresentação dos resultados, a maioria dos estudos utiliza indicadores de comparação (ex. resultados do Monte Carlo fornecidos pelo SimaPro®), lista das características estatísticas das incertezas, avaliação da contribuição das incertezas individuais e por meio da análise de componentes principais. Somente cinco tipos de gráficos foram utilizados, como barra de erros, histogramas, *box* e *whisker plots* e função de distribuição cumulativa (LLOYD; RIES, 2007).

I.3.4 CONSIDERAÇÕES DA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A partir da revisão bibliográfica, alguns tópicos podem ser destacados. No tocante a suinocultura, a etapa agrícola representa a maior parcela dos impactos ambientais. Nguyen, Hermansen e Mogensen (2011), destacam que em média 96% dos impactos ambientais são provenientes desta fase. O grande gargalo desta etapa é a produção da ração, cuja composição desempenha papel fundamental para a geração de impactos, embora o manejo dos dejetos também represente um importante passivo, principalmente com relação aos impactos potenciais de acidificação. A escolha dos ingredientes da ração influencia muito nos impactos pela composição da dieta animal como conteúdo de proteína bruta, mas também relacionada a origem dos grãos, uma vez que, o impacto ambiental da produção desses difere entre regiões (ELFERINK; NONHEBEL; MOLL, 2008).

De acordo com Dalgaard (2007), o conteúdo de proteína na ração tem impacto nas emissões em várias etapas do ciclo de vida, e tem efeito em diversas categorias de impacto. Por exemplo, um alto conteúdo proteico resulta em aumento do uso de farelo de soja e diminuição do uso de outros grãos, o que irá aumentar o potencial de mudanças climáticas por kg de carcaça suína, embora tenha o potencial de diminuir os impactos de eutrofização e acidificação.

O menor uso dos produtos derivados da soja tem se demonstrado uma alternativa interessante na redução dos impactos. Quando substituídos por fontes de proteínas alternativas como o aproveitamento de resíduos do processamento de indústrias de alimentos vegetais e/ou a base de vegetais, tais como, resíduos de oleaginosos, casca de batata, melão, dentre outros (ELFERINK; NONHEBEL; MOLL, 2008; KOOL et al., 2009).

A composição da ração também possui influência na eficiência durante a alimentação animal, que quando aumentada pode diminuir a quantidade de nutrientes nos dejetos e assim reduzir as emissões pela volatilização do N na forma de óxido nitroso, amônia e nitrato quando aplicado no solo (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004; DALGAARD, 2007; KOOL et al., 2009; NGUYEN; HERMANSEN; MOGENSEN, 2010). Usar a alimentação da maneira mais eficiente, alcançar o maior número de leitões por parto e melhorar as técnicas de manejo de dejetos, são algumas das alternativas para reduzir os impactos da produção suína (KINGSTON; FRY; AUMONIER, 2009).

Nguyen, Hermansen e Mogensen (2010), avaliaram algumas alternativas para redução das emissões de GEE e na demanda de energia como: melhoria da conversão alimentar, reduzir o tempo do transporte do dejetos das instalações até o tanque de armazenamento, e o aproveitamento do biogás para gerar energia elétrica ou para aquecer granjas. Os autores concluíram que, aplicando todas essas medidas na Europa é possível alcançar uma diminuição de 49% das emissões de CO₂ eq. e 61% na demanda de energia. O aproveitamento do biogás possui um potencial de reduzir em 23% as emissões dos GEE, redução semelhante pelo uso de biodigestor foi encontrado por Dalgaard (2007). Enquanto que pela melhoria na conversão alimentar e práticas de manejo dos dejetos pode se alcançar uma diminuição de 13,7% e 12,3%, respectivamente (NGUYEN; HERMANSEN; MOGENSEN, 2010).

O melhoramento na produção da carne de suíno sob a perspectiva ambiental, aparentemente está associada a uma questão de melhorias da produção de grãos. Deste modo, a taxa de conversão alimentar é um parâmetro chave na produção animal, pois maiores consumos de alimentos (alta taxa de conversão) ocasionam maior demanda por grãos, e conseqüentemente, aumentam a necessidade por ocupação de terra, consumo de energia e potencialmente maior uso de pesticidas.

No tocante as incertezas metodológicas, em especial as relacionadas à abordagem para lidar com processos multifuncionais e aos métodos de AICV, a revisão de literatura demonstrou a dependência dos resultados nas escolhas realizadas pelo especialista em ACV. Neste sentido, vários autores (CELLURA; LONGO; MISTRETTA, 2011; CHERUBINI; STRØMMAN; ULGIATI, 2011; GEISLER; HELLWEG; HUNGERBÜHLER, 2005; ZHOU; CHANG; FANE, 2011) destacaram a importância de considerar até que medida os resultados da ACV podem ser afetados pelas incertezas devido às escolhas metodológicas.

Com relação a abordagem para os problemas multifuncionais, como apresentado por (CHERUBINI; STRØMMAN; ULGIATI, 2011; PELLETIER et al., 2015; WEIDEMA; SCHMIDT, 2010) não há consenso entre a comunidade científica e nas normas que surgiram baseadas na ISO 14040-44. Diante deste impasse, Pelletier et al. (2015), sugerem que cada decisão seja justificada com base na hierarquia apresentada pela ISO, enquanto Cherubini, Strømman e Ulgiati (2011) recomendam que nos casos em que mais de um procedimento seja aplicável, uma análise de sensibilidade deve ser realizada.

Na fase de avaliação de impactos, atualmente existem vários métodos de AICV sem uma escolha óbvia entre o melhor modelo (FINNVEDEN et al., 2009) ou mesmo em qual abordagem (*midpoint* ou

endpoint). Na literatura científica vários autores (ALVARENGA; PRUDÊNCIO DA SILVA; SOARES, 2012; BOVEA; GALLARDO, 2006; CELLURA; LONGO; MISTRETTA, 2011; DREYER; NIEMANN; HAUSCHILD, 2003; PIZZOL et al., 2011; RENOUE et al., 2008; ZHOU; CHANG; FANE, 2011) têm demonstrado a alteração das conclusões de uma ACV dependendo do método de AICV utilizado. Deste modo, é recomendado que seja ao menos realizada uma análise de sensibilidade nos modelos de caracterização para uma tomada de decisão mais consistente.

De acordo com Lloyd e Ries (2007), para obter resultados mais confiáveis é preciso incorporar os valores e preferências dos *stakeholders*, as incertezas de cenários (i.e. escolhas) e de modelo, selecionar distribuições adequadas, manter a correlação entre parâmetros e respeitar conservação de massa e energia.

Em relação aos procedimentos para estimar a variabilidade dos resultados, na literatura foi perceptível o maior uso de análises de sensibilidade, enquanto procedimentos estatísticos são mais aplicados à parâmetros (i.e. dados de ICV). A análise de sensibilidade é um procedimento útil para verificar a consistência das escolhas do especialista e da influencia de pressupostos.

No entanto, em determinadas situações o uso dessa abordagem pode levar a uma decisão enganosa, pois somente demonstra o quanto o resultado é sensível a uma variação de parâmetros e não a incerteza nos resultados. Por exemplo, Huijbregts (1998), demonstrou que embora a análise de sensibilidade não altere o ranking da preferência em uma comparação de cenários, por meio de uma análise estatística é possível perceber que em algumas situações não há diferenças entre as alternativas comparadas, i.e., não há diferenças entre o produto A e o B, desta maneira não há como apontar o produto menos impactante. O que reforça a necessidade da inclusão de métodos estatísticos para avaliar a incerteza gerada também por julgamentos de valor.

Os resultados de uma ACV, quando não acompanhados de uma análise estatística podem dar margem para uma decisão errada, na qual são observadas diferenças aparentes entre os cenários comparados, mas estatisticamente a diferença é insignificante quando consideradas as incertezas de modelo, parâmetro e de escolhas (HUIJBREGTS et al., 2003).

Quanto ao uso de modelos estatísticos, os métodos de amostragem, como o Monte Carlo parecem ser os mais adequados para as necessidades da ACV. É preciso destacar que além das fontes de incertezas supracitadas, pode-se incluir a escolha pelo princípio

utilizado na modelagem de ICV: atribucional¹³ e consequencial¹⁴, que influencia diretamente em quais dados deverão ser coletados, dados médios ou dados marginais, respectivamente (DALGAARD et al., 2008; FINNVEDEN et al., 2009; RECKMANN; TRAULSEN; KRIETER, 2012). Estas incertezas não foram consideradas em nenhum dos estudos levantados na revisão e também não serão abordados na presente tese.

I.4 REFERÊNCIAS

ADEME. *BP X30-323 - Repository of Good practices*. Paris: French agency for the environment and energy management, 2010.

ALVARENGA, R. A. F.; PRUDÊNCIO DA SILVA, V.; SOARES, S. R. Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production. *J Clean Prod*, v. 28, p. 25–32, 2012.

BAKER, J. W.; LEPECH, M. D. Treatment of Uncertainties in Life Cycle Assessment. In: 10th International Conference on Structural Safety and Reliability (ICOSSAR09). *Anais...*, Osaka, Japan, 2009. Disponível em: <<http://web.stanford.edu/~mlepech/pubs/icossar.lca.uncertainty.09.pdf>>

BARE, J. C. et al. TRACI: The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts. *J Ind Ecol*, v. 6, n. 3-4, p. 49–78, 2003.

BASSET-MENS, C.; VAN DER WERF, H. M. G. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agric Ecosyst Environ*, v. 105, n. 1–2, p. 127–144, 2005.

BASSON, L.; PETRIE, J. G. An integrated approach for the consideration of uncertainty in decision making supported by Life Cycle Assessment. *Environ Model Softw*, v. 22, n. 2, p. 167–176, 2007.

¹³ ACV atribucional contabiliza os fluxos físicos imediatos (recursos, materiais, energia e emissões) envolvidos no ciclo de vida de um produto (BRANDER et al., 2009; EARLES; HALOG, 2011; FINNVEDEN et al., 2009).

¹⁴ A ACV consequencial fornece informações sobre as consequências de mudanças no nível de produção de um determinado produto ou a mudança por outro produto, considerando tanto os efeitos diretos do ciclo de vida quanto os efeitos de fora do ciclo de vida (BRANDER et al., 2009; EARLES; HALOG, 2011; FINNVEDEN et al., 2009).

BAUMANN, H.; TILLMAN, A. M. *The Hitch Hiker's Guide to LCA: An Orientation in Life Cycle Assessment Methodology and Application*. Lund: Studentlitteratur, 2004.

BAUMGARTNER, D. U.; DE BAAN, L.; NEMECEK, T. *European grain legumes — environment-friendly animal feed?* Life cycle assessment of pork, chicken meat, egg and milk production. Zürich, Switzerland: Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, 2008.

BENEDET, G. *Avaliação de incertezas em Inventários do Ciclo de Vida*. 2007. 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

BERNSTAD, A.; LA COUR JANSEN, J. Review of comparative LCAs of food waste management systems – Current status and potential improvements. *Waste Manage*, v. 32, n. 12, p. 2439–2455, 2012.

BJÖRKLUND, A. E. Survey of approaches to improve reliability in lca. *Int J Life Cycle Assess*, v. 7, n. 2, p. 64–72, 2002.

BOVEA, M. D.; GALLARDO, A. The influence of impact assessment methods on materials selection for eco-design. *Mater Design*, v. 27, n. 3, p. 209–215, 2006.

BRANDÃO, M. et al. Key issues and options in accounting for carbon sequestration and temporary storage in life cycle assessment and carbon footprinting. *Int J Life Cycle Assess*, v. 18, n. 1, p. 230–240, 2013.

BRANDÃO, M.; LEVASSEUR, A. *Assessing temporary carbon storage in life cycle assessment and carbon footprint: outcomes of an expert workshop JRC 63225*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2011. Disponível em: <http://www.avnir.org/documentation/e_book/Workshop-Report-final.pdf>.

BRANDER, M. et al. Consequential and attributional approaches to LCA: A guide to policy makers with specific reference to greenhouse gas LCA of biofuels. *Econometrica*, p. 1–14, 2009.

BRASIL. Lei nº 12.187 de 29 de dezembro de 2009. Insitui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC e dá outras providências. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasília, DF, 30 dez. 2009.

BRASIL. *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 (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono)*. Ministério

da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério do Desenvolvimento Agrário, coordenação da Casa Civil da Presidência da República. – Brasília : MAPA/ACS, 2012.

BSI. *PAS 2050*: Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. London: British Standards Institution, 2011.

CANTER, K. G. et al. Screening stochastic Life Cycle assessment inventory models. *Int J Life Cycle Assess*, v. 7, n. 1, p. 18–26, 2002.

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

CEDERBERG, C.; FLYSJÖ, A. *Environmental assessment of future pig farming systems*: quantifications of three scenarios from the FOOD 21 synthesis work. Rapport no. 733. Gothenburg: The Swedish Institute for Food and Biotechnology - SIK, 2004. Disponível em: <http://www.vaxteko.nu/html/sll/institutet_livsm_bioteknik/sik-rapport/SIK723/SIK723.PDF>. Acesso em: 15 jan. 2012.

CELLURA, M.; LONGO, S.; MISTRETTA, M. Sensitivity analysis to quantify uncertainty in Life Cycle Assessment: The case study of an Italian tile. *Renew Sust Energ Rev*, v. 15, n. 9, p. 4697–4705, 2011.

CHERUBINI, F.; STRØMMAN, A. H.; ULGIATI, S. Influence of allocation methods on the environmental performance of biorefinery products—A case study. *Resour Conserv Recy*, v. 55, n. 11, p. 1070–1077, 2011.

CIROTH, A. et al. Empirically based uncertainty factors for the pedigree matrix in ecoinvent. *Int J Life Cycle Assess*, p. in press, 2013.

CLAVREUL, J. et al. Stochastic and epistemic uncertainty propagation in LCA. *Int J Life Cycle Assess*, v. 18, n. 7, p. 1393–1403, 2013.

COELHO, A.; BRITO, J. Environmental analysis of a construction and demolition waste recycling plant in Portugal – Part II: Environmental sensitivity analysis. *Waste Manage*, v. 33, n. 1, p. 147–161, 2013.

CURRAN, M. A. Studying the Effect on System Preference by Varying Coproduct Allocation in Creating Life-Cycle Inventory. *Environ Sci Technol*, v. 41, n. 20, p. 7145–7151, 2007.

DALGAARD, R. et al. LCA of soybean meal. *Int J Life Cycle Assess*, v. 13, n. 3, p. 240–254, 2008.

DALGAARD, R. L. *The environmental impact of pork production from a life cycle perspective*. PhD Thesis—Aalborg: University of Aarhus, 2007.

DAL MAGO, A. Avaliação de biodigestores com o uso de dejetos suínos, em Braço do Norte e em Concórdia. 2009. 152 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

DE BARCELLOS, M. D. et al. Pork consumption in Brazil: challenges and opportunities for the Brazilian pork production chain. *Journal on Chain and Network Science*, v. 11, n. 2, p. 99–113, 2011.

DE SCHRYVER, A. M.; HUMBERT, S.; HUIJBREGTS, M. A. J. The influence of value choices in life cycle impact assessment of stressors causing human health damage. *Int J Life Cycle Assess*, v. 18, n. 3, p. 698–706, 2013.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. *Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos*. [s.l.] Embrapa Suínos e Aves, 2002.

DILL, M. D. et al. Cadeia Produtiva da Carne Suína. In: IN: 48º CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA E SOCIOLOGIA RURAL – SOBER. *Anais...*, Campo Grande, MS, 2010.

DREYER, L. C.; NIEMANN, A. L.; HAUSCHILD, M. Z. Comparison of Three Different LCIA Methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99. *Int J Life Cycle Assess*, v. 8, n. 4, p. 191–200, 2003.

EARLES, J. M.; HALOG, A. Consequential life cycle assessment: a review. *Int J Life Cycle Assess*, v. 16, n. 5, p. 445–453, 2011.

EC-JRC. *General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance*. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. First edition. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010a.

EC-JRC. *Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators*. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. First edition. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010b.

EC-JRC. *Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment*. International Reference Life Cycle Data

System (ILCD) Handbook. First edition. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010c.

EC-JRC. *Recommendations based on existing environmental impact assessment models and factors for life cycle assessment in European context*. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. First edition. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2011.

EC-JRC. *Characterisation factors of the ILCD recommended Life Cycle Impact Assessment methods*. Database and Supporting Information. First edition. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2012.

EKVALL, T.; FINNVEDEN, G. Allocation in ISO 14041—a critical review. *J Clean Prod*, v. 9, n. 3, p. 197–208, 2001.

EKVALL, T.; TILLMAN, A.-M. Open-loop recycling: Criteria for allocation procedures. *Int J Life Cycle Assess*, v. 2, n. 3, p. 155–162, 1997.

ELFERINK, E. V.; NONHEBEL, S.; MOLL, H. C. Feeding livestock food residue and the consequences for the environmental impact of meat. *J Clean Prod*, v. 16, n. 12, p. 1227–1233, 2008.

ENVIRONDEC. *PCR 2012:11 Meat of mammals*. Product group classification: UN CPC 2111 and 2113. Product category rules of The International EPD® System. Version 2.01. 2015.

FATMA. Fundação do Meio Ambiente. *Suinocultura*. Instrução Normativa n.11, 2014. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br/conteudo/instrucoes-normativas>>. Acesso em: 20 jul. 2011.

FINNVEDEN, G. et al. Recent developments in Life Cycle Assessment. *J Environ Manage*, v. 91, n. 1, p. 1–21, 2009.

GEISLER, G.; HELLWEG, S.; HUNGERBÜHLER, K. Uncertainty Analysis in Life Cycle Assessment (LCA): Case Study on Plant - Protection Products and Implications for Decision Making (3 pp). *Int J Life Cycle Assess*, v. 10, n. 3, p. 184–192, 2005.

GOEDKOOP, M. et al. *ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level*. Report I: Characterisation. Bilthoven: RIVM, 2013. Disponível em: <<http://www.lcia-recipe.net/file-cabinet>>. Acesso em: 18 set. 2014.

GOEDKOOP, M.; SPIRENSMA, R. *The Eco-indicator 99: A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment*. Methodology report. Amersfoort:

- Product ecology (PRÉ) Consultants, 22 jun. 2001. Disponível em: <http://www.pre-sustainability.com/download/misc/EI99_annexe_v3.pdf>. Acesso em: 18 out. 2014.
- GUINÉE, J. B. et al. *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational guide to the ISO standards*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002.
- GUINÉE, J. B.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G. Economic allocation: Examples and derived decision tree. *Int J Life Cycle Assess*, v. 9, n. 1, p. 23–33, 2004.
- GUO, M.; MURPHY, R. J. LCA data quality: Sensitivity and uncertainty analysis. *Sci Total Environ*, v. 435–436, p. 230–243, 1 out. 2012.
- HALBERG, N. et al. Comparative environmental assessment of three systems for organic production in Denmark. In: KÖPKE, U.; SOHN, S. M. (Eds.). *ISOFAR Conference Series*. p. 249–261, 2008.
- HAUSCHILD, M.; POTTING, J. *Spatial differentiation in Life Cycle impact assessment - The EDIP2003 methodology*. The Danish Ministry of the Environment, 2005.
- HAUSCHILD, M. Z. et al. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *Int J Life Cycle Assess*, v. 18, n. 3, p. 683–697, 2013.
- HEIJUNGS, R. Ten easy lessons for good communication of LCA. *Int J Life Cycle Assess*, v. 19, n. 3, p. 473–476, 2014.
- HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J. B. Allocation and “what-if” scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste Manage*, v. 27, n. 8, p. 997–1005, 2007.
- HEIJUNGS, R.; LENZEN, M. Error propagation methods for LCA—a comparison. *Int J Life Cycle Assess*, v. 19, n. 7, p. 1445–1461, 2014.
- HENN, A. Avaliação de dois sistemas de manejo de dejetos em uma pequena propriedade produtora de suínos: condição de partida. 2005. 157 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.
- HIRSCHFELD, J. et al. Klimabilanz der Schweinefleischproduktion. In: *Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland*. Berlin: Hirschfeld, J.W., Preisl, M., Korbus, T., p. 203, 2008.

- HONG, J. et al. Analytical uncertainty propagation in life cycle inventory and impact assessment: application to an automobile front panel. *Int J Life Cycle Assess*, v. 15, n. 5, p. 499–510, 2010.
- HUIJBREGTS, M. A. J. Part II: Dealing with parameter uncertainty and uncertainty due to choices in life cycle assessment. *Int J Life Cycle Assess*, v. 3, n. 6, p. 343–351, 1 nov. 1998.
- HUIJBREGTS, M. A. J. et al. Evaluating Uncertainty in Environmental Life-Cycle Assessment. A Case Study Comparing Two Insulation Options for a Dutch One-Family Dwelling. *Environ Sci Technol*, v. 37, n. 11, p. 2600–2608, 2003.
- HUNG, M.-L.; MA, H. Quantifying system uncertainty of life cycle assessment based on Monte Carlo simulation. *Int J Life Cycle Assess*, v. 14, n. 1, p. 19–27, 2009.
- ISO. *14040: Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework*. Geneva (Switzerland): ISO copyright office, 2006a.
- ISO. *14044: Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines*. Geneva (Switzerland): ISO copyright office, 2006b.
- KAUFMAN, A. S. et al. Applying life-cycle assessment to low carbon fuel standards—How allocation choices influence carbon intensity for renewable transportation fuels. *Energy Policy*, v. 38, n. 9, p. 5229–5241, 2010.
- KINGSTON, C.; FRY, J. M.; AUMONIER, S. *Scoping life cycle assessment of pork production*. Final Report. Agriculture and Horticulture Development Board Meat Services (AHDBMS), 2009.
- KONING, A. DE et al. Uncertainties in a carbon footprint model for detergents; quantifying the confidence in a comparative result. *Int J Life Cycle Assess*, v. 15, n. 1, p. 79–89, 2010.
- KOOL, A. et al. *Carbon footprints of conventional and organic pork: Assessment of typical production systems in the Netherlands, Denmark, England and Germany*. Gouda: Blonk Milieu Advies BV, 2009. Disponível em: <<http://blonkconsultants.nl/en/publications/>>. Acesso em: 05 abr. 2012.
- KOTA, S.; CHAKRABARTI, A. A method for estimating the degree of uncertainty with respect to life cycle assessment during design. *J Mech Design*, v. 132, n. 9, p. 1–9, 2010.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. V. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. *Cad Cienc Tecnol*, v. 22, n. 3, p. 651–665, 2005.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresource Technol*, v. 100, n. 22, p. 5485–5489, 2009.

LA FARGE, B. *Le biogas – Procédés de fermentation méthanique*. Paris: Masson, 1995.

LAGRANGE, B. *Biomethane: principes, techniques, utilisations*. France: Aix-en-Provence, 1979. v. 2

LLOYD, S. M.; RIES, R. Characterizing, propagating, and analyzing uncertainty in Life-Cycle Assessment: A survey of quantitative approaches. *J Ind Ecol*, v. 11, n. 1, p. 161–179, 2007.

LO, S.-C.; MA, H.; LO, S.-L. Quantifying and reducing uncertainty in life cycle assessment using the Bayesian Monte Carlo method. *Sci Total Environ*, v. 340, n. 1–3, p. 23–33, 2005.

LUO, L. et al. Allocation issues in LCA methodology: a case study of corn stover-based fuel ethanol. *Int J Life Cycle Assess*, v. 14, n. 6, p. 529–539, 2009.

MIELE, M. *Contratos, especialização, escala de produção e potencial poluidor na suinocultura de Santa Catarina*. 2006. 286 f. Tese (Doutorado em Agronegócios) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

MIELE, M.; WAQUIL, P. D. Cadeia produtiva da carne suína no Brasil. *Rev Polit Agric*, n. 1, p. 75–87, 2007.

MULLER, S. et al. The application of the pedigree approach to the distributions foreseen in ecoinvent v3. *Int J Life Cycle Assess*, p. in press, 2014.

NGUYEN, T. L. T.; HERMANSEN, J. E.; MOGENSEN, L. Fossil energy and GHG saving potentials of pig farming in the EU. *Energ Policy*, v. 38, n. 5, p. 2561–2571, 2010.

NGUYEN, T. L. T.; HERMANSEN, J. E.; MOGENSEN, L. *Environmental assessment of Danish pork*. Tjele: Aarhus University, 2011. Disponível em: <www.agrsci.au.dk>. Acesso em: 4 out. 2012.

NIERO, M. et al. Comparative life cycle assessment of wastewater treatment in Denmark including sensitivity and uncertainty analysis. *J Clean Prod*, v. 68, p. 25–35, 2014.

OLIVEIRA, P. A. V. *Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos*: Manual de boas práticas. Programa Nacional do Meio Ambiente-PNMA II. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004.

OLIVEIRA, P. A. V.; HIGARASHI, M. M. *Geração e utilização de biogás em unidade de produção de suínos*. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006.

OLIVEIRA, P. A. V.; HIGARASHI, M. M.; NUNES, M. L. A. Efeito Estufa. *Suinocultura Industrial*, v. 25, n. 172, p. 16–20, 2003.

OLIVEIRA, P. A. V.; SILVA, A. P. DA. *As edificações e os detalhes construtivos voltados para o manejo de dejetos na suinocultura*. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006.

OWSIANIAK, M. et al. IMPACT 2002+, ReCiPe 2008 and ILCD's recommended practice for characterization modelling in life cycle impact assessment: a case study-based comparison. *Int J Life Cycle Assess*, v. 19, n. 5, p. 1007–1021, 2014.

PATTERSON, T. et al. Life cycle assessment of biogas infrastructure options on a regional scale. *Bioresource Technol*, v. 102, n. 15, p. 7313–7323, 2011.

PELLETIER, N. et al. Rationales for and limitations of preferred solutions for multi-functionality problems in LCA: is increased consistency possible? *Int J Life Cycle Assess*, v. 20, n. 1, p. 74–86, 2015.

PERDOMO, C. C.; OLIVEIRA, P. A. V.; KUNZ, A. *Sistema de tratamento de dejetos de suínos*: inventário tecnológico. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2003.

PIZZOL, M. et al. Eco-toxicological impact of “metals” on the aquatic and terrestrial ecosystem: A comparison between eight different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA). *J Clean Prod*, v. 19, n. 6–7, p. 687–698, 2011.

PRUDÊNCIO DA SILVA, V. *Effects of intensity and scale of production on environmental impacts of poultry meat production chains - LCA of French and Brazilian poultry production scenarios*. 2011. 174 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

PRUDÊNCIO DA SILVA, V. et al. Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: An LCA approach. *J Environ Manage*, v. 133, p. 222–231, 2014.

REAP, J. et al. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1: goal and scope and inventory analysis. *Int J Life Cycle Assess*, v. 13, n. 4, p. 290–300, 2008a.

REAP, J. et al. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2: impact assessment and interpretation. *Int J Life Cycle Assess*, v. 13, n. 5, p. 374–388, 2008b.

RECKMANN, K.; TRAULSEN, I.; KRIETER, J. Environmental Impact Assessment – methodology with special emphasis on European pork production. *J Environ Manage*, v. 107, p. 102–109, 2012.

RECKMANN, K.; TRAULSEN, I.; KRIETER, J. Life Cycle Assessment of pork production: A data inventory for the case of Germany. *Livest Sci*, v. 157, n. 2, p. 586–596, 2013.

RENOU, S. et al. Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. *J Clean Prod*, v. 16, n. 10, p. 1098–1105, 2008.

SARDÁ, L. G. *Compostagem como alternativa de tratamento de dejetos suínos e a redução da emissão de gases poluentes*. 2009. 95 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

SARDÁ, L. G. et al. Reduction emissions of CO₂, CH₄ and H₂S through composting of swine manure. *Rev Bras Eng Agríc Ambient*, v. 14, n. 9, p. 1008–1013, 2010.

SCHENCK, R. *Life cycle assessment of USA pork production in 2004*. Institute for Environmental Research and Education (IERE), 2006.

SPIES, A. *The sustainability of the pig and poultry industries in Santa Catarina, Brazil: a framework for change*. Ph.D Thesis—Brisbane: University of Queensland, 2003.

TAVARES, J. M. R. *Medição do consumo de água e da produção de dejetos na suinocultura*. 2012. 241 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

TILLMAN, A.-M. et al. Choice of system boundaries in life cycle assessment. *J Clean Prod*, v. 2, n. 1, p. 21–29, 1994.

UDO DE HAES, H. A. et al. *Life-Cycle Impact Assessment: Striving Toward Best Practice*. Pensacola: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 2002.

VENTURINI, K. S.; SARCINELLI, M. F.; SILVA, L. C. *Produção de suínos - Tipo Carne*. PIE-UFES, 2007.

VOGTLÄNDER, J. G.; VELDEN, N. M. VAN DER; LUGT, P. VAN DER. Carbon sequestration in LCA, a proposal for a new approach based on the global carbon cycle; cases on wood and on bamboo. *Int J Life Cycle Assess*, v. 19, n. 1, p. 13–23, 2014.

WARDENAAR, T. et al. Differences between LCA for analysis and LCA for policy: a case study on the consequences of allocation choices in bio-energy policies. *Int J Life Cycle Assess*, v. 17, n. 8, p. 1059–1067, 2012.

WEIDEMA, B. P. et al. *Environmental improvement potentials of meat and dairy products*. Luxembourg: European Communities, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2791/38863>>. Acesso em: 23 ago. 2012.

WEIDEMA, B. P.; SCHMIDT, J. H. Avoiding Allocation in Life Cycle Assessment Revisited. *J Ind Ecol*, v. 14, n. 2, p. 192–195, 2010.

WIEDEMANN, S. et al. *Environmental assessment of two pork supply chains using life cycle assessment*. Rural Industries Research and Development Corporation – RIRDC, 2010.

WILLIAMS, A. G.; AUDSLEY, E.; SANDARS, D. L. *Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities*. Bedford: Cranfield University and Defra, 2006. Disponível em: <<http://www.silsoe.cranfield.ac.uk>>. Acesso em: 23 mai. 2012.

WRI/WBCSD. *GHG Protocol - Product life cycle accounting and reporting standard*. USA: World Resources Institute (WRI) and World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), 2011. Disponível em: <<http://www.ghgprotocol.org/standards/product-standard>>. Acesso em: 10 abr. 2015.

ZANGHELINI, G. M. et al. Percepções do uso de diferentes métodos de AICV: Uma comparação baseada no aquecimento. In: III CONGRESSO BRASILEIRO EM GESTÃO DO CICLO DE VIDA DE PRODUTOS E SERVIÇOS: NOVOS DESAFIOS PARA UM PLANETA SUSTENTÁVEL. *Anais...*, Maringá, PR, 2012.

ZANGHELINI, G. M. *Estudo de cenários para o pós-uso de um compressor de ar baseado na avaliação do ciclo de vida: influências da fronteira do sistema nos resultados*. 2013. 154 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

ZHOU, J.; CHANG, V. W.-C.; FANE, A. G. Environmental life cycle assessment of reverse osmosis desalination: The influence of different life cycle impact assessment methods on the characterization results. *Desalination*, Special issue in honour of Professor Tony Fane on his 70th Birthday. v. 283, p. 227–236, 2011.

Capítulo II. Life cycle assessment of swine production in Brazil: A comparison of four manure management systems

Edivan Cherubini^{a, b*}, Guilherme Marcelo Zanghelini^{a, b}, Rodrigo Augusto Freitas Alvarenga^{a, b}, Davide Franco^a, Sebastião Roberto Soares^{a, b}

^a Universidade Federal de Santa Catarina, Dep. de Eng. Sanitária e Ambiental, 88040-970 Florianópolis, Brazil.

^b Life Cycle Assessment Research Group (CICLOG) - www.ciclovedida.ufsc.br.

* Corresponding author¹⁵: Brazil. Tel.: +55 48 3721 6319. E-mail addresses: edivan.cherubini@posgrad.ufsc.br, edicherubini@hotmail.com (E. Cherubini).

Abstract: Population growth and the consequent increase in food demand will certainly intensify the threat to the environment. Brazil, the fourth largest producer and exporter of swine meat, has an important role to ensure the fulfillment of the goals of food security and climate change mitigation. Therefore, the aim of this study was to evaluate the environmental impact of swine production in Brazil based on life cycle assessment, comparing four manure management systems: liquid manure storage in slurry tanks; the biodigester by flare; the biodigester for energy purposes; and composting. Additionally, we performed a Monte Carlo simulation to evaluate the uncertainty due to different emissions factors to estimate nitrogen-related emissions from the manure-handling stage. The functional unit considered was 1000 kg of swine carcass in the equalization chamber for cutting or further distribution. The results indicated an environmental profile of swine production in Brazil of 3503.29 kg of CO₂ eq. for climate change, 76.13 kg of SO₂ eq. for terrestrial acidification, 2.15 kg of P eq. for freshwater eutrophication, 12.33 kg of N eq. for marine eutrophication, 21521.12 MJ for cumulative energy demand, 1.63 kg of 1.4-DB eq. for terrestrial ecotoxicity, 1706.26 BDP for biodiversity damage potential and 14.99 m² for natural land transformation. Feed production had a significant contribution with a range of 17.6-99.5% for all environmental impact categories. Deforestation represented 9.5 and 31.3% of the total impacts for cumulative energy demand and climate change, respectively. Therefore, avoiding the use of grain from deforested areas can significantly decrease the impacts for these impact categories. Regarding the uncertainty analysis, we observed greater variations for terrestrial acidification in slurry tanks, biodigester by flare and for energy purposes, while for the case of composting, major uncertainties were observed for climate change. For manure management systems, efforts should be made to reduce the emissions of methane in the storage and ammonia in the field application. In this sense, the

¹⁵ Artigo publicado no Journal of Cleaner Production, v. 87, p. 68-77, 2015. DOI: 10.1016/j.jclepro.2014.10.035

Alterações devido a atualização de dados foram destacados em cinza.

comparative life cycle assessment indicated that the biodigester for energy purposes had the best environmental performance for almost all the environmental impacts, mainly due to the biogas capture and the potential of energy saves. Nevertheless, if the goal is to decrease the impacts for terrestrial acidification and marine eutrophication, the slurry tanks is the most preferable scenario compared to all alternative options.

Key-words: life cycle assessment, LCA, swine production, manure management systems, uncertainty analysis.

RESUMO EXPANDIDO EM PORTUGUÊS

Introdução. O objetivo deste capítulo é avaliar o impacto ambiental da produção de suínos no Brasil, com base na metodologia de avaliação do ciclo de vida (ACV), comparando quatro sistemas de manejo de dejetos: esterqueiras, biodigestor por flare, biodigestor para fins energéticos e compostagem. Adicionalmente foi realizada uma simulação de Monte Carlo para avaliar as incertezas devido aos diferentes fatores de emissão utilizados para estimar as emissões de nitrogênio no manejo destes dejetos.

Material e métodos. A fronteira do sistema da ACV considera a produção e beneficiamento dos grãos utilizados na ração, criação animal e termina na etapa de abate com a carcaça suína eviscerada e congelada. A unidade funcional é 1000 kg de carcaça suína na câmara de equalização para cortes e posterior distribuição. O inventário do ciclo de vida (ICV) foi elaborado com base em dados de propriedades integradas de uma agroindústria brasileira e com base na literatura. Dados relacionados a caracterização de dejetos e emissão de CO₂, CH₄, N₂O, N₂, NO₃, NH₃, NO_x e P foram estimados de acordo com (DÄMMGEN; HUTCHINGS, 2008; HAMELIN et al., 2010, 2011; HUTCHINGS et al., 2013; IPCC, 2006; NEMECSEK; KÄGI, 2007; TAVARES et al., 2014a, 2014b; UNFCCC, 2012) – ver APÊNDICE A.

O cenário base (Sce.Ref) considera o manejo de dejetos por esterqueiras com tempo de armazenamento de 120 dias. No cenário de biodigestor por flare (Sce.Flare) e para fins energéticos (Sce.CHP), os dejetos são armazenados por 40 dias em um biodigestor e depois por 80 dias em esterqueiras. No Sce.Flare, é considerada uma eficiência do flare de 90%. No Sce.CHP, a produção de energia elétrica e térmica é considerado como um impacto positivo para o cenário. No sistema de manejo por compostagem (Sce.Comp), foi assumido o uso de serragem como substrato com uma taxa de aplicação de 10 litros·kg⁻¹ e tempo de armazenamento de 135 dias.

Os procedimentos de atribuição de impactos adotados foram o de: alocação econômica no processamento de grãos; alocação por massa na produção de leitões (PP) e no abate; e o método de substituição para os dejetos aplicados no solo (todos cenários) e eletricidade e calor (Sce.CHP). O uso do dejetos como fertilizante orgânico evita a produção de fertilizante químico; enquanto o uso do biogás para fins energéticos evita o consumo de energia elétrica da rede brasileira e de madeira para aquecimento de aviários.

A avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV) foi realizada utilizando o método ReCiPe (H). As categorias de impacto avaliadas foram: (i) mudanças climáticas; (ii) acidificação terrestre; (iii) eutrofização de água doce; (iv) eutrofização marinha; (v) ecotoxicidade terrestre; e (vi) transformação de terra natural. Adicionalmente foi avaliada a demanda acumulada de energia e o potencial de danos à biodiversidade.

A avaliação das incertezas dos parâmetros de entrada nos modelos de estimativa de emissões na etapa de manejo de dejetos foi realizada a partir de pesquisa dos fatores de emissão disponíveis na literatura. Foram estabelecidos valores máximos e mínimos para uma simulação de Monte Carlo (MC), assumindo uma distribuição uniforme. A simulação de MC foi realizada no SimaPro®, considerando 10000 simulações independentes e um intervalo de confiança de 95%.

Resultados e discussões. Os resultados demonstraram que o perfil ambiental da produção de 1000 kg de carcaça suína no Brasil é de 3503,29 kg CO₂ eq. para mudanças climáticas; 76,13 kg SO₂ eq. para acidificação terrestre; 2,15 kg P eq. de eutrofização de águas doces; 12,33 kg N eq. de eutrofização marinha; 21521,12 MJ para demanda acumulada de energia; 1,63 kg 1.4-DB eq. para ecotoxicidade terrestre; 1706,26 BDP para o potencial de danos à biodiversidade e 14,99 m² para transformação de terra natural.

Analisando os impactos por etapas do ciclo de vida, a produção de ração foi a principal responsável pelos impactos ambientais (17,6-99,5%); seguido pelo sistema de manejo de dejetos (1,6-78,6%). A produção da ração foi a mais impactante para quase todas as categorias, exceção para eutrofização de águas doces e ecotoxicidade terrestre na qual o manejo dos dejetos foi a etapa com maior participação nos impactos. Para os impactos sobre as mudanças climáticas o desmatamento para o cultivo dos grãos contribuiu com a emissão de 31,3% do total de CO₂ eq. O CO₂ foi o principal responsável pelos impactos desta categoria com 63,1% do total. As emissões de CH₄ e N₂O participaram com 18,5% e 18,3%, respectivamente.

O potencial de acidificação terrestre foi quase que exclusivamente pelas emissões de amônia (91,8%) seguida pelas emissões de NO_x e SO₂. Para eutrofização de águas doces, o P lixiviado foi o maior responsável pelos impactos, enquanto a eutrofização marinha foi causada pelas emissões de NO₃ (76,3%) e NH₃ (21,3%). A ecotoxicidade terrestre foi devido a presença de cobre (61,5%) e zinco (19,9%) nos dejetos durante a aplicação no solo. Os danos à biodiversidade foram principalmente devido aos cultivos de milho (49,0%) e de soja (45,8%). A produção da soja foi também o grande responsável pela transformação natural de terra (83,5%), embora este resultado esteja diretamente associado aos pressupostos assumidos na modelagem do sistema produtivo.

Com relação a avaliação de incertezas, as maiores variações foram observadas para a categoria de acidificação terrestre no Sce.Ref, Sce.Flare e Sce.CHP, enquanto que no Sce.Comp, a categoria mudanças climáticas foi a mais afetada pelas incertezas nos fatores de emissão com um coeficiente de variação de 5,6%. Comparando os sistemas de manejo de dejetos, por meio da simulação de Monte Carlo é possível afirmar que o Sce.CHP em 100% dos casos resultará em menos impactos para mudanças climáticas, eutrofização de águas doces, demanda acumulada de energia, ecotoxicidade terrestre, danos a biodiversidade e transformação de terra natural, quando comparados aos demais cenários.

Conclusões. A ACV demonstrou que o biodigestor para fins energéticos possui o desempenho ambiental mais favorável para quase todas as categorias de impacto, principalmente devido a captura do biogás e o potencial de evitar a produção de energia de outras fontes. Entretanto, se o objetivo é reduzir os impactos da acidificação terrestre e da eutrofização marinha causada pela produção de suínos, o manejo por meio de esterqueiras foi o que demonstrou menores impactos quando comparados com as demais alternativas. Para reduzir os impactos na etapa de manejo de dejetos do sistema atual (i.e. esterqueiras), esforços devem ser direcionados para reduzir as emissões de metano no armazenamento e da amônia na aplicação dos dejetos no solo. Os resultados demonstraram a necessidade de desenvolver fatores de emissão específicos para a realidade brasileira, pois as emissões associadas aos dejetos possuem uma contribuição significativa para quase todas as categorias de impacto.

II.1 INTRODUCTION

The agricultural sector, especially livestock production, has a significant impact on the environment, being responsible for 18% of worldwide carbon dioxide (CO₂) equivalent emissions (DE VRIES; DE BOER, 2010; STEINFELD et al., 2006). In the European Union (EU-27), the consumption of meat and dairy products contributes on average to 24% of the environmental impacts, of which swine meat represents 19-44% (WEIDEMA et al., 2008). Swine production is a recognized pollution source due to the large generation of manure and the large consumption of grain for animal feed.

In 2013, the average herd for Brazilian swine production was 38.578 million animals, making Brazil the fourth largest producer and exporter of swine meat in the world (USDA, 2013). In the last decade, production has expanded into the central west region, becoming a potential stage for further environmental impacts (KUNZ; MIELE; STEINMETZ, 2009); however, the state of Santa Catarina (in southern Brazil) is the **second** major producer in the country, with **17.1%** of the national herd (IBGE, 2014). The Environmental Agency of Santa Catarina State (FATMA), through the Normative Instruction no.11/2004, establishes 50 m³ ha⁻¹ year⁻¹ as the maximum amount of manure for use in arable land, but depending on the soil requirements for nutrient fertilization, the application rate of manure can be lower (FATMA, 2014).

The most common manure management system (MMS), which is used in 80% of integrated farms, is the storage of manure in open slurry tanks without a natural crust cover, while the biodigester with flare is used in nearly all of the remaining 20% of farms (HIGARASHI et al., 2013; KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2005). In both of the MMS, the manure is then applied on land as organic fertilizer. The use of biodigester has grown in Brazil mainly due to the potential reduction of greenhouse gas (GHG) emissions by the conversion of methane (CH₄) emissions into carbon dioxide in the burning processes (i.e., flares) or into heat or electrical energy (AMON et al., 2006; CANTRELL et al., 2008; MASSÉ; TALBOT; GILBERT, 2011; MURPHY; MCKEOGH; KIELY, 2004; OLIVEIRA, 2004b). Some studies (AMON et al., 2006; CHANTIGNY et al., 2007; VALLEJO et al., 2006) have demonstrated that the use of an anaerobic digestion system, such as biodigester, also reduces nitrous oxide (N₂O) emissions during the manure application compared to the application of raw manure. However, biodigester does not offer solutions to other manure disposal problems, such as removing

N and P or reducing the quantity of manure (CHANTIGNY et al., 2007; KUNZ; MIELE; STEINMETZ, 2009). In this sense, an alternative to open slurry tanks and biodigestor is to handle manure in the solid form by composting.

Life cycle assessment (LCA) is a methodology for the estimation of the potential environmental impacts of products and has been widely used in livestock systems (RECKMANN; TRAULSEN; KRIETER, 2012; THOMASSEN; DE BOER, 2005; VAN DER WERF; PETIT, 2002). Furthermore, LCA allows the environmental performance evaluation of established scenarios and the ability to compare the improvement options of a process/product throughout its life cycle, such as the manure management system options (NGUYEN; HERMANSEN; MOGENSEN, 2011). Several LCA studies of swine production have been conducted worldwide (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; BAUMGARTNER; DE BAAN; NEMECEK, 2008; CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004; DALGAARD; HALBERG; HERMANSEN, 2007; HALBERG et al., 2008; KINGSTON; FRY; AUMONIER, 2009; NGUYEN; HERMANSEN; MOGENSEN, 2011; RECKMANN; TRAULSEN; KRIETER, 2013; SCHENCK, 2006; WIEDEMANN et al., 2010; WILLIAMS; AUDSLEY; SANDARS, 2006). Regarding the Brazilian production systems, Spies (2003) conducted a streamlined LCA of swine and poultry production indicating the need for these activities to adjust their management practices to a more sustainable production. In addition, the author notes the need to create a complete LCA from the streamlined LCA to build a more consistent database, also considering the different manure management systems to better understand the environmental effects and the improvements offered by each alternative.

Ruviaro et al. (2012), in a scientific research on LCA application to products worldwide found that specific for Brazilian products, LCA was applied to ethanol, sugarcane, biofuels, agricultural machinery manufacture, coffee, soybeans, orange juice, poultry, aquiculture, and oysters. To date, there is no published paper addressing swine production with a complete LCA for Brazil or other tropical countries, nor is there one that performs a MMS scenario variation with composting and biodigestor by flare. Moreover, there is no uncertainty assessment that encompasses every aspect of these scenarios so that a seamless decision-making process is guaranteed.

Hence, the aim of this study was to evaluate the environmental impacts of swine production in Brazil through the use of a complete LCA, comparing four manure management systems (MMS): liquid

manure storage in slurry tanks (Sce.Ref); the biodigester by flare (Sce.Flare); the biodigester for energy purposes (Sce.CHP); and composting (Sce.Comp). Additionally, the uncertainty due to different emissions factors was evaluated to estimate the nitrous oxide and ammonia emissions from the manure handling stage.

II.2 MATERIAL AND METHODS

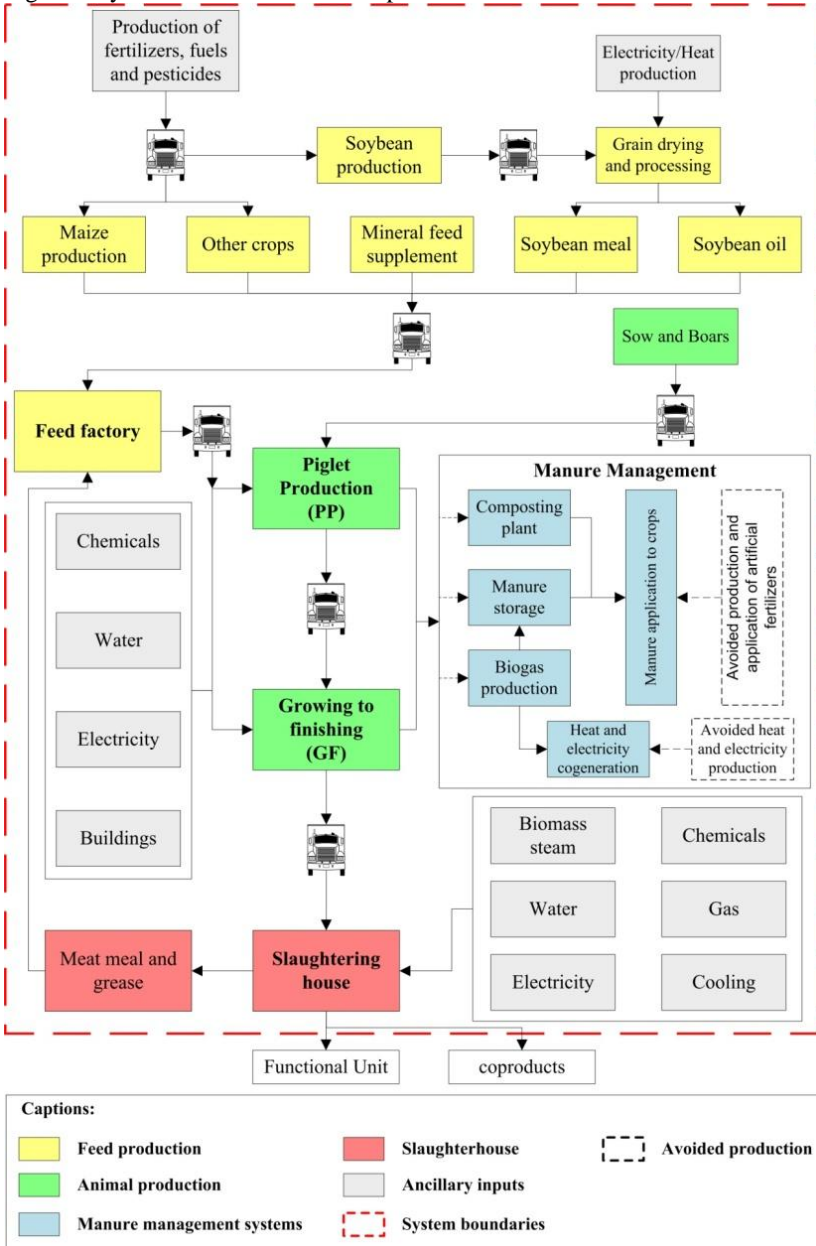
The environmental impacts were evaluated following ISO standards 14040 and 14044 (ISO, 2006a, 2006b), with SimaPro® software. The comprehensive scope of LCA is useful in order to avoid problem-shifting from one phase of the life-cycle to another and it is recognized as a trustworthy, scientific and understandable approach to address the environmental sustainability of human activities (BAITZ et al., 2013; FINNVEDEN et al., 2009). On top of that, the use of several mathematical models to address all the environmental aspects to its respective environmental impacts reduces the uncertainty in decision making between different options.

II.2.1 GOAL AND SCOPE

The system boundaries of this LCA begin with the crop production, grain drying and processing, piglet production (PP) and growing to finishing (GF) and end at the slaughterhouse with the cooled and eviscerated carcass, as displayed in Fig II-1. The animals are raised in housing with an uneven concrete floor for manure runoff to a downspout that transports the slurry to the manure management system (MMS).

The functional unit (FU) considered was 1000 kg of swine carcass (deadweight) in the equalization chamber for cutting or further distribution.

Fig II-1. System boundaries of swine production in southern Brazil.



II.2.2 LIFE CYCLE INVENTORY

The life cycle inventory (LCI) for the animal production and slaughterhouse stage was obtained from the integrated farms of Brazilian agroindustry and represents the southern Brazil. For the other stages, we used data based on the literature.

II.2.2.1 Crop production

Inputs and emissions data for Brazilian soybean and maize cultivation and processing were obtained from Prudêncio da Silva et al., (2010) and Alvarenga, Prudêncio da Silva and Soares (2012). The data for rice cultivation were obtained from the Ecoinvent® database (NEMECEK; KÄGI, 2007).

In Brazil, the origin of crop production has an important role in the environmental costs due to the impacts of land transformation (hereinafter: deforestation). Although recent data published by the National Institute for Space Research have indicated that since 2005, the annual rate of deforestation in the Amazon area has decreased (INPE, 2012), this is a major issue for the evaluation of the life cycle in animal production. We assumed impacts from deforestation only for the grains produced in the central west region because in southern Brazil the deforestation occurred many years ago.

To estimate the origin and transport distance of grains, we performed a weighted mean of the amount of grains from the central western and southern regions and the distance to the feed factory located in Santa Catarina, based on the year 2011. Soybean used in swine production in southern Brazil comes mainly from the central west (98%), with 1,713 km of distance, while the soybean from the south (2%) is transported over 494 km of distance. Maize grain comes mainly from the southern region (83%), with an average distance of 154 km, whereas from the central west (17%), they are transported over 1,559 km.

For deforestation, we considered direct land-use change (dLUC) factors according to (PRUDÊNCIO DA SILVA, 2011; PRUDÊNCIO DA SILVA et al., 2010). This assumption was used for grains (soybeans and maize) produced in the central west region.

II.2.2.2 Feed composition

In Brazil, swine feed composition uses mainly soybean meal as the protein source and maize as the energy source. Due to confidentiality, we divided the feed formulations into three main types (sows, piglets and growing to finishing), based on a weighted mean of the feed intake for each step of animal breeding and the amount of each ingredient, as displayed in Tab II-1.

Tab II-1. Animal feed composition and feed consumption.

Ingredients <i>Feed consumption</i>	Sows ^a		Piglets		Swine	
	<i>kg.animal⁻¹</i>	%	<i>kg.animal⁻¹</i>	%	<i>kg.animal⁻¹</i>	%
Maize	25.30	60.23	14.97	55.02	169.31	66.67
Soybean meal	9.52	22.66	6.04	22.20	70.72	27.85
Soybean oil	-	-	-	-	0.84	0.33
Soybean hulls	2.70	6.42	-	-	-	-
Maize gluten meal	-	-	0.82	3.00	-	-
Ca(HPO ₄)	0.42	0.99	0.12	0.45	0.89	0.35
NaCl	0.21	0.49	0.07	0.26	1.32	0.52
Limestone	0.49	1.17	0.16	0.58	2.44	0.96
L-Lysine HCl	0.06	0.14	0.09	0.33	0.13	0.05
DL-	-	-	0.01	0.03	0.05	0.02
Methionine	-	-	-	-	-	-
Rice bran meal	2.20	5.24	-	-	3.20	1.26
Premix	0.13	0.30	1.95	7.17	0.69	0.27
Animal fat	0.89	2.12	0.93	3.43	1.14	0.45
Animal meal	-	-	0.89	3.28	3.20	1.26
Other amino acids	0.01	0.03	0.03	0.10	0.03	0.01
Other ingredients ^b	0.09	0.21	1.13	4.15	-	-
Total	42.00	100.00	27.20	100.00	253.96	100.00

^a Note that the amount of feed per sows is the feed consumed in lactation period per piglet.

^b Mycotoxin binders, flavors and sweetener agent.

II.2.2.3 Animal production

For the piglet production and growing to finishing stages, the technical performance indicators based on the agroindustry are displayed in Tab II-2.

Tab II-2. Technical performance indicators of a vertically integrated system of production for swine in southern Brazil.

Piglet Production (PP)		Growing to finishing (GF)	
Weaned piglet per sow per year	25 piglet.sow ⁻¹ .year ⁻¹	Mortality	2.5 %
Feed per sow (boar included)	1050 kg.year ⁻¹	Feed conversion rate	2.51 kg
Gestation sows	114 days	Slaughter age	171 days
Dry sow	7 days	Slaughter weight	125 kg
Lactating sows	21 days	Carcass yield	73.9 %
Productive life	2.5 years		
Sow replacement	37.5 %		
Sow liveweight for slaughtering	220 kg		
Weaning mortality	1.4 %		
Feed conversion rate	1.54 kg		
Weaning age	38 days		
Exit liveweight	23.7 kg		

The overall amount of manure in the piglet production stage was estimated according to Oliveira (1993). In the growing to finishing stage, we adopted the values described by Tavares et al. (2014b). For housing emissions in animal production, we estimated the data according to IPCC (2006) and Hutchings et al. (2013). For enteric emissions, we use Tier 1 assuming 1.5 kg CH₄.swine⁻¹.year⁻¹ (IPCC, 2006). Tab A1 (APÊNDICE A) summarizes the main inputs and outputs for animal production.

II.2.2.4 Manure Management systems (MMS)

Manure composition for both the piglet production and growing to finishing stages was based on (TAVARES et al., 2014a, 2014b). The CO₂ and CH₄ emissions during manure storage were estimated according to Hamelin et al. (2010, 2011) and the IPCC (2006), respectively. The N-related emissions during storage and for field application were estimated considering (DÄMMGEN; HUTCHINGS, 2008; HUTCHINGS et al., 2013; IPCC, 2006; NEMECEK; KÄGI, 2007); see APÊNDICE A (Tab A2).

The baseline scenario (Sce.Ref) considers the manure management system with open slurry tanks without a natural crust cover and with a revetment of high-density polyethylene (HDPE) and a

storage time of 120 days, which according to the agroindustry represents approximately 80% of the integrated farms.

For biodigester with flare (Scce.Flare) and biodigester for energy purposes (Scce.CHP), manure is stored for 40 days in a digester and then for 80 days in open slurry tanks. We considered a concrete digester with a revetment of polyvinylchloride (PVC). In Scce.Flare, emissions from the flare were estimated according to Hamelin et al. (2010) and UNFCCC (2012) considering a flare efficiency of 90%. In Scce.CHP, the biogas production as well as the electricity and heat avoided were estimated according to Hamelin et al. (2010, 2011), thus resulting in a positive impact for this scenario. In the manure management system by composting (Scce.Comp), sawdust was used as a substrate with a manure application rate of 10 liters·kg⁻¹ and a storage time of 135 days. Manure was handled in a facility with low walls and concrete floors and a roof of transparent PVC (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006b). For detailed information of the emissions for the manure management system, see Tab A2 (APÊNDICE A).

II.2.2.5 Slaughterhouse

After the on-farm stage, the finished swine were transported to the slaughterhouse. Dead animals and those injured in transportation were sent to the meat meal and grease factory (FFG). The remaining were sent through the processes of bleeding, scalding, dehairing and toilette, head removal, evisceration, carcass splitting and inspection. Data for the slaughterhouse stage were collected from the agroindustry and represent a facility with modern technology (Tab A4, APÊNDICE A).

II.2.3 ALLOCATION PROCEDURES

For grain processing, we used economic allocation. For the piglet production stage, we used mass allocation for the sows and boars sent to slaughter (i.e., piglets: 82.66%; sows: 16.86 %; boars: 0.48%). For the manure applied in soil (all scenarios) and the electricity and heat in Scce.CHP, we use the substitution method concept; i.e. the use of manure as organic fertilizer avoids the production of chemical fertilizer (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; DALGAARD; HALBERG; HERMANSEN, 2007; KINGSTON; FRY; AUMONIER, 2009; KOOL et al., 2009; NGUYEN; HERMANSEN; MOGENSEN, 2011; WILLIAMS; AUDSLEY; SANDARS, 2006), and the use of the

biogas generated in *See*.CHP avoids electricity consumption from the Brazilian grid (FRISCHKNECHT et al., 2007) and the wood-based heat (BAUER, 2007) used in chicken production (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006a).

For coproducts in the slaughterhouse, we used the mass allocation procedure. However, for condemned carcasses and inedible offal (i.e., residues) the environmental burdens were attributed to the swine carcass (carcass: 86.9%; edible offal and other coproducts: 13.1%).

II.2.4 LIFE CYCLE IMPACT ASSESSMENT (LCIA)

We choose a problem-oriented method for the impact assessment, the ReCiPe (H) v.1.08 (GOEDKOOPE et al., 2013). The environmental impact categories evaluated were as follows: (i) climate change; (ii) terrestrial acidification; (iii) freshwater eutrophication; (iv) marine eutrophication; (v) terrestrial ecotoxicity; and (vi) natural land transformation. We also evaluated the total cumulative energy demand version 1.08 (PRÉ CONSULTANTS, 2013) and biodiversity damage potential from the de Baan, Alkemade and Koellner (2013) method expressed in BDP, with site-specific characterization factors for arable land and site-generic characterization for other land types. Regarding Brazilian biome distribution, we used the data from the Conservation and Sustainable Use of Brazilian Biological Diversity Project (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2007). The distribution for the central west is as follows: 34.0% tropical forest biome and 66.0% savannah; for the south: 99.3% tropical forest and 0.7% savannah biome.

Additionally for comparison purposes and for a better understanding of the impact magnitude on eutrophication, we evaluated the eutrophication potential from CML-IA method (GUINÉE et al., 2002). We choose this method because it was used in the most of the studies in the literature.

II.2.5 UNCERTAINTY ANALYSIS OF LCI PARAMETERS

In the manure management system scenarios, the N-related emissions were estimated with the model developed by Hutchings et al. (2013) with some modifications to calculate the flows of nitrogen. This model uses input parameters, such as emission factors (EF), which represent the proportion of the N in manure that is emitted as NH_3 , N_2O , N_2 , NO_x and NO_3 . When data were available, we used the EF for the

Brazilian scenario; nevertheless, when no data were available, we used the European EF. However, the adoption of EF from other scenarios brings uncertainty to the results, which can have a significant influence on the comparative scenarios. To estimate the uncertainty of the input parameters, we performed a survey of the available EFs (APÊNDICE A – Tab A5 to Tab A9) and established minimum and maximum values for a Monte Carlo (MC) simulation, assuming a uniform distribution. The Monte Carlo simulation was performed with SimaPro® (version 8.0.2), which allows for uncertainty propagation over all of the parameters with 10000 independent simulations. We used a 95% confidence interval.

II.3 RESULTS

II.3.1 LCA OF SWINE FROM SOUTHERN BRAZIL

The results per ton of swine carcass (deadweight) exhibited a significant contribution from feed production (a range of 17.6-99.5%) for all of the environmental impact categories and was a bottleneck for climate change, terrestrial acidification, marine eutrophication, biodiversity damage potential, natural land transformation, and cumulative energy demand (Tab II-3). On the other hand, the manure management system (MMS) contributed as high as 59.7% and 78.6% of the total impact for freshwater eutrophication and terrestrial ecotoxicity, respectively.

The CO₂ was mainly responsible for the impacts on climate change with 63.1% of total emissions, of which the CO₂ emissions from land-use change (dLUC) contributed to 32.0%. CH₄ emissions accounted for 18.5%, and the majority of it was due to manure storage. The other 18.3% contributing to climate change were from N₂O emissions, much of which was from the field emissions from maize production due to the use of urea as N fertilizer; the manure application as organic fertilizer also made a significant contribution to N₂O emissions.

Analyzing the life cycle stages, feed production in the growing to finishing and piglet production was responsible for 61.5% and 13.5% of total climate change, respectively.

The majority of the climate change from soybean crops was due to the Amazon biome deforestation from the central west grains. The MMS system was the second main contributor to the climate change impacts, with 17.7% of total emissions. Emissions due to enteric

fermentation in animal housing for the growing to finishing and piglet production were 96.7 and 31.4 kg of CO₂ eq. per ton of swine carcass, respectively.

Tab II-3. Environmental impacts per ton of swine carcass produced in South Brazil. Climate change (CC); Terrestrial acidification (TA); Freshwater eutrophication (FE); Marine eutrophication (ME); Cumulative energy demand (CED); Terrestrial ecotoxicity (TET); Biodiversity damage potential (BDP); and Natural land transformation (NL.T).

Life cycle stages	Impact categories							
	CC <i>kg CO₂ eq.</i>	TA <i>kg SO₂ eq.</i>	FE <i>kg P eq.</i>	ME <i>kg N eq.</i>	CED <i>MJ</i>	TET <i>kg 1,4-DCB eq.</i>	BDP <i>BDP</i>	NLT <i>m²</i>
Feed for piglet production ^a	498.2	8.852	0.161	1.938	4127.8	0.060	302.6	2.440
Piglet production ^b	142.6	3.598	0.168	0.182	692.20	0.180	1.535	0.026
Feed for growing to finishing	2268	39.24	0.720	8.933	17217	0.235	1401	12.48
Growing to finishing ^b	727.7	25.85	1.175	1.313	1231.3	1.181	5.622	0.029
Slaughtering	48.86	0.084	0.008	0.011	1222.5	0.025	2.118	0.056
Sub-total	3685	77.62	2.232	12.38	24491	1.681	1713	15.04
Avoided fertilizer	-182.0	-1.485	-0.084	-0.049	-2969.5	-0.053	-6.369	-0.049
Total	3503	76.13	2.148	12.33	21521	1.629	1706	14.99

^a including feed for sows.

^b including housing, storage and spreading emissions.

Ammonia emissions represented the primary contribution for the terrestrial acidification (91.8%), followed by the nitrogen oxide and sulfur dioxide emissions. Field emissions from maize crops (used as feed) were also the main source of the impacts on this category, with 55.1% of total NH_3 emissions. Manure storage and application in soil emitted 19.7%, while 18.3% of the NH_3 was from animal housing.

For freshwater eutrophication, the manure application as organic fertilizer was the most significant (61.7%), mainly due to the potential for P leaching. Soybean meal was responsible for 21.4% of the impacts on freshwater eutrophication, while the emissions from maize cultivation contributed with 15.8%. Marine eutrophication was caused by nitrate (76.3%) followed by ammonia (21.3%). Grain production was responsible for the emission of 96.0% and 59.3% of the total nitrate and ammonia, respectively. Production of feed was also the main source of the intensive use of energy. Greater energy demand in crop cultivation resulted from artificial fertilizer production (25.0%), grain transportation (26.0%) and deforestation (9.5%).

Terrestrial ecotoxicity was mainly caused by the manure application to soil, due to copper and zinc emissions (61.5% and 19.9%, respectively).

For biodiversity damage potential maize crops were the main source of the biodiversity damage (49.0%), while soybean meal accounted for 45.8%. Maize is used in larger amounts in the feed composition. However, because the majority of the soybean meal came from the central west region, an area that constitutes 66% of the savannah biome (see item II.2.2.2 and II.2.4 of this Chapter), soybean meal made a significant contribution to this category (the savannah has a higher characterization factor than the tropical forest - see de Baan, Alkemade and Koellner (2013)).

Soybean meal production made a major contribution to natural land transformation (83.5%), because we assumed that the impacts of deforestation for grain production in Brazil must be considered only in the central western region (PRUDÊNCIO DA SILVA, 2011; PRUDÊNCIO DA SILVA et al., 2010).

II.3.2 IMPACTS OF DIFFERENT MMS

The comparative LCA indicated that the Sc_e.Comp has the worst environmental performance for nearly all environmental impacts, except for marine eutrophication, in which Sc_e.Flare had the highest N eq. emissions (Tab II-4).

Tab II-4. Environmental profile for the four MMS scenarios. (Differences between the scenarios are given in percentages of the baseline scenario, i.e., See.Ref).

	CC	TE	FE	ME	CED	TET	BDP	NLT
	kg CO_2 $eq.$	kg SO_2 $eq.$	kg <i>P</i> $eq.$	kg <i>N</i> $eq.$	<i>MJ</i>	kg <i>I.A.</i> DB $eq.$	<i>BDP</i>	m^2
	%	%	%	%	%	%	%	%
See.Ref	3503	76.14	2.148	100	12.33	1.629	1706	14.99
See.Flare	3389	82.43	2.147	100	12.50	1.631	1706	14.99
See.CHP	3114	82.38	2.131	99.2	12.49	1.572	1696	14.94
See.Comp	3552	82.73	2.161	101	12.42	1.642	1890	15.12

For climate change, Scs.CHP has the lowest CO₂ eq. emissions per ton of swine carcass followed by Scs.Flare and Scs.Ref. The comparison with the baseline scenario for this impact category (i.e., Scs.Ref) indicated that Scs.Flare could reduce 3.3% of CO₂ eq. (114.5 kg) per functional unit due to methane conversion into CO₂ by biogas flaring. For Scs.CHP, due to the potential for biogas usage for electricity and heat production, it was possible to reduce by 11.1% the impacts (389.4 kg CO₂ eq.). Scs.Comp had approximately the same GHG emissions of the Scs.Ref with 3552 kg CO₂ eq.

Although Scs.Flare and Scs.CHP exhibited high NH₃ emissions (see Tab A2, APÊNDICE A), Scs.Comp resulted in slightly higher SO₂ eq. emissions compared to others scenarios due to the emissions of nitrogen oxide in the composting process.

For marine eutrophication, the results were very similar for all scenarios. The slightly higher emissions in scenarios Scs.Flare and Scs.CHP were due to the ammonia emissions in the slurry tank post biodigester storage. Ammonia emissions were estimated according to the content of total ammonia nitrogen (TAN) in the manure (APÊNDICE A). The proportion of N-organic mineralized in the biodigester (HUTCHINGS et al., 2013) is higher than in the slurry tank (Scs.Ref) and in the composting process (Scs.Comp), which results in a higher content of TAN entering the slurry tank post biodigester storage, thus causing greater ammonia emissions. The high content of TAN occurred due to the reduction in the manure carbon and dry matter, which led to an enhanced potential for NH₃ emissions (AMON et al., 2006).

The differences in the cumulative energy demand were due to the avoided products. For Scs.Ref, Scs.Flare and Scs.Comp, the results were driven by the amount of avoided fertilizer production, while for Scs.CHP, the positive impacts from the avoided energy and heat production can be added. The agronomic value of the organic fertilizer in Scs.Flare, Scs.CHP and Scs.Comp is higher than in the Scs.Ref due to the amount of N directly available for the crops. However, in Scs.Comp, the avoided fertilizer is lower because greater N loss occurs in the manure storage when compared to other manure management systems.

For biodiversity damage potential and natural land transformation, the Scs.Comp was the worst scenario, although minor differences were observed. For both impact categories, the use of sawdust as a substrate in the composting process was responsible for the differences between Scs.Comp and the other scenarios. For freshwater

eutrophication and terrestrial ecotoxicity, the results were very similar for all scenarios. Minor differences in the results were due to the agronomic value estimated for the manure applied as organic fertilizer.

II.3.3 UNCERTAINTIES IN THE N-RELATED EMISSIONS IN THE MMS COMPARISON

Tab II-5 summarizes the results of the Monte Carlo simulation for the impact categories that are most affected by the N-related emissions in the manure management systems. Major uncertainties were observed for terrestrial acidification in all scenarios with a coefficient of variation (CV) up to 6.8%. For climate change due to N₂O emissions, major uncertainties were observed for the Sc_e.Comp followed by the Sc_e.Ref. For marine eutrophication the coefficient of variation were around 1%, the low uncertainty for this impact category was due to the minor variations in nitrate emissions. Nitrate emissions are the main driver for the impacts on marine eutrophication. While for the remaining impact categories, we observed minor variations with the CV less than 0.9% for all scenarios. The very low uncertainty for biodiversity damage potential, cumulative energy demand, freshwater eutrophication, natural land transformation and terrestrial ecotoxicity were due to the amount of N fertilizer avoided, because these impact categories are not affected by the (direct) N-related emissions, i.e., more N loss in the manure management system results in minor amount of N available for application in the soil and, as consequence, less urea fertilizer avoided.

Regarding the emissions, NO_x exhibited the highest uncertainty with a CV of 39.6-48.9%, which partly explains the high uncertainty for terrestrial acidification in Sc_e.Ref, Sc_e.Flare and Sc_e.CHP. The second most uncertain emission was N₂O for Sc_e.Ref and Sc_e.Comp, with a CV of 33.2% and 32.5%, respectively; meanwhile, N₂ emissions were the second most uncertain emission for Sc_e.Flare and Sc_e.CHP, with CVs of 25.5% and 25.3%, respectively. The highest uncertainties for ammonia and nitrate emissions were observed in Sc_e.Ref, with a CV of 17.1% and 10.4%, respectively.

Tab II-5. Results of the Monte Carlo simulation for the impact categories direct affected by the N-related emissions.

	Climate Change <i>kg CO₂ eq.</i>			Terrestrial acidification <i>kg SO₂ eq.</i>			Marine eutrophication <i>kg N eq.</i>		
	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV	Mean	Range	CV
See.Ref	3610	3450-3770	2.4%	78.9	68.0-88.0	6.8%	12.4	12.1-12.7	1.3%
See.Flare	3450	3380-3530	1.3%	84.3	77.9-90.4	4.1%	12.6	12.4-12.7	0.9%
See.CHP	3180	3100-3260	1.4%	84.3	77.9-90.3	4.1%	12.5	12.3-12.7	0.9%
See.Comp	3600	3270-3970	5.6%	84.8	78.3-90.8	4.0%	12.5	12.3-12.7	0.9%

Tab II-6. Probability of the alternatives for manure management systems indicating lower impacts than those for the See.Ref (in %).

Comparison	CC	TA	FE	ME	CED	TET	BDP	NLT
≥ See.Flare	95.0	20.4	38.1	24.6	44.1	4.1	16.3	0.6
≥ See.CHP	100.0	20.6	100.0	25.4	100.0	100.0	100.0	100.0
≥ See.Comp	51.7	18.8	0.0	34.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Comparing the alternative manure management system scenarios with the baseline scenario (Scce.Ref) through the Monte Carlo simulation, it is possible to state that Scce.CHP in 100% of the cases will be favorable for climate change, freshwater eutrophication, cumulative energy demand, terrestrial ecotoxicity, biodiversity damage potential and natural land transformation (Tab II-6), while for terrestrial acidification and marine eutrophication, this scenario will only exhibit lower emissions in 20.6% and 25.4% of the cases, respectively. The climate change for the Scce.Flare scenario will be favorable in 95% of the cases compared to Scce.Ref, while for the other impact categories, the Monte Carlo simulation indicated that this alternative had no significant effect as displayed in Tab II-6. For the Scce.Comp, the Monte Carlo results indicated that this scenario will be preferable for climate change in 51.7% of the cases compared to Scce.Ref; for freshwater eutrophication, cumulative energy demand, terrestrial ecotoxicity, biodiversity damage potential and natural land transformation, Scce.Comp in 100% of the cases will have high emissions compared to Scce.Ref.

II.4 DISCUSSION

Comparing our results with the literature (Tab II-7), we had higher emissions for climate change than those for (GAP in BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; DALGAARD; HALBERG; HERMANSEN, 2007; HALBERG et al., 2008; NGUYEN; HERMANSEN; MOGENSEN, 2011; RECKMANN; TRAULSEN; KRIETER, 2013; SPIES, 2003; and the Southern production in WIEDEMANN et al., 2010). The main reason for the high CO₂ eq. emissions in our study seems to be the inclusion of the deforestation impacts (i.e., dLUC) in grain production. Only the deforestation represented 31.3% of the impacts in our system for climate change. In this sense, Brazilian government and industry have made efforts to identify soybean produced in deforested areas from Amazon Biome, with initiatives such as the Soy Moratorium as a pledge to not commercialize soybean produced in those areas after 2006 (PRUDÊNÇIO DA SILVA, 2011). Recent data indicated that from cleared areas in Amazon biome during the Soy Moratorium (2006-2012) less than 0.77% was used for soybean production (ABIOVE, 2013), which are lower than those described by Prudêncio da Silva et al. (2010), and used in this study.

The high impacts on climate change in the Swedish production (CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004), compared to our study, may be due to the longer period of animal feeding and the animal final weight (160 kg). The final weight contributes to increased impacts because the daily weight gain generally decreases according to the animal age. A low feed conversion rate is also one of the reasons for the high impacts on climate change in (KINGSTON; FRY; AUMONIER, 2009; SCHENCK, 2006; WILLIAMS; AUDSLEY; SANDARS, 2006); Spanish production in (BAUMGARTNER; DE BAAN; NEMECEK, 2008); and the organic scenarios in (KOOL et al., 2009) compared to our study. In addition, the method of calculation of nitrous oxide and ammonia emissions can also explain the highest impacts on climate change, terrestrial acidification and eutrophication potential for certain studies (KINGSTON; FRY; AUMONIER, 2009; WILLIAMS; AUDSLEY; SANDARS, 2006).

For eutrophication potential, our study had better results than (CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004; HALBERG et al., 2008; KINGSTON; FRY; AUMONIER, 2009; SCHENCK, 2006; SPIES, 2003; WILLIAMS; AUDSLEY; SANDARS, 2006) and similar results to (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; DALGAARD; HALBERG; HERMANSEN, 2007; NGUYEN; HERMANSEN; MOGENSEN, 2011; RECKMANN; TRAULSEN; KRIETER, 2013). The main differences for eutrophication potential and terrestrial acidification compared to (KINGSTON; FRY; AUMONIER, 2009; SPIES, 2003; WILLIAMS; AUDSLEY; SANDARS, 2006) were due to the high estimation of ammonia emissions on these studies.

The lower values for terrestrial acidification in the red label scenario (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005) seem to be a consequence of solid manure in the crop cultivation, which results in a large decrease in the ammonia losses during manure application.

The terrestrial ecotoxicity was evaluated only in (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; BAUMGARTNER; DE BAAN; NEMECEK, 2008); however, due to differences in the models and characterization factors in the LCIA, the results are not comparable. This was also why we did not compare the results for the cumulative energy demand. Regarding the other impact categories, we could not find other studies that have evaluated freshwater eutrophication, marine eutrophication, natural land transformation and biodiversity damage potential.

Tab II-7. LCA results for swine production worldwide (Results per ton of swine carcass). Climate change (CC); Eutrophication potential (EP); Terrestrial acidification (TA); Cumulative energy demand (CED).

<i>Author</i>	<i>Country^a</i>	<i>System</i>	<i>CC</i>	<i>EP</i>	<i>TA</i>	<i>CED</i>
Our study	BR	Intensive production	3503	22.54 ^b	76.13	21521
Spies (2003)	BR ^c	Intensive production	2022	112.29	232.80	9559
Cederberg; Flysjö (2004)	SE	Animal welfare	4080	24.78	51.94	16090
		Environmental care	3630	15.87	26.13	14700
Basset-Mens; van der Werf (2005)	FR ^c	Product quality and price	4430	28.04	64.19	18430
		Good Agricultural Practice (GAP)	2704	24.46	51.15	18695
		Red Label (RL)	4068	19.52	26.57	21046
		Organic (OA)	4668	25.34	43.74	26102
Williams et al. (2006)	UK	Non-organic	6360	100.00	395.00	16700
		Organic	5640	57.00	129.00	14500
Schenck (2006)	US	Intensive	9400	60.00	150.00	-
		Environmental care	3800	65.00	100.00	-
Dalgaard et al. (2007)	DK	Conventional	3300	23.20	45.00	-
	UK	Conventional	3400	30.10	64.00	-
	NL ^d	Conventional	3600	21.90	42.00	-
Halberg et al. (2008)	DK ^c	Organic (free-range sows)	3433	31.63	67.37	-
		Organic (all free-range)	3904	44.80	72.19	-
		Organic (tent)	3327	31.75	59.85	-
Hirschfeld et al. (2008)	DE ^c	-	3645	-	-	-
Baumgartner et al. (2008)	DE ^c	Fully slatted	3527	19.75	45.03	31864
	ES ^c	Fully slatted	4527	36.20	75.96	39506
		Indoor (slatted flooring)	4800	42.50	138.00	-
		Indoor (loose bedding)	5700	78.00	289.00	-
		Outdoor bred (loose bedding)	5700	71.50	249.00	-
Kingston et al. (2009)	UK	Indoor (slatted flooring)	4400	42.00	141.00	-
		Indoor (slatted flooring, anaerobic digestion)	4100	34.90	121.00	-
		Organic (outdoor, loose bedding)	5400	66.00	199.00	-
	NL	Conventional	3600	-	-	-
		Organic	4300	-	-	-
Kool et al. (2009)	UK	Conventional	3500	-	-	-
		Organic	4400	-	-	-
	DE	Conventional	3700	-	-	-
		Organic	5000	-	-	-
	DK	Conventional	3500	-	-	-
	Organic	4000	-	-	-	
Wiedemann et al. (2010)	AU	Conventional (Northern)	5500	-	-	24500
		Conventional (Southern)	3100	-	-	20300
Nguyen et al. (2011)	DK	Conventional	3100	24.30	56.00	21000
		Conventional ^e	3400	32.10	61.00	22000
Reckmann et al. (2013)	DE	Standard	3220	23.30	57.10	19500

^a Country: BR – Brazil; SE – Sweden; FR – France; UK – United Kingdom; US – United States; DK – Denmark; NL – Netherlands; DE – Deutschland; ES – Spain; AU – Australia.

^b Eutrophication potential (EP) in kg PO₄³⁻ eq. from CML-IA method (Guinée et al. 2002).

^c Results estimated per ton of carcass with a carcass yield of 73.9% and the same allocation of our study to the byproducts in the slaughtering stage.

^d Including transport to the Port of Harwich.

^e Consequential LCA.

Analyzing the breakdown of the emissions contribution per impact category, our results differ from the LCA studies for climate change. The biggest contributor for the climate change in Brazilian swine production was the CO₂ emissions, followed by CH₄ and N₂O; in some European studies (CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004; DALGAARD; HALBERG; HERMANSEN, 2007; RECKMANN; TRAULSEN; KRIETER, 2013) the contribution of N₂O is much higher. CO₂ and CH₄ are secondary emissions with almost the same share of the contribution for climate change. The greater amount of CO₂ emitted in the Brazilian system is strongly related to the impact of deforestation.

For the terrestrial acidification, our results were in line with the other LCA studies (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004; DALGAARD; HALBERG; HERMANSEN, 2007; KINGSTON; FRY; AUMONIER, 2009; RECKMANN; TRAULSEN; KRIETER, 2013; SPIES, 2003; WILLIAMS; AUDSLEY; SANDARS, 2006), with NH₃ emissions as the main driver for this impact category. With respect to eutrophication potential (the CML-IA method), our results were similar to Reckmann, Traulsen and Krieter (2013), with NH₃ as the main contributor to this impact category (44.3%), and different from (BASSET-MENS; VAN DER WERF, 2005; BAUMGARTNER; DE BAAN; NEMECEK, 2008; CEDERBERG; FLYSJÖ, 2004; DALGAARD; HALBERG; HERMANSEN, 2007), in which NO₃ emissions represented the greatest contribution to eutrophication potential (56.1-78.0%).

Regarding the manure management systems used by the Brazilian swine producers, the use of biodigester seems to be the most favorable alternative, especially if the captured biogas is used for energy purposes. An additional advantage of the biodigester scenarios is the agronomic value of the manure due to the higher mineralized N content. According to some studies (AMON et al., 2006; CHANTIGNY et al., 2007) the reduction of the dry matter content increases the infiltration rate of the manure into the soil and thereby reduces the NH₃ emissions after manure application. However, in our estimation the high content of total ammonia nitrogen resulted in the high potential for NH₃ emissions

generating a greater terrestrial acidification for Sce.Flare, Sce.CHP and Sce.Comp (see Tab II-4), which highlights the importance of the need to better understand the N-related emissions.

With respect to uncertainties in LCA modeling, besides the differences in the scope definition, the greater uncertainties came in general from the estimation of CH₄, N₂O and NH₃ emissions in crop cultivation, animal rearing and in the manure management system. This uncertainty is present because the emissions are not known and are very difficult to measure because of economic costs and the long measurement periods in the field. As previously stated by Rigolot et al. (2010), there is a need for improvement in the databases and emissions measurement reports.

II.5 CONCLUSIONS OF THE ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF SWINE PRODUCTION

The LCA helped to identify feed production as the main source for the environmental impacts of the analyzed system, so the feed conversion rate is a key determinant for decreasing the impacts of the swine supply chain. Regarding the options to decrease the emissions in the manure management system, Sce.CHP seems to be the most suitable alternative for climate change, freshwater eutrophication, cumulative energy demand, terrestrial ecotoxicity, biodiversity damage potential and natural land transformation, compared to the Sce.Ref. Nevertheless, if the goal is to decrease the impacts for terrestrial acidification and marine eutrophication, the Sce.Ref is the most preferable scenario compared to all of the alternative options. The use of composting as an alternative to open slurry tanks should be used only if N₂O emissions can be reduced once an increase of this emission is observed.

With respect to N-related emissions, the Monte Carlo simulation indicated great uncertainties for the N₂O emissions and consequently the NO_x emissions because we assume nitrogen oxides to be three times as large as the direct N₂O emission. Therefore, more studies should be developed to decrease the variability of N₂O emissions from the manure handling.

As a further recommendation, we suggest conducting an LCA for swine production in the central western region of Brazil because lower grain transportation distances can help decrease the use of fossil fuels and emissions with the potential to cause climate change and cumulative energy demand. There is also a need to create specific emissions factors for swine production in Brazil because the emissions related to housing,

storage and the field exhibit a significant contribution for almost all of the impacts.

Acknowledgments

We'd like to thank the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) for the financial support. Special thanks to Marco Antonio Santos, Vamilson Prudêncio da Silva Jr., Paulo Armando V. de Oliveira; And to the anonymous reviewers for the important suggestions.

II.6 REFERENCES

ABIOVE. *Moratória da Soja: Mapeamento e monitoramento do plantio de soja no bioma Amazônia – 6º Ano (Moratória da Soja)*. Grupo de Trabalho da Soja / Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - GTS/INPE, 2013. Disponível em: <http://www.abiove.org.br/site/_FILES/Portugues/03022014-160810-port_final_baixa.pdf>. Acesso em: 6 jul. 2014.

ALVARENGA, R. A. F.; PRUDÊNCIO DA SILVA, V.; SOARES, S. R. Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production. *J Clean Prod*, v. 28, p. 25–32, 2012.

AMON, B. et al. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agric Ecosyst Environ*, v. 112, n. 2–3, p. 153–162, 2006.

BAITZ, M. et al. LCA's theory and practice: like ebony and ivory living in perfect harmony? *Int J Life Cycle Assess*, v. 18, n. 1, p. 5–13, 2013.

BASSET-MENS, C.; VAN DER WERF, H. M. G. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agric Ecosyst Environ*, v. 105, n. 1–2, p. 127–144, 2005.

BAUER, C. Holzenergie. In: *Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz*. Final report. Dübendorf, Switzerland: Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007. v. Ecoinvent no. 6-IX.

BAUMGARTNER, D. U.; DE BAAN, L.; NEMECEK, T. *European grain legumes — environment-friendly animal feed?* Life cycle assessment of pork, chicken meat, egg and milk production. Zürich, Switzerland: Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, 2008.

CANTRELL, K. B. et al. Livestock waste-to-bioenergy generation opportunities. *Bioresource Technol*, v. 99, n. 17, p. 7941–7953, 2008.

CEDERBERG, C.; FLYSJÖ, A. *Environmental assessment of future pig farming systems*: quantifications of three scenarios from the FOOD 21 synthesis work: Rapport no. 733. Gothenburg: The Swedish Institute for Food and Biotechnology - SIK, 2004. Disponível em: <http://www.vaxteko.nu/html/sll/institutet_livsm_biotechnik/sik-rapport/SIK723/SIK723.PDF>. Acesso em: 15 jan. 2012.

CHANTIGNY, M. H. et al. Gaseous Nitrogen Emissions and Forage Nitrogen Uptake on Soils Fertilized with Raw and Treated Swine Manure. *J Environ Qual*, v. 36, n. 6, p. 1864–1872, 2007.

DALGAARD, R. L.; HALBERG, N.; HERMANSEN, J. E. *Danish pork production: an environmental assessment*. Tjele: University of Aarhus, 2007. Disponível em: <<http://www.lcafood.dk/djfhus82ny.pdf>>. Acesso em: 5 maio. 2012.

DÄMMGEN, U.; HUTCHINGS, N. J. Emissions of gaseous nitrogen species from manure management: A new approach. *Environ Pollut*, v. 154, n. 3, p. 488–497, 2008.

DE BAAN, L.; ALKEMADE, R.; KOELLNER, T. Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *Int J Life Cycle Assess*, v. 18, n. 6, p. 1216–1230, 2013.

DE VRIES, M.; DE BOER, I. J. M. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livest Sci*, v. 128, n. 1, p. 1–11, 2010.

FINNVEDEN, G. et al. Recent developments in Life Cycle Assessment. *J Environ Manage*, v. 91, n. 1, p. 1–21, 2009.

FRISCHKNECHT, R. et al. *Strommix und Stromnetz*. Dübendorf, Switzerland: Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007.

FATMA. *Suinocultura*. Instrução Normativa n.11. Fundação Meio Ambiente, 2014. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br/conteudo/instrucoes-normativas>>. Acesso em: 20 jul. 2011.

GOEDKOOP, M. et al. *ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the*

endpoint level. Report I: Characterisation. Bilthoven: RIVM, 2013. Disponível em: <<http://www.lcia-recipe.net/file-cabinet>>. Acesso em: 18 set. 2014.

GUINÉE, J. B. et al. *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational guide to the ISO standards*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002.

HALBERG, N. et al. Comparative environmental assessment of three systems for organic production in Denmark. In: KÖPKE, U.; SOHN, S. M. (Eds.). *ISO FAR Conference Series*. p. 249–261, 2008.

HAMELIN, L. et al. *Life cycle assessment of biogas from separated slurry*. Faculty of Agricultural Sciences, Aarhus University, 2010. Disponível em: <<http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2010/978-87-92668-03-5/pdf/978-87-92668-04-2.pdf>>. Acesso em: 15 dez. 2013.

HAMELIN, L. et al. Environmental Consequences of Future Biogas Technologies Based on Separated Slurry. *Environ Sci Technol*, v. 45, n. 13, p. 5869–5877, 2011.

HIGARASHI, M. M. et al. Greenhouse gases emissions from deep pit stored swine manure in southern Brazil. In: III SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAS – SIGER. *Anais...*, São Pedro-SP, 2013. Disponível em: <http://www.sbera.org.br/3sigera/obras/pe_imp_05_MarthaHigarashi.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2013.

HUTCHINGS, N. J. et al. Modelling the potential of slurry management technologies to reduce the constraints of environmental legislation on pig production. *J Environ Manage*, v. 130, p. 447–456, 2013.

INPE. *Monitoramento da floresta Amazônica brasileira por satélite - Estimativas Anuais de desflorestamento desde 1988 até 2012*. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2012. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2012.htm>. Acesso em: 17 maio. 2014.

IBGE. *Produção da Pecuária Municipal - 2013*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro: IBGE, 2014. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Pecuaria/Producao_da_Pecuaria_Municipal/2013/ppm2013.pdf>. Acesso em: 8 jan. 2015.

IPCC. Emissions from Livestock and Manure Management. v. 4, p. 10.1–10.87. In: EGGLESTON, S. H. et al. (Eds.). *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Japan: IGES, 2006.

ISO. 14040: Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. Geneva (Switzerland): ISO copyright office, 2006a.

ISO. 14044: Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines. Geneva (Switzerland): ISO copyright office, 2006b.

KINGSTON, C.; FRY, J. M.; AUMONIER, S. *Scoping life cycle assessment of pork production*. Final Report. Agriculture and Horticulture Development Board Meat Services (AHDBMS), 2009.

KOOL, A. et al. *Carbon footprints of conventional and organic pork: Assessment of typical production systems in the Netherlands, Denmark, England and Germany*. Gouda: Blonk Milieu Advies BV, 2009. Disponível em: <<http://blonkconsultants.nl/en/publications/>>. Acesso em: 05 abr. 2012.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. V. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. *Cad Cienc Tecnol*, v. 22, n. 3, p. 651–665, 2005.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresource Technol*, v. 100, n. 22, p. 5485–5489, 2009.

MASSÉ, D. I.; TALBOT, G.; GILBERT, Y. On farm biogas production: A method to reduce GHG emissions and develop more sustainable livestock operations. *Anim Feed Sci Tech*, v. 166, p. 436–445, 2011.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. *Projeto de conservação e utilização sustentável da diversidade biológica brasileira – PROBIO*. MMA, 2007. Disponível em: <http://mapas.mma.gov.br/mapas/aplic/probio/datadownload.htm?/amazonia/dados/shape_file/folhas/vegetacao/>. Acesso em: 13 mar. 2014.

MURPHY, J. D.; MCKEOGH, E.; KIELY, G. Technical/economic/environmental analysis of biogas utilisation. *Appl Energ*, v. 77, n. 4, p. 407–427, 2004.

NEMECEK, T.; KÄGI, T. *Life cycle inventories of Swiss and European agricultural systems*. Dübendorf, Switzerland: Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007.

NGUYEN, T. L. T.; HERMANSEN, J. E.; MOGENSEN, L. *Environmental assessment of Danish pork*. Tjele: Aarhus University, 2011. Disponível em: <www.agrsci.au.dk>. Acesso em: 4 out. 2012.

OLIVEIRA, P. A. V. *Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos*. Concórdia: Embrapa-CNPSA, 1993.

OLIVEIRA, P. A. V. *Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos*: Manual de boas práticas. Programa Nacional do Meio Ambiente-PNMA II. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004.

OLIVEIRA, P. A. V.; HIGARASHI, M. M. *Unidade de compostagem para o tratamento dos dejetos de suínos*. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006a. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br/down.php?tipo=publicacoes&cod_publicacao=918>. Acesso em: 23 jan. 2013.

OLIVEIRA, P. A. V.; HIGARASHI, M. M. *Geração e utilização de biogás em unidade de produção de suínos*. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006b.

PRÉ CONSULTANTS. *SimaPro database manual*: Methods library. Disponível em: <<http://www.pre-sustainability.com/download/DatabaseManualMethods-oct2013.pdf>>. Acesso em: 2 fev. 2014.

PRUDÊNCIO DA SILVA, V. et al. Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios. *J Environ Manage*, v. 91, n. 9, p. 1831–1839, 2010.

PRUDÊNCIO DA SILVA, V. *Effects of intensity and scale of production on environmental impacts of poultry meat production chains - LCA of French and Brazilian poultry production scenarios*. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

RECKMANN, K.; TRAULSEN, I.; KRIETER, J. Environmental Impact Assessment – methodology with special emphasis on European pork production. *J Environ Manage*, v. 107, p. 102–109, 2012.

RECKMANN, K.; TRAULSEN, I.; KRIETER, J. Life Cycle Assessment of pork production: A data inventory for the case of Germany. *Livest Sci*, v. 157, n. 2, p. 586–596, 2013.

RIGOLLOT, C. et al. Modelling of manure production by pigs and NH₃, N₂O and CH₄ emissions. Part II: effect of animal housing, manure storage and treatment practices. *Animal*, v. 4, n. 08, p. 1413–1424, 2010.

RUVIARO, C. F. et al. Life cycle assessment in Brazilian agriculture facing worldwide trends. *J Clean Prod*, Italy. v. 28, p. 9–24, 2012.

SCHENCK, R. *Life cycle assessment of USA pork production in 2004*. Institute for Environmental Research and Education (IERE), 2006.

SPIES, A. *The sustainability of the pig and poultry industries in Santa Catarina, Brazil: a framework for change*. Ph.D Thesis—Brisbane: University of Queensland, 2003.

STEINFELD, H. et al. *Livestock's long shadow*. Environmental issues and options. LEAD/FAO, 2006. Disponível em: <<http://www.europarl.europa.eu/climatechange/doc/FAO%20report%20executive%20summary.pdf>>. Acesso em: 18 set. 2013.

TAVARES, J. M. R. et al. Efeito do tipo de bebedouro na produção de dejetos, e nos custos associados à sua estocagem, na suinocultura. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL. *Anais...*, Monterrey: 2014a.

TAVARES, J. M. R. et al. The water disappearance and manure production at commercial growing-finishing pig farms. *Livest Sci*, v. 169, p. 146–154, 2014b.

THOMASSEN, M. A.; DE BOER, I. J. M. Evaluation of indicators to assess the environmental impact of dairy production systems. *Agric Ecosyst Environ*, v. 111, n. 1–4, p. 185–199, 2005.

UNFCCC. *Methane recovery in animal manure management systems*. United Nations Framework Convention on Climate Change, 2012. Disponível em: <<http://cdm.unfccc.int/about/index.html>>. Acesso em: 6 jan. 2014.

USDA. *Livestock and poultry: world markets and trade*. 2014: Record Global Meat Trade. United States Department of Agriculture. Foreign Agricultural Service, 2013. Disponível em: <http://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/livestock_poultry.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2014.

VALLEJO, A. et al. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. *Soil Biol Biochem*, v. 38, n. 9, p. 2782–2793, 2006.

VAN DER WERF, H. M. G.; PETIT, J. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agric Ecosyst Environ*, v. 93, n. 1–3, p. 131–145, 2002.

WEIDEMA, B. P. et al. *Environmental improvement potentials of meat and dairy products*. Luxembourg: European Communities, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2791/38863>>. Acesso em: 23 ago. 2012.

WIEDEMANN, S. et al. *Environmental assessment of two pork supply chains using life cycle assessment*. Rural Industries Research and Development Corporation – RIRDC, 2010.

WILLIAMS, A. G.; AUDSLEY, E.; SANDARS, D. L. *Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities*. Bedford: Cranfield University and Defra, 2006. Disponível em: <<http://www.silsoe.cranfield.ac.uk>>. Acesso em: 23 mai. 2012.

Capítulo III. Uncertainty in LCA studies due to methodological choices

Edivan Cherubini^{a, b*}, Davide Franco^a, Guilherme Marcelo Zanghelini^{a, b},
Sebastião Roberto Soares^{a, b}

^a Universidade Federal de Santa Catarina, Dep. de Eng. Sanitária e Ambiental, 88040-970 Florianópolis, Brazil.

^b Life Cycle Assessment Research Group (CICLOG) - www.ciclodevida.ufsc.br.

* Corresponding author: Brazil. Tel.: +55 48 3721 6319. E-mail addresses: edivan.cherubini@posgrad.ufsc.br, edicherubini@hotmail.com (E. Cherubini).

Abstract: Uncertainty is present in many forms in life cycle assessment (LCA), e.g. data, mathematical relations and methodological choices. Regarding to the latter, little attention has been paid to analyze the variability that the choices made by the LCA practitioner has on the LCA outcomes. To address the results variability due to choices in LCA the common practice is to carried out a sensitivity analysis in the allocation approach or in the life cycle impact assessment (LCIA) method and sometimes are only treated at a qualitative level. Hence, the purpose of this chapter was to evaluate the uncertainty and the sensibility in the LCA outcomes due to two methodological choices, the allocation approach and the LCIA method. We used the comparative case study from Chapter II to address the uncertainty due to the methodological choices. First, a scenario variation through a sensitivity analysis of the approaches used to deal with multi-functionality problem was conducted in the main processes of the system product followed by the impact assessment using five LCIA methods at midpoint level. The results from the sensitivity analysis were used to generate 10000 independent simulations through the Monte Carlo method and then compared using an analysis of variance (ANOVA) with a Turkey's honest significant difference (HSD) test to identify statistical differences between the scenarios. The results of the sensibility analysis of the allocation approach showed that the ranking of scenarios remains the same for all the environmental impact categories. The use of the substitution method to deal with the multi-functional processes in swine production showed the highest values for almost all the impact categories, exception to the freshwater ecotoxicity. Regarding to the variation of the LCIA method, for acidification, eutrophication and freshwater ecotoxicity the results were very sensitive to the method used. Irrespective of the differences between the methods and in the absolute values, the overall ranking of scenarios did not change. Analyzing the sources of uncertainty, climate change was most affected by the allocation approach used, while for acidification, eutrophication and freshwater ecotoxicity the LCIA method had the major influence in the results. The uncertainty analysis with the Monte Carlo simulations showed a wide range of the results generating an overlap of the scenarios' outcomes for all environmental impact categories. Nevertheless, the ANOVA and Tukey test allowed to identify differences between the scenarios for climate change, acidification and for some

alternatives in eutrophication. For freshwater ecotoxicity, there were no differences between the options for manure management. Despite the dependency of the LCA outcomes in the choices made by the LCA practitioner, the methodology proposed was effective to decrease the uncertainty in the decision-making.

Key-words: life cycle assessment, methodological choices, uncertainty analysis, allocation approach, LCIA method.

RESUMO EXPANDIDO EM PORTUGUÊS

Introdução. O objetivo deste capítulo foi avaliar a incerteza e a sensibilidade em estudos de ACV geradas por duas escolhas metodológicas, a abordagem de alocação e o método de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV). A incerteza está presente em várias etapas de um estudo de ACV, sendo aquelas causadas pelas escolhas do especialista pouco avaliadas. Quando consideradas, normalmente é por meio de análises de sensibilidade ou somente por uma avaliação qualitativa do problema.

Material e métodos. Para ilustrar a incerteza devido às escolhas metodológicas, foi utilizada a abordagem de variação de cenário, na qual primeiro foi realizada uma análise de sensibilidade nas abordagens usadas para lidar com os problemas de multifuncionalidade dos principais processos do estudo de caso comparativo do Capítulo II. Depois, uma segunda análise de sensibilidade foi realizada nos métodos de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV).

A variação da abordagem de alocação¹⁶ foi realizada considerando as especificidades de cada processo, como descritos no Capítulo II (página 96 – cenário base ‘caso-a-caso’ para comparação). Na variação de cenário para alocação econômica, os processos multifuncionais consideraram somente a alocação econômica. De maneira similar, nas demais variações de cenário o mesmo procedimento foi realizado considerando somente a alocação por massa e a expansão do sistema por meio do método de substituição. A análise de sensibilidade dos métodos de AICV foi realizada considerando 5 métodos midpoint: ReCiPe 2008 (H) midpoint, CML-IA, EDIP 2003, ILCD 2011 e TRACI 2.1. Para comparar as categorias de impacto os indicadores de categoria (e.g. CO₂ eq.) foram convertidos para uma métrica comum seguindo o procedimento descrito por Dreyer, Niemann e Hauschild (2003).

Os resultados da análise de sensibilidade geraram uma média e um desvio padrão que foram utilizados em um método estatístico de amostragem chamado Monte Carlo. Esta técnica de modelagem probabilística permitiu avaliar qual seriam os resultados caso fossem realizadas 10000 amostragens, e desta maneira foi possível gerar um histograma de frequência e uma distribuição de probabilidade que representam os resultados da variação de cenários. Para avaliar se os resultados das 10000 amostragens possuíam diferenças entre si, foi aplicada uma análise de variância (ANOVA) com o Teste de Tukey de diferença honesta significativa (HSD).

Resultados e discussões. Os resultados da análise de sensibilidade da abordagem de alocação demonstraram que independente do procedimento adotado o ranking dos cenários permaneceu o mesmo para todas as categorias de impacto. Quando utilizado somente o método de substituição foram observados um aumento dos impactos para mudanças climáticas, acidificação e eutrofização. Dependendo da abordagem de alocação, observou-se que as

¹⁶ Abordagem de alocação na tese se refere tanto procedimentos de alocação (particionamento) quanto expansão do sistema pelo método de substituição.

fronteiras do sistema podem sofrer alterações significativas. As diferenças nas fronteiras ocorrem, pois nos cenários caso-a-caso e com o método de substituição é assumido que os coprodutos no sistema de manejo de dejetos evitam a produção de fertilizante químico, energia elétrica e térmica. Neste caso, as fronteiras são expandidas para considerar a aplicação dos dejetos no solo e a produção evitada dos produtos anteriormente mencionados. Nos cenários com alocação por massa e econômica, as fronteiras do sistema da etapa de manejo dos dejetos terminam no ponto de substituição, i.e., antes da aplicação do dejetos no solo.

A análise de sensibilidade dos métodos de AICV apresentaram poucas variações para a categoria mudanças climáticas. Este resultado era esperado, pois os métodos utilizam o mesmo modelo de caracterização do IPCC. Para as categorias de acidificação, eutrofização e ecotoxicidade de águas doces, os resultados foram muito sensíveis aos métodos de AICV utilizados. Acidificação e eutrofização são categorias de impacto regionais e desta maneira são modeladas considerando especificidades locais. Além disso, existem diferenças no número de substâncias consideradas em cada método, modelos e fatores de caracterização, por exemplo, somente os métodos CML-IA e TRACI consideram tanto a eutrofização terrestre quanto a aquática. Realizando uma análise de contribuição das substâncias nos métodos de AICV, percebe-se que para mudanças climáticas e acidificação, mesmo possuindo diferenças nos modelos, os impactos são gerados pelas mesmas emissões. Para eutrofização, no método CML-IA a emissão de amônia foi principal responsável pelos impactos, enquanto nos demais métodos a emissão de fósforo apresentou um peso maior. Quando analisada a categoria de impacto de ecotoxicidade terrestre, não foi possível perceber similaridade entre os métodos com relação a contribuição das emissões. A análise de contribuição demonstrou que diferentes emissões são as responsáveis pelos impactos na ecotoxicidade de água doce dependendo do método de AICV utilizado.

A avaliação das incertezas em histogramas de frequência demonstrou uma sobreposição dos resultados para todas as categorias de impacto. Comparando o Sce.Ref com o Sce.CHP para mudanças climáticas, observou-se que em 14% dos casos Sce.CHP apresenta menores emissões, sendo que Sce.Ref irá resultar em maiores emissões em 26% dos casos. Para as categorias acidificação, eutrofização e ecotoxicidade de águas doces os gráficos se sobrepõem quase que totalmente. A categoria de impacto mudanças climáticas foi a que resultou em menores incertezas e teve sua variabilidade influenciada principalmente pela abordagem de alocação. De maneira contrastante, a ecotoxicidade de águas doces apresentou um coeficiente de variação de 197%, com um range de valores quase 7,7 vezes maiores que o valor médio dos resultados para esta categoria de impacto. Apesar da grande variabilidade dos resultados gerados na análise de Monte Carlo, por meio da ANOVA e do teste de Tukey foi possível perceber diferenças estatísticas entre os cenários para mudanças climáticas, acidificação e para algumas alternativas com relação à eutrofização. Para a categoria de impacto de ecotoxicidade de águas doces não houve diferenças estatísticas entre

os cenários, deste modo para esta categoria não é possível apontar o cenário com menor impacto.

Conclusões. A categoria de impacto de mudanças climáticas foi a mais afetada pela abordagem de alocação utilizada, enquanto acidificação, eutrofização e ecotoxicidade de águas doces foram mais sensíveis ao método de AICV. Embora os resultados apresentem uma grande variabilidade de acordo com as escolhas metodológicas, foi possível diferenciar estatisticamente os cenários para algumas categorias de impacto. A metodologia proposta para avaliar as incertezas demonstrou-se eficiente e capaz de diminuir as incertezas na tomada de decisão. Com relação a apresentação dos resultados da ACV, sugere-se o uso de gráficos com barras de intervalo de confiança da média em detrimento aos histogramas. Analisando as abordagens de alocação, é recomendado que sejam utilizadas de maneira consistente na comparação de diferentes sistemas de produto ou alternativas de produção dentro de um mesmo sistema. Com relação a avaliação de impactos ambientais recomenda-se o uso das metodologias descritas no guia do ILCD.

III.1 INTRODUCTION

Life cycle assessment (LCA) methodology (ISO, 2006a, 2006b) have been widely used to evaluate and compare the environmental profiles of products and services. LCA is a deterministic model and is mainly used to support decision-making (HUIJBREGTS, 1998; SOARES et al., 2013). However, there are certain issues in the methodology that requires the LCA practitioner to decide between different possibilities to conduct their study. This freedom of choice sometimes can lead to a wide change on the results, thus turning into an uncertainty. The uncertainty is present in many forms in all stages of an LCA and are generate from the sparse and imprecise nature of available information and the simplified model assumptions (HEIJUNGS; LENZEN, 2014; SOARES et al., 2013). Therefore, the uncertainty in LCA outcomes can lead to a misleading decision in a scenario comparison (GEISLER; HELLWEG; HUNGERBÜHLER, 2005; HUIJBREGTS, 1998).

Finnveden et al. (2009), defines uncertainty as “*the discrepancy between a measured or calculate quantity and the true value of that quantity*”. The authors distinguish the uncertainty in LCA between sources (e.g. data, choices and relations) and types, such as data variability, inconsistently choices across alternatives, wrong relations in the attempt to reflect the relationship between a pollutant emission and its environmental impact. Some of the uncertainties in the four phases of LCA are related to the definitions of the system boundaries, cutoff rules, functional unit (FU), data quality, allocation approach, identify representative impact categories, characterization models, normalization, weighting, interpretation of trade-offs for the decision-making, among others.

Perhaps, two of the most remarkable are the approach used to deal with multi-functional problems and the selection of LCIA method. The choice of an allocation approach (hereinafter allocation approach means both allocation and system expansion/substitution method) is one of the most discussed and controversial methodological issues because of the profound effect on the results in LCA studies (CHERUBINI; STRØMMAN; ULGIATI, 2011; CURRAN, 2007; FINNVEDEN et al., 2009; WEIDEMA; SCHMIDT, 2010). Another choice made by the LCA practitioner in this phase is the approach used to deal with multi-functional problems, i.e. how to fairly allocate the environmental impacts between the different coproducts generated by the same process?

Galindro (2012), in a LCA of biodiesel production performed a sensitivity analysis in the allocation approach and concluded that depending on the approach used, the results for eutrophication potential in a scenario comparison can lead to a change in the ranking of the most favorable system (Scenario with chemical fertilizer vs. Bioflocs technology). Schmidt and Dalgaard (2012) reached same conclusions using different allocation approaches in a comparison of two different systems of milk production.

On the other hand, in a case study conducted by Curran (2007), the choice of allocation procedure had no impact on relative ranking in a comparative LCA. Similarly, Huijbregts (1998), evaluate the uncertainty due to choices on LCA results through a scenario analysis and a latin hypercube simulation of two scenarios of roof gutters and the results of the sensitivity analysis did not change the relative ranking. However when applied a statistical analysis the results showed no significant differences between the two productions systems for acidification when different allocation procedures were used i.e. statistically it was not possible to state which one was better to decrease the impacts on acidification. In this sense, an interpretation of the LCA results without an uncertainty analysis could state one of the scenarios as the best environmental choice to decrease the acidification potential. Therefore, it is not possible to state an uncertainty factor of all LCA studies based on a previous sensitivity analysis.

In the life cycle impact assessment (LCIA) phase, the uncertainties are due to the different pollutant substances and characterization factors adopted by each method (CELLURA; LONGO; MISTRETTA, 2011). Several studies (ALVARENGA; PRUDÊNCIO DA SILVA; SOARES, 2012; BOVEA; GALLARDO, 2006; CAVALETT et al., 2013; DREYER; NIEMANN; HAUSCHILD, 2003; HUNG; MA, 2009; OWSIANIAK et al., 2014; PIZZOL et al., 2011; RENOUE et al., 2008) have evaluated the sensitivity and uncertainty on LCA results due to different LCIA methods. Dreyer, Niemann and Hauschild (2003), comparing three different LCIA methods, concluded that in some cases it does matter which impact assessment method is chosen, especially when toxicity related impacts are evaluated. Owsianiak et al. (2014), also evaluate the consequences of choosing different LCIA methods (ILCD 2009, IMPACT2002+ and ReCiPe 2008) on the interpretation of four window designs. The results did not change the ranking of the environmental profiles between the best and worst alternative although it was observed some differences in the

absolute values, exception to the toxicity impacts where the authors observed differences in scenario ranking. These results are in line with the statement from Hung and Ma (2009), that differences across the LCIA methods can introduce a large degree of uncertainty in LCA outcomes.

Despite of this recognized problem, until date there is no correct procedure to address the choice between the existing methods contrasting with a growth number of characterization models, thus the selection of the LCIA method depends on the LCA practitioner experience and interpretation of the evaluated product system and the available methods, which is a subjective choice (CELLURA; LONGO; MISTRETTA, 2011; HAUSCHILD et al., 2013; WEIDEMA; WESNÆS, 1996). An attempt to standardize the choice of the characterization models is made by one of the recently published International Reference Life Cycle Data System (ILCD) handbook guides (EC-JRC, 2011). The ILCD handbook provides the basis for greater consistency and quality of life cycle data, methods, and LCA studies (HAUSCHILD et al., 2013). Specifically for the LCIA phase, a group of experts and stakeholders reviewed the existing models and provided individual recommendations per impact category (HAUSCHILD et al., 2013). But still, there is no consensus as ILCD only recommends the use and most of the recommended models are at the midpoint level, while for endpoint modeling and for terrestrial ecotoxicity no

To deal with those aforementioned sources of uncertainty, several statistical methods have been used in an attempt to increase the reliability of LCA results. Some statistical theories used in LCA are: parameter variation and scenario analysis, classical statistical theory (e.g., probability distributions, tests of hypothesis), Monte Carlo simulations, bootstrapping, and other sampling approaches, analytical methods based on first-order error propagation, non-parametric statistics, Bayesian analysis, fuzzy theory and use of qualitative uncertainty methods (e.g. based on data quality indicators) (FINNVEDEN et al., 2009).

Although the uncertainties are often not considered in LCA studies, they can be very high; thus, quantifying the uncertainty is an important step to provide support in the interpretation of LCA study results towards a trustworthy and transparent decision (FINNVEDEN et al., 2009; GEISLER; HELLWEG; HUNGERBÜHLER, 2005). For a reliable judgment of the environmental gains in a comparison between products or its options for improvement, the uncertainty analysis is very

helpful to know to what extent the results of LCA are in fact different between the scenarios (HUIJBREGTS et al., 2001).

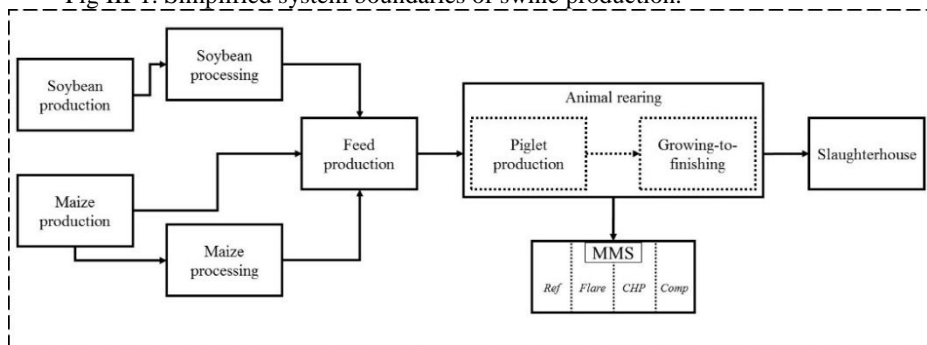
Despite uncertainty due to methodological choices have already been studied (HUIJBREGTS, 1998; HUNG; MA, 2009), little attention in the past few years have been paid to this topic. According to Zamagni et al. (2009), scenario uncertainty is the least addressed in studies, generally treated at a qualitative level. As pointed out by the authors, major efforts should be made to this source of uncertainty since they have great consequences on the LCA results. Therefore, two main questions can be raised: How to show the LCA outcomes due to the methodological uncertainties? Moreover, which methodological choice leads to greater uncertainty in the LCA results? To answer these questions, we evaluated the uncertainty and sensibility in the LCA due to two methodological choices, the allocation approach and the LCIA method. In order to illustrate the uncertainty and our point of view, we propose a methodology based on scenario variation, sensibility analysis and the use of statistical methods in the uncertainty analysis. The methodology was applied in a case study of swine production.

III.2 MATERIAL AND METHODS

To address the uncertainty in LCA, we develop a methodology based on scenario variation with a sensibility analysis followed by an uncertainty analysis. For the scenario variation, a comparative case study of four manure management systems (MMS) in the swine production was used to evaluate if the uncertainty due to methodological choices could change the scenario ranking. The functional unit of the case study is 1000 kg of swine carcass (deadweight) in the equalization chamber for cutting or further distribution. The scenarios for the MMS are: liquid manure storage in slurry tanks (Scce.Ref); the biodigester by flare (Scce.Flare); the biodigester for energy purposes (Scce.CHP); and composting (Scce.Comp), a detailed description of the scenarios is given in Chapter II¹⁷. The system boundaries with the main unit processes of the swine production are displayed in Fig III-1.

¹⁷ Cherubini et al. (2015a).

Fig III-1. Simplified system boundaries of swine production.



III.2.1 SENSITIVITY ANALYSIS OF THE METHODOLOGICAL CHOICES IN LCA

The sensitivity analysis was conducted and interpreted in two steps: (i) considering different approaches to deal with multi-functionality problem in the main processes of the case study; (ii) the use of several life cycle impact assessment (LCIA) methods. The result from this analysis allows identify which choice (allocation or LCIA) has the major influence in the LCA outcomes. In addition, also generates the data used in the uncertainty analysis.

III.2.2 MULTI-FUNCTIONALITY PROBLEM IN THE CASE STUDY

In swine production, the main multi-functional processes are grain processing (i.e. soybean and maize), animal rearing, the manure management system (MMS) and the slaughtering stage.

There are two main approaches to deal with multi-functionality problem: the partitioning methods and the avoided burdens or substitution method, also called as system expansion (CHERUBINI; STRØMMAN; ULGIATI, 2011; FINNVEDEN et al., 2009; HEIJUNGS; GUINÉE, 2007; HEIJUNGS; SUH, 2002). The partitioning methods are commonly based on weight (mass), volume, market value, energy, exergy and demand-based (CHERUBINI; STRØMMAN; ULGIATI, 2011; CURRAN, 2007). Detailed background with the mathematical procedures on the partitioning methodologies can be found in Curran (2007).

According to Schmidt and Dalgaard (2012), for recycling process like the MMS stage, allocation can also be divided into two types: type I where the allocation occurs after the MMS i.e. before the manure application in soil (point of substitution), while the type II would be before sending the manure to the MMS i.e. not at point of displacement. In this last type, the impacts of treatment and/or recycling are attributed to the product system that will receive the byproducts. Following the authors' definition, we considered the type I allocation.

Tab III-1 show the scenario variation and the approaches used to handle with the multi-functionality problems in the main processes of swine production. The reference scenario considers the allocation of the environmental burdens in a case-by-case basis and were described in Chapter II¹⁸. Regarding to scenario variation for economy allocation, all the multi-functional processes in the case study were handled considering the market values. Similarly, in the remaining scenario variation we applied the same procedure considering only the mass allocation and system expansion through the substitution method for all the main processes with coproducts. Tab III-1 describes the allocation factors attributed to each coproduct when used the partitioning methods and the avoided product for the substitution method. Further information about scenarios assumptions and definitions are presented in sequence.

III.2.2.1 Economic allocation assumptions

Market value for piglets, sows, boars and swine in animal rearing and for swine carcass and its coproducts in the slaughtering house stage were from a Brazilian agroindustry and are representative for the period 2014-15. To define a market value for the manure used as organic fertilizer in the economic allocation variation, we assume the same commercial price of urea, triple superphosphate and potassium chloride equivalent to the fertilizing potential of manure. Detailed description of how to estimate the fertilizing potential of manure is given in APÊNDICE F¹⁹, while the allocation factors are displayed in Tab III-1.

¹⁸ Cherubini et al. (2015a).

¹⁹ Cherubini et al. (2015b).

Tab III-1. Multi-functional processes in swine production, allocation factors and avoided products used in the scenario variation.

Stage/ Products	Case-by-case	Economic Allocation	Mass Allocation	Substitution method
<i>Soybean processing</i>	<i>All scenarios</i>			
Soybean meal	55.7	55.7	71.4	Rapeseed oil and maize grain
Soybean oil	41.7	41.7	19.4	Rapeseed meal and maize grain
Soybean hulls	2.6	2.6	9.3	Rapeseed meal and oil
<i>Maize processing</i>	<i>All scenarios</i>			
Maize starch	83.2	83.2	67.2	Wheat starch
Maize gluten feed	7.0	7.0	25.1	Maize grain and urea
Maize oil	3.1	3.1	2.7	Soybean oil
Maize gluten meal (gluten 60)	6.7	6.7	5.0	Maize grain and urea
<i>Piglet Production (PP)</i>	<i>Ref/Flare/CHP/Comp</i>	<i>Ref/Flare/CHP/Comp</i>	<i>Ref/Flare/CHP/Comp</i>	<i>Ref/Flare/CHP/Comp</i>
Piglets	82.7	88.8 / 88.7 / 88.3 / 88.8	79.6 / 79.5 / 79.5 / 79.9	100.0
Sows	16.9	10.2 / 10.2 / 10.1 / 10.2	16.3 / 16.2 / 16.2 / 16.3	Poultry (liveweight)
Boars	0.5	0.1 / 0.1 / 0.1 / 0.1	0.2 / 0.2 / 0.2 / 0.2	Poultry (liveweight)
Organic fertilizer	Chemical fertilizer	0.9 / 1.0 / 1.0 / 0.9	4.0 / 4.1 / 4.1 / 3.6	Chemical fertilizer
Heat (only for Sce.CHP)	Wood heat in poultry production	0.5	n.a. ^a	Wood heat in poultry production
Electricity (only for Sce.CHP)	Brazilian electricity at grid	0.04	n.a. ^a	Brazilian electricity at grid
<i>Growing to finishing (GF)</i>	<i>Ref/Flare/CHP/Comp</i>	<i>Ref/Flare/CHP/Comp</i>	<i>Ref/Flare/CHP/Comp</i>	<i>Ref/Flare/CHP/Comp</i>
Swine (liveweight)	100.0	98.0 / 98.0 / 96.9 / 98.2	94.4 / 94.2 / 94.2 / 95.0	100.0
Organic fertilizer	Chemical fertilizer	0.9 / 1.0 / 1.0 / 0.9	5.6 / 4.1 / 4.1 / 3.6	Chemical fertilizer
Heat (only for Sce.CHP)	Wood heat in poultry production	0.5	n.a. ^a	Wood heat in poultry production
Electricity (only for Sce.CHP)	Brazilian electricity at grid	0.04	n.a. ^a	Brazilian electricity at grid
<i>Slaughtering house</i>	<i>All scenarios</i>			
Swine carcass	86.9	96.7	86.9	100.0
Edible offal	6.8	3.1	6.8	Protein from poultry meat
Inedible offal	6.3	0.2	6.3	Poultry meal for PET feed production ^b

^a Not applicable because it is not possible to state a mass for energy flows.

^b Some byproducts were not considered due to lack of data for the avoided product.

III.2.2.2 Mass allocation assumptions

The mass allocation in the MMS stage considered the mass of the fertilizer content in manure (e.g. 80.2 kg of chemical fertilizer in Sce.Ref) due to the greater amount of manure generated per ton of swine carcass (i.e. 6.33 m³). For the Sce.CHP we decided to not consider any burden for electricity and heat production in the MMS once it is not possible to set a weight on energy (Tab III-1). A mathematical artifice to deal with this issue would be to define another energy avoided by the use of electricity and heat from biogas, for instance coal and wood, respectively. In this case, it could be considered the amount in weight of coal and wood required to produce the same amount of energy (1214.1 MJ). However, we understand that establishing another energy source avoided by the use of biogas could generate confusion with the substitution method concept.

III.2.2.3 Substitution method assumptions

The system expansion through the substitution method implies that the coproducts of swine production avoid other products in the market (sometimes also called replaced products). In this case, the most price competitive product of each coproduct needs to be identified and in which proportion that product would be avoided/replaced by the coproduct of swine production.

However, as stated by Gac et al. (2014), finding an equivalent product is a weak point of this approach once this definition is often difficult, quite subjective and sometimes it is not possible to identify an avoided product. Heijungs and Guinée (2007), argue that the substitution method or system expansion introduces a lot assumptions of 'what-if' into LCA modeling, therefore, this type of question should preferably be left outside of a primarily scientific tool. Therefore, it should further be considered that our results could be quite different depending on the assumptions made to identify an avoided product. Nevertheless, we believe that the assumptions made in this case study are adequate to illustrate the uncertainty in a comparative LCA.

For the soybean processing, based on (DALGAARD et al., 2008; WEIDEMA, 1999) it was assumed that the rapeseed meal and oil are the marginal products avoided by the soybean meal and oil, respectively. On the other hand, soybean hulls are most price competitive with maize grain in cattle feed; even though the former has lower total digestible nutrients we considered a 1:1 ratio with maize because soybean has a

positive impact on feed intake and digestibility in cattle feed (IPHARRAGUERRE; CLARK, 2003; RANKINS, 2015). Data on rapeseed coproducts were from ecoinvent® database (JUNGBLUTH et al., 2007) and for the maize production and processing were obtained from Alvarenga, Prudêncio da Silva and Soares (2012).

For maize processing, we consider that both maize gluten meal feed and maize gluten meal (60) avoids the production of maize grain in a 1:1 ratio; and urea used in animal feeds, in a 1:0.015 and 1:0.023 basis, respectively (KIM; DALE, 2005; PEDROSO; SANTOS; BITTAR, 2009; SANTOS, 2004). For maize oil, we assume the avoided production of soybean oil in a 1:1 ratio (KIM; DALE, 2005). Maize starch was assumed to replace wheat starch based on the proportion of 1:1 since wheat is the second most used crop to produce starch and has similar compositions (i.e. fibre, lipids, protein, moisture and starch) (EUROPEAN COMMISSION, 2002; INTERNATIONAL STARCH INSTITUTE, 2015). Data on wheat starch were based on ecoinvent® database (JUNGBLUTH et al., 2007) and Würdinger et al. (2002) for crop production and wheat processing, respectively.

In the animal production stage, it was assumed that sows and boars sent to slaughter replace poultry meat (liveweight) in a 1:1 basis. Data on poultry production were from Prudêncio da Silva et al. (2014). Whilst in the MMS, for all scenarios manure avoids the production of chemical fertilizer. In the Sce.CHP is also considered the avoided production of electricity on the grid and the wood-based heat.

In the slaughtering stage was quite difficult to establish an avoided product because it is not clear that the edible offal could replace other products. However, if we consider that the main function of meat products is to provide protein then one approach is to assume that the consume of protein from edible offal can replace the protein consumption of other sources such as poultry meat, cattle beef or even from vegetable sources. Therefore, due to the availability of data on poultry production in our database (PRUDÊNCIO DA SILVA et al., 2014), we assume that the protein provided by the coproducts of slaughtering stage could avoid the production of a certain amount of protein from poultry carcass (Tab III-1). For swine blood and liver, we consider that these byproducts replace poultry meal in the production of PET feed on a protein-basis. It was not considered an avoided production to the intestinal mucous due to lack of data of the replaced product and because this byproduct has low environmental relevance for the product system. The intestinal mucous is often used to produce heparin and replaces mucosal tissues from bovine lungs.

III.2.3 LIFE CYCLE IMPACT ASSESSMENT (LCIA) METHODS

For the sensitivity analysis of the LCIA, five methods at midpoint level were compared. The criteria used to choose the methods were: (i) indicator at midpoint level; and (ii) the possibility to assess at least 4 common impact categories across the methods. In this sense, the chosen methods were: the ReCiPe 2008 (H) midpoint, CML-IA, EDIP 2003, ILCD 2011 and TRACI 2.1. ReCiPe 2008 was used as the baseline method to compare the results of the sensitivity analysis since it was the method used in Chapter II²⁰ to evaluate the environmental impacts of swine production.

To convert the impact scores into a common metric we used the approach proposed by Dreyer, Niemann and Hauschild (2003) and recently used by Owsianiak et al. (2014), which consists in define a new reference substance with a characterization factor in all compared methods and a reference substance in at least one of the compared methods. In methods that divide the eutrophication potential in freshwater and marine (e.g. ReCiPe 2008), the impact scores were aggregated using the Redfield conversion ratio between phosphate and nitrogen compounds (GOEDKOOP et al., 2013; OWSIANIAK et al., 2014). The conversion to a common unit is necessary to compare the impact categories across the methodologies. Tab III-2 shows the methods, the impact categories and the new reference substances.

²⁰ Cherubini et al. (2015a).

Tab III-2. LCIA methods and impact categories used in the sensitivity analysis.

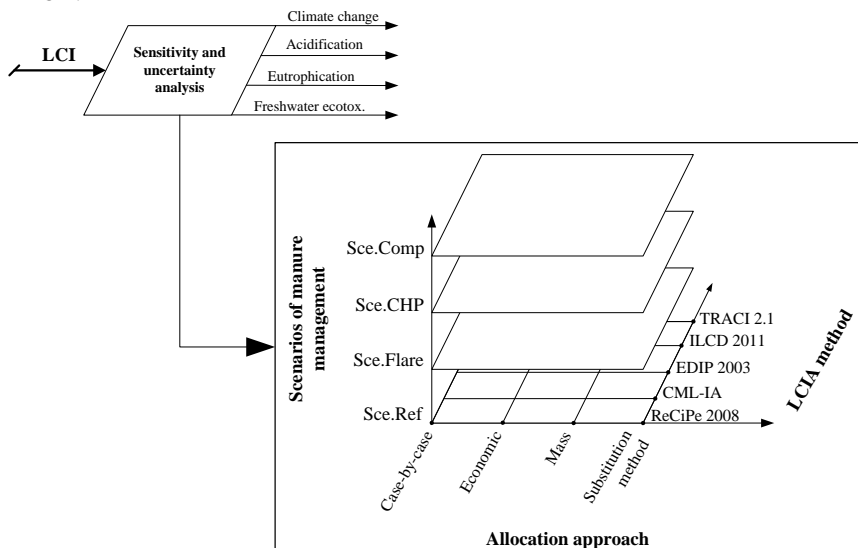
Method	Impact categories	Original unit	New unit
ReCiPe 2008 (H) version 1.09 (GOEDKOOP et al., 2013)	Climate change	kg CO ₂ eq.	kg CO ₂ eq.
	Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq.	kg SO ₂ eq.
	Freshwater eutrophication	kg P eq.	kg PO ₄ eq.
	Marine eutrophication	kg N eq.	kg PO ₄ eq.
CML-IA version 3.01 (GUINÉE et al., 2002)	Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq.	kg 1,4-DB eq.
	Global warming potential	kg CO ₂ eq.	kg CO ₂ eq.
	Acidification potential	kg SO ₂ eq.	kg SO ₂ eq.
	Eutrophication potential	kg PO ₄ eq.	kg PO ₄ eq.
EDIP 2003 version 1.04 (HAUSCHILD; POTTING, 2005)	Fresh water aquatic ecotoxicity	kg 1,4-DB eq.	kg 1,4-DB eq.
	Global warming 100a	kg CO ₂ eq.	kg CO ₂ eq.
	Acidification	m ²	kg SO ₂ eq.
	Aquatic eutrophication EP (N)	kg N	kg PO ₄ eq.
ILCD 2011 version 1.03 (EC-JRC, 2012)	Aquatic eutrophication EP (P)	kg P	kg PO ₄ eq.
	Ecotoxicity water chronic	m ³	kg 1,4-DB eq.
	Climate change	kg CO ₂ eq.	kg CO ₂ eq.
	Terrestrial acidification	molc H+ eq.	kg SO ₂ eq.
TRACI 2.1 version 1.01 (BARE et al., 2003)	Freshwater eutrophication	kg P eq.	kg PO ₄ eq.
	Marine eutrophication	kg N eq.	kg PO ₄ eq.
	Freshwater ecotoxicity	CTUe	kg 1,4-DB eq.
	Global warming	kg CO ₂ eq.	kg CO ₂ eq.
	Acidification	kg SO ₂ eq.	kg SO ₂ eq.
	Eutrophication	kg N eq.	kg PO ₄ eq.
	Ecotoxicity	CTUe	kg 1,4-DB eq.

III.2.4 UNCERTAINTY ANALYSIS OF THE METHODOLOGICAL CHOICES IN LCA

The uncertainties due to scenario variation were estimated through a Monte Carlo simulation and compared through an analysis of variance (ANOVA) with a Tukey's honest significant difference (HSD) test. The Monte Carlo simulation is a probabilistic modeling technique widely used when it comes to evaluate the uncertainties in input parameters and scenarios (CLAVREUL; GUYONNET; CHRISTENSEN, 2012). This statistical method allows run 10,000 independent repetitions representing the probability distribution of the scenarios results. The input data used on this analysis were the mean and standard deviation of the sensitivity analysis, assuming a normal distribution. The ANOVA with Tukey (HSD) test were used to identify statistical differences between the means of the alternatives compared. For this test we adopted 95% of confidence interval.

Fig III-2 displays an overview of the schematic framework of the proposed methodology. The input data are based on the life cycle inventory (LCI) of the case study (Chapter II²¹) while the outputs are the results obtained by the sensitivity and uncertainty analysis per impact category. Therefore, the results for each impact category are a function of the allocation approach and the LCIA method.

Fig III-2. Schematic framework of the methodology to estimate the uncertainty in LCA.



III.3 RESULTS

III.3.1 SENSIBILITY ANALYSIS OF THE ALLOCATION APPROACHES

The summary of the results in LCA due to choice of allocation approach are shown in Tab III-3. The percentages demonstrate the impacts variation compared to the case-by-case scenario of each alternative for manure management.

²¹ Cherubini et al. (2015a).

Tab III-3. Sensitivity analysis of scenario variation on the allocation procedures. Values highlighted in bold represents the lowest emission per impact category for each scenario.

Scenarios variation	Climate Change (kg CO ₂ eq.)		Acidification (kg SO ₂ eq.)		Eutrophication (kg PO ₄ eq.)		Freshwater ecotoxicity (kg 1,4-DB eq.)	
<i>Scce.Ref</i> <i>ReCiPe method</i>	% of Case-by-case		% of Case-by-case		% of Case-by-case		% of Case-by-case	
Case-by-case	3503		76		11.7		0.57	
Economic Allocation	3896	+11	74	-3	8.5	-28	0.68	+20
Mass Allocation	3590	+2	63	-17	8.0	-32	0.62	+9
Substitution method	4332	+24	84	+10	15.9	+35	-3.12	-649
<i>Scce.Flare</i> <i>ReCiPe method</i>	% of Case-by-case		% of Case-by-case		% of Case-by-case		% of Case-by-case	
Case-by-case	3389		82		11.8		0.56	
Economic Allocation	3842	+13	75	-9	8.5	-28	0.68	+20
Mass Allocation	3537	+4	65	-22	8.0	-32	0.62	+10
Substitution method	4197	+24	91	+11	15.9	+35	-3.12	-653
<i>Scce.CHP</i> <i>ReCiPe method</i>	% of Case-by-case		% of Case-by-case		% of Case-by-case		% of Case-by-case	
Case-by-case	3114		82		11.8		0.56	
Economic Allocation	3548	+14	75	-9	8.4	-29	0.68	+21
Mass Allocation	3323	+7	65	-21	8.0	-32	0.62	+11
Substitution method	3872	+24	91	+11	15.9	+35	-3.13	-658
<i>Scce.Comp</i> <i>ReCiPe method</i>	% of Case-by-case		% of Case-by-case		% of Case-by-case		% of Case-by-case	
Case-by-case	3554		83		11.8		0.59	
Economic Allocation	3964	+12	80	-3	8.6	-27	0.69	+17
Mass Allocation	3663	+3	69	-16	8.2	-31	0.63	+8
Substitution method	4393	+24	92	+11	16.0	+35	-3.10	-628

Tab III-3 shows that when considered only the substitution method to the product system, the results showed greater differences compared to the case-by-case scenarios. For instance, the ecotoxicity potential displayed a difference within a factor up to 5.5.

Besides the divergence in the absolute values, the scenario ranking did not show relevant changes independent of the approach adopted for the multi-functionality problems. Similar results were reported by other authors for climate change (CHERUBINI; STRØMMAN; ULGIATI, 2011; CURRAN, 2007; KAUFMAN et al., 2010), acidification, eutrophication and freshwater ecotoxicity (CURRAN, 2007; LUO et al., 2009).

However, these results should be carefully interpreted since minor changes in scenario ranking was noted for acidification, eutrophication and freshwater ecotoxicity. The rationale for we did not consider these changes was because the impact scores were very similar for these impact categories with slight differences in the decimal values. For instance, Sce.Ref shows lowest PO₄ eq. emissions than the other scenarios, exception for the economic allocation (8.5 kg, Tab III-3). When the multi-functional processes were handled only with economic allocation, Sce.CHP showed the lowest eutrophying emissions, with 8.4 kg PO₄ eq. a difference of 0.2%. Therefore, the results are not conclusive, and cannot be generalized for other product systems. Changes in scenario ranking due to different allocation approaches was reported in Luo et al. (2009) for climate change in a comparative LCA of fuels.

An interesting result is that the lowest emissions for each impact category varied according to the allocation approach used (values highlighted in bold in Tab III-3), i.e. all case-by-case scenarios displayed lower values for climate change while mass allocation had lower emissions for acidification and eutrophication. On the other hand, the use of the substitution method to deal with the multi-functional processes in swine production showed the highest values for almost all the impact categories, exception to the freshwater ecotoxicity. Contrasting with the results achieved by Cherubini, Strømman e Ulgiati (2011), in which the substitution method represented the lower emissions for the main product.

For climate change, higher values in the scenarios with the substitution method are strongly related with the soybean meal production. Soybean crops in center west of Brazil are associated with deforestation impacts, resulting in higher CO₂ eq. emissions when compared to the rapeseed production, the avoided product assumed for this scenario.

The decrease in the environmental impacts for acidification and eutrophication when considered only economic and mass allocation are partly due to the differences in the system boundaries. In the case-by-

case and substitution method scenarios, the byproducts in the manure management system (MMS) stage avoids the production of chemical fertilizer, electricity and heat production (the latter two only in Sce.CHP). Hence, the boundaries are expanded to consider the manure application in soil and the consequent avoided production of the aforementioned products. In economic and mass allocation scenarios, the system boundaries in the MMS stage ends in the point of substitution i.e. before manure application in the soil.

For the freshwater ecotoxicity, the negative values from Tab III-3 mean that the LCA considers an environmental benefit of swine production. The positive net impact for freshwater ecotoxicity is due to the assumption that coproducts from soybean processing avoid the production of rapeseed meal and oil. Although rapeseed cultivation uses relatively low amounts of pesticide while in soybean is relatively high (SCHMIDT, 2010), one reason for the high environmental credit for the substitution method applied to swine production could be the type of pesticide used in each crop. In the rapeseed production the greater amount of pyrethroid insecticide cypermethrin is one of the main responsible for the ecotoxicity impacts (SCHMIDT, 2010). For ReCiPe method, cypermethrin used in rapeseed has high ecotoxicity potential when compared to diflubenzuron used in soybean production (see Goedkoop et al., 2013 for more details). Thus these results should be interpreted with caution once for rapeseed and soybean cultivation we use secondary data from ecoinvent® (JUNGBLUTH et al., 2007) and Prudêncio da Silva et al. (2010), respectively. In either cases, beforehand, one may already note the influences of LCIA methods on results and consequently to decision making (issue addressed in next section).

The results presented in this section highlight the importance of a detailed explanation of the avoided product but mainly the strong dependency of the LCA outcomes on the choice of allocation approach. We also demonstrated that it is not possible to state that a specific allocation approach will always increase/decrease the impacts of the main product.

III.3.2 SENSIBILITY ANALYSIS OF LCIA METHODS

The sensibility analysis of the LCIA methods displayed almost no variations for climate change compared to the sensibility generated by the choice of allocation approach (Tab III-3). This behavior were expected since all LCIA methods follows the characterization model of

IPCC with time horizon of 100 years, exception to IMPACT 2002+ method that consider a time horizon of 500 years (not evaluated, see Jolliet et al., 2003). For acidification, eutrophication and freshwater ecotoxicity the results were very sensitive to the choice of LCIA method (Tab III-4).

Tab III-4. Sensitivity analysis of LCIA methods variation. Values highlighted in bold represents the lowest emission per impact category for each scenario.

LCIA methods variation	Climate Change (kg CO ₂ eq.)	Acidification (kg SO ₂ eq.)	Eutrophication (kg PO ₄ eq.)	Freshwater ecotoxicity (kg 1,4-DB eq.)
<i>Sce.Ref</i>	% of	% of	% of	% of
<i>case-by-case</i>	ReCiPe	ReCiPe	ReCiPe	ReCiPe
ReCiPe 2008	3503	76	11.7	0.57
CML-IA	3502 -	43 -43	22.5 +92	201 +35292
EDIP 2003	3502 -	43 -43	11.5 -2	1915 +337259
ILCD 2011	3503 -	72 -5	12.7 +8	18.8 +3213
TRACI 2.1	3502 -	61 -20	12.4 +6	18.8 +3209
<i>Sce.Flare</i>	% of	% of	% of	% of
<i>case-by-case</i>	ReCiPe	ReCiPe	ReCiPe	ReCiPe
ReCiPe 2008	3389	82	11.8	0.56
CML-IA	3388 -	47 -43	23.3 +97	200 +35348
EDIP 2003	3388 -	47 -44	11.7 -1	1908 +337782
ILCD 2011	3389 -	78 -5	12.8 +8	18.8 +3225
TRACI 2.1	3388 -	66 -20	12.5 +6	18.8 +3221
<i>Sce.CHP</i>	% of	% of	% of	% of
<i>case-by-case</i>	ReCiPe	ReCiPe	ReCiPe	ReCiPe
ReCiPe 2008	3114	82	11.8	0.56
CML-IA	3113 -	47 -43	23.2 +98	189 +33689
EDIP 2003	3113 -	47 -44	11.7 -1	1823 +325119
ILCD 2011	3114 -	78 -5	12.8 +8	18.4 +3187
TRACI 2.1	3113 -	66 -20	12.5 +6	18.4 +3183
<i>Sce.Comp</i>	% of	% of	% of	% of
<i>case-by-case</i>	ReCiPe	ReCiPe	ReCiPe	ReCiPe
ReCiPe 2008	3554	83	11.8	0.59
CML-IA	3553 -	47 -43	26.3 +122	213 +36278
EDIP 2003	3553 -	47 -43	11.8 -	2014 +343586
ILCD 2011	3554 -	78 -5	13.3 +12	19.2 +3185
TRACI 2.1	3553 -	67 -19	12.9 +9	19.2 +3184

Acidification and eutrophication potential are regional impact categories i.e. very site-dependent. In addition, there are differences in

the number of substances covered by each method, the inclusion or not of fate modeling, characterization model and factors, e.g. only CML-IA also cover waterborne emissions for acidification (EC-JRC, 2011; HAUSCHILD et al., 2013). For the eutrophication potential, CML-IA and TRACI 2.1 address both terrestrial and aquatic eutrophication (EC-JRC, 2011).

Although Tab III-4 demonstrate differences in the final scores per impact category, through a substance contribution analysis we observed that for all the LCIA methods the impacts on climate change and acidification were due to the carbon dioxide and ammonia emissions, respectively. For eutrophication the phosphorus emissions was the main responsible for the impacts in EDIP 2003, ILCD 2011, ReCiPe 2008 and TRACI 2.1 with nitrate being also one of the main drivers of the impacts in the latter LCIA method. For CML-IA, ammonia had the major contributions on PO₄ eq. emissions. This divergence probably is because CML-IA did not separate the impacts of eutrophication in terrestrial and aquatic system as several of the LCIA methods (EC-JRC, 2011).

For freshwater ecotoxicity, greater variations in the absolute values were observed. The EDIP 2003 method showed a result of 3 order of magnitude higher than ReCiPe 2008 our baseline method, i.e. an increase up to 343,586% from the reference value in Sc.e.Comp. Rosenbaum et al. (2008), comparing seven methods for toxicity impact categories observed differences in the characterization factor of up to 12 order of magnitude, which can partly explain this high discrepancy for this impact category.

Analyzing specifically the results between ReCiPe 2008 and ILCD 2011, our findings disagreed with the outcomes obtained by Owsianiak et al. (2014). In the latter, minor differences for freshwater ecotoxicity were observed in the comparison between these methods. The high dependency of the LCIA scores in the LCI associated with the very different environmental aspects per category of product, turn not feasible to generalize both results for other system products (e.g. the ones from this case study and from Owsianiak and colleagues). In this sense, it is recommended always conduct a sensibility analysis in the LCIA method when the main purpose of an LCA is to decrease the toxicity impacts.

The substance contribution analysis for freshwater ecotoxicity also demonstrates that it is not easy to see agreement across the LCIA methods. Different emissions were the main responsible for the impacts in this impact category between the methods. Another remarkable difference was the little agreement of the pollutants with potential to

cause the impacts on freshwater ecotoxicity e.g. only Copper, Nickel and Zinc appear in all LCIA results with a contribution higher than 1% of total impacts. Similar results were found by Dreyer, Niemann and Hauschild (2003), evaluating the pollutants contribution on human toxicity for CML2001 (current CML-IA), EDIP97 (current EDIP2003) and Eco-indicator 99.

Greater variations can be expected for freshwater ecotoxicity once toxicity impact categories can be modeled with a high variety of impact pathways and there are a large number of chemical substances used in industrial production that even the latest developments are sufficient to cover in a satisfactory way all the inventory flows (GEISLER; HELLWEG; HUNGERBÜHLER, 2005; HAUSCHILD et al., 2013).

Besides the greater differences between the methods the overall ranking of scenarios did not change across the sensibility analysis, i.e. Sce.Ref is the most favorable to decrease the impacts on acidification and eutrophication whilst Sce.CHP had lower emissions for climate change and freshwater ecotoxicity. Similar results was reported by Owsianiak et al. (2014). The agreement in scenario ranking can be expected when few processes dominate the impacts for all compared options (HUIJBREGTS et al., 2010; OWSIANIAK et al., 2014). This was the case for swine production, where the impacts are driven by feed production (same for the four options) and to a less extends due to the manure management system (the compared options).

Nevertheless, we highlighted that this agreement in the ranking of scenarios is specific to our case study and for these impact categories. Another case study or even other variations of the LCIA methods at endpoint level can generate contrasting results. For instance, Cavalett et al. (2013), found that ethanol presents lower potential environmental impacts with single-score results using ReCiPe endpoint while gasoline is the most favorable when evaluated through IMPACT 2002+, Ecological Scarcity 2006, and Eco-indicator 99 (H).

The uncertainties in endpoint modeling are larger than for midpoint (HAUSCHILD et al., 2013). LCIA at endpoint level adds additional uncertainty due to the characterization model itself that requires more assumptions for the mathematical relations and consider different midpoint impact categories to address the LCI into damage in areas of protection. Moreover, endpoint methods require the normalization, weighting and aggregating steps, which are other sources of uncertainty due to the references situation used in normalization, and

the value judgment for settling the weights to each environmental impact category.

Furthermore, it should be considered that the uncertainty generated by the chosen LCIA method is not due to an error in the models but it comes from different assumptions and data used to model the environmental mechanism. In addition, occasional errors in the implementation of the characterization factors into software have been reported (OWSIANIAK et al., 2014), although we did not consider this issue in our evaluation.

III.3.3 CHOICE OF ALLOCATION APPROACH VS. LCIA METHOD

To identify which methodological choice has the major influence in results' variability, we plotted the outcomes from the sensibility analysis in scatter diagrams with the LCIA scores against the allocation approach categorized by the LCIA method. Our findings are displayed in Fig III-3 only for Sce.Ref since the methodological choices had the same behavior for all the compared alternatives for MMS.

For climate change, the choice of allocation is the main responsible for the uncertainty while the LCIA method had no influence in the results, as already been discussed (see section III.3.2). Regarding to acidification both methodological choices have led to uncertainties with major contribution from the LCIA methods, especially due to the characterization models from ReCiPe 2008, ILCD 2011 and TRACI 2.1. Similar behavior can be observed for eutrophication differing only in the LCIA method, i.e. CML-IA.

Fig III-3. Influence of the choice of allocation approach and LCIA method in LCA outcomes.

(continue)

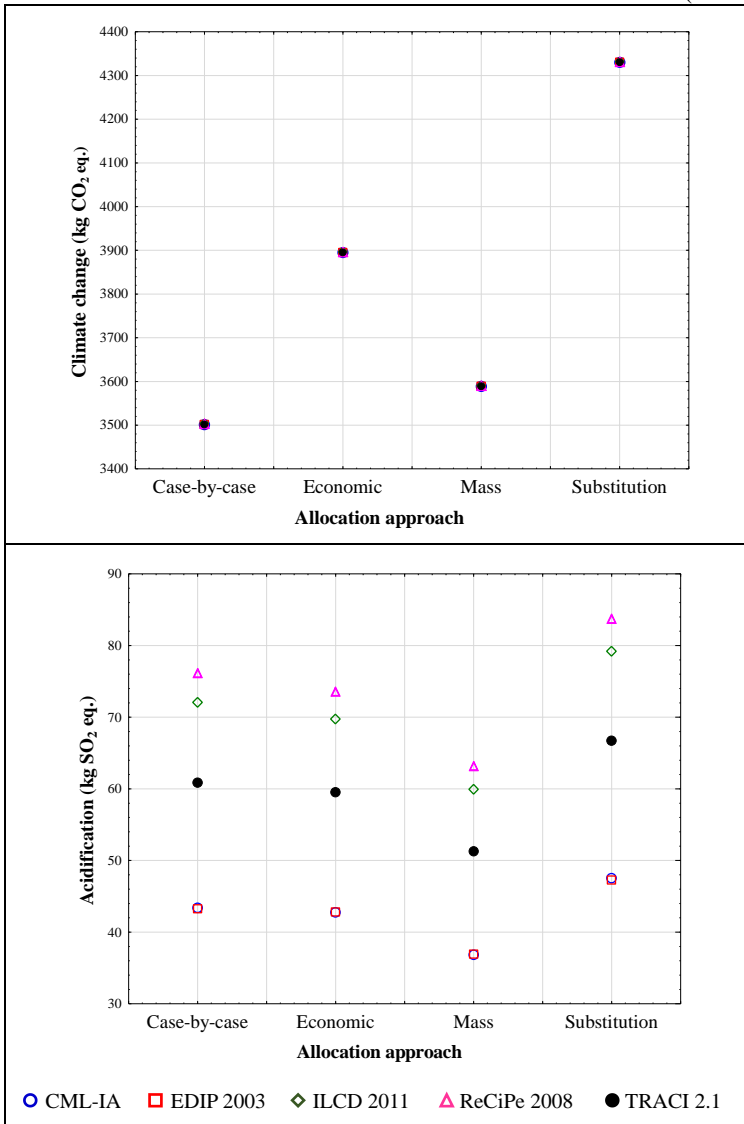
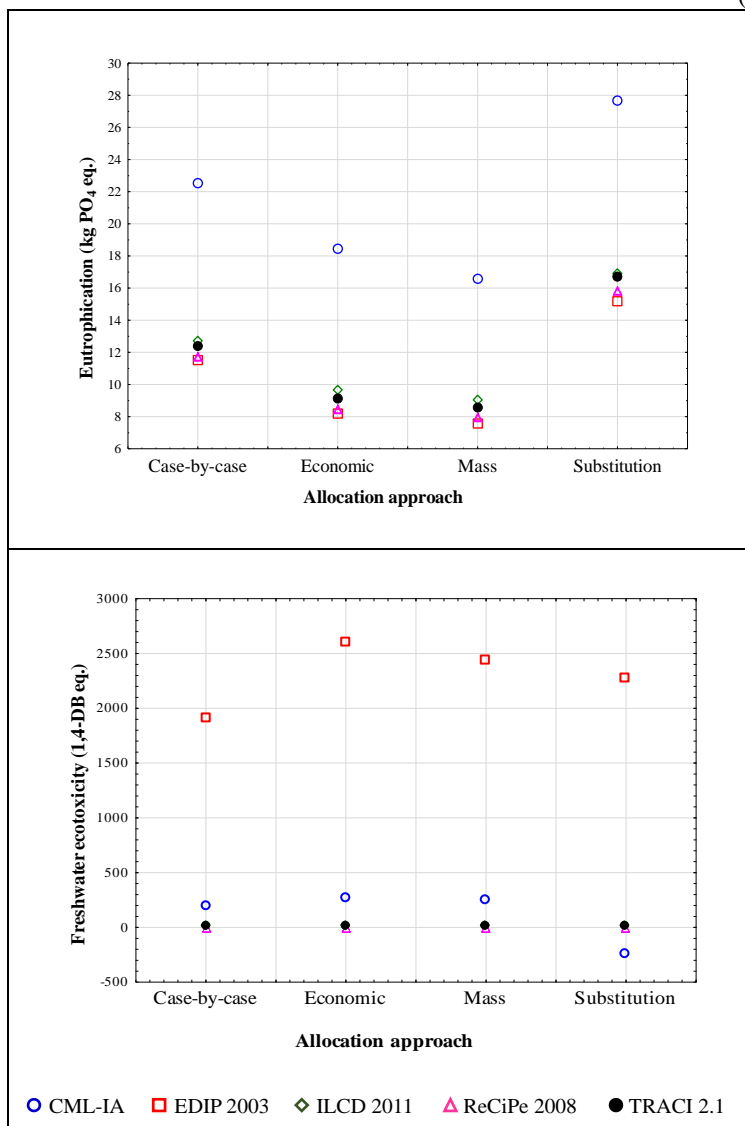


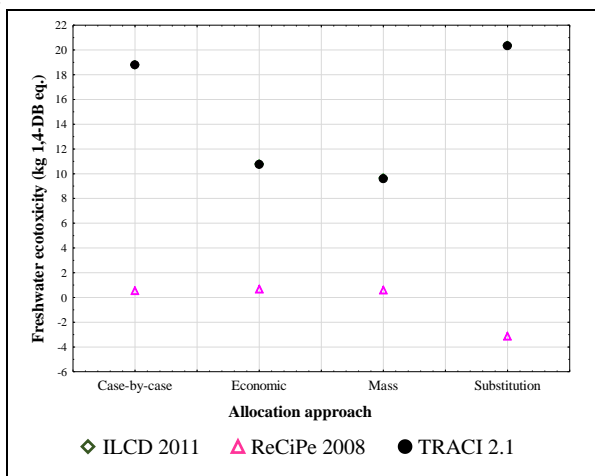
Fig III-3. Influence of the choice of allocation approach and LCIA method in LCA outcomes.

(end)



For freshwater ecotoxicity, a first look in the graphic could lead to a misleading interpretation due to the high influence of CML-IA and (mainly) EDIP 2003. In Fig III-3 the LCI characterization through the ILCD 2011, ReCiPe 2008 and TRACI 2.1 appeared to have minor effects on the choice of allocation approach. However, analyzing the scatter diagram without CML-IA and EDIP 2003 we can observe that the allocation approach also contribute to the uncertainties in LCA outcomes (Fig III-4). The graphics also demonstrate that CML-IA and ReCiPe 2008 consider an environmental positive net benefit for freshwater ecotoxicity when the substitution method is used. The rationale for this behavior was explained in section III.3.1 and is related to the characterization factors for the cypermethrin usage in the rapeseed production. Therefore, both methodological choices introduce uncertainties for this impact category, although major contributions can be expected from the LCIA methods, especially due to EDIP 2003.

Fig III-4. Scatter plot of freshwater ecotoxicity (CML-IA and EDIP 2003 excluded).



III.3.4 OVERALL UNCERTAINTY IN SCENARIO COMPARISON

Analyzing the results in histogram graphics it can be noticed an overlap of the results for almost all the environmental impact categories. Fig III-5 displays the histogram for the comparison between Sce.Ref and Sce.CHP, which are the most contrasting scenarios in terms of environmental impacts.

Fig III-5. Comparative histogram of Sce.Ref vs Sce.CHP. (a) climate change; (b) acidification; (c) eutrophication; (d) freshwater ecotoxicity.

(continue)

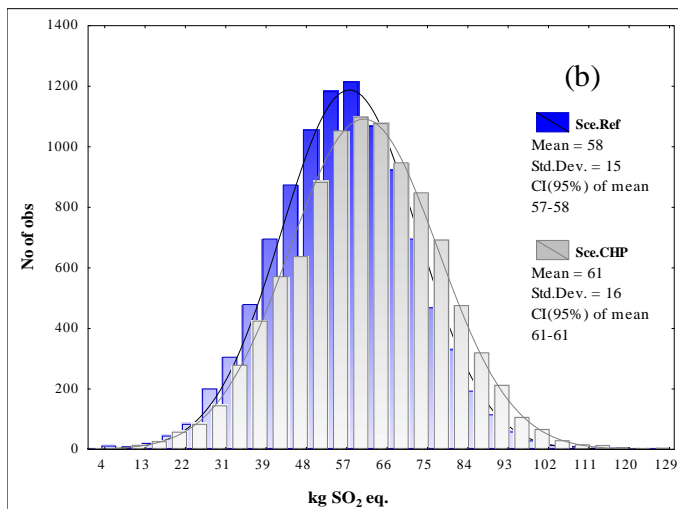
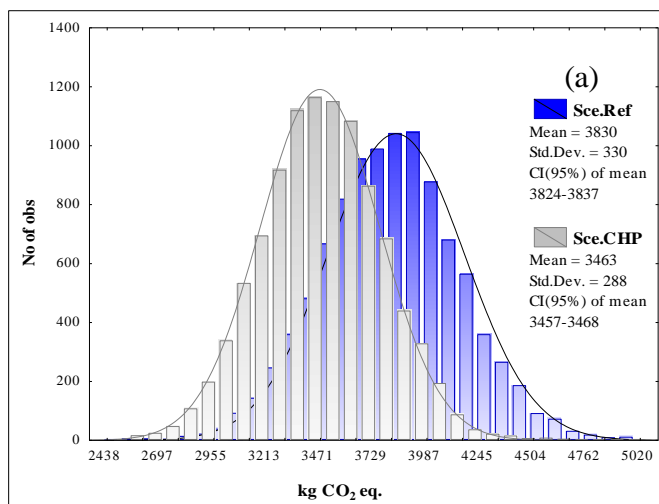
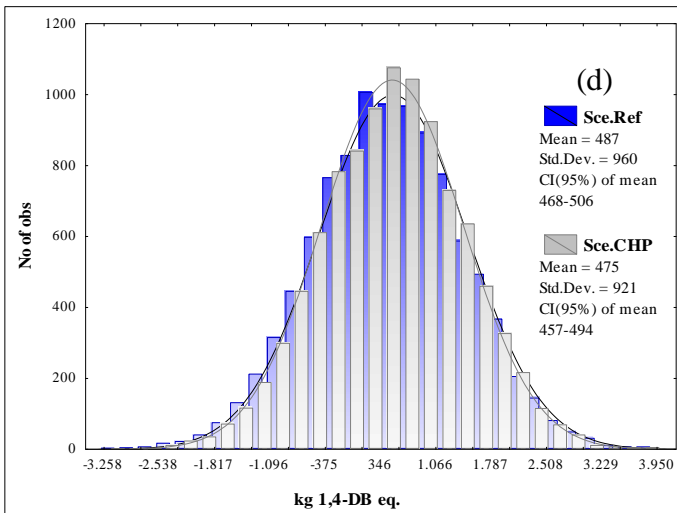
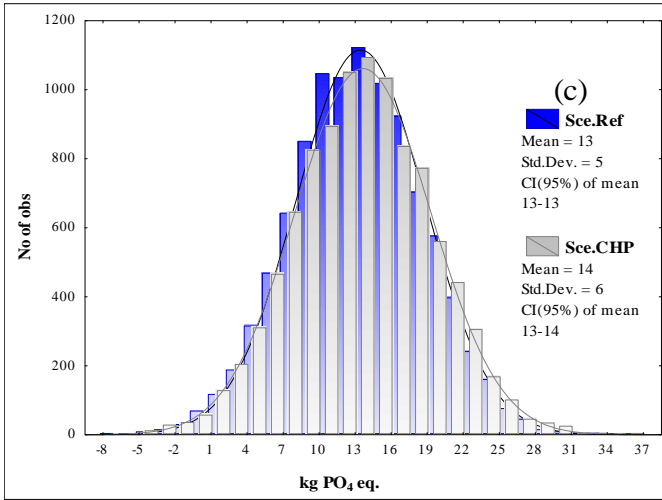


Fig III-5. Comparative histogram of Sce.Ref vs Sce.CHP. (a) climate change; (b) acidification; (c) eutrophication; (d) freshwater ecotoxicity.

(end)



For climate change, Fig III-5a shows that Sce.CHP can decrease the emissions in 14% of the cases while Sce.Ref will result in greater emissions than Sce.CHP in 26% of the cases. However, for the

remaining impact categories (Fig III-5b, c and d) the interpretation through the histograms without the confidence intervals (CI) of the means is not conclusive in respect to indicate which scenario has the best environmental performance. For acidification, the CI demonstrates that Sce.Ref has a mean value and its upper confidence limits lower than Sce.CHP. Therefore, for this impact category Sce.Ref seems to be the most favorable alternative for manure management. Regarding to eutrophication and freshwater ecotoxicity, a decision-making through the histogram and the CI is a difficult task due to the uncertainty in the results.

The overall uncertainty due to the scenario variation in the allocation approach and LCIA method are summarized in Tab III-5 for all the compared alternatives for manure management. Climate change was the impact category with less uncertainty and it was mainly due to the sensibility in choice of allocation as explained in section III.3.1 and III.3.3 of this chapter. Major uncertainties were observed for the freshwater ecotoxicity with a coefficient of variation (CV) up to 197% and a range of 3770 kg 1,4-DB eq. for a mean value of 487 kg 1,4-DB eq. in Sce.Ref. For this impact category the range is almost 7.7 times larger the average value.

Tab III-5. Scenarios differentiation through the ANOVA and Tukey (HSD) test.

	Climate change (kg CO ₂ eq.)			Acidification (kg SO ₂ eq.)			Eutrophication (kg PO ₄ eq.)			Freshwater ecotoxicity (kg 1,4-DB eq.)		
	Mean	Range	CV (%)	Mean	Range	CV (%)	Mean	Range	CV (%)	Mean	Range	CV (%)
Sce.Ref	3830 ^a	1294	9	58 ^a	59	26	13.3 ^a	21	40	487 ^a	3770	197
Sce.Flare	3740 ^b	1232	8	61 ^b	65	27	13.6 ^b	22	42	487 ^a	3691	194
Sce.CHP	3463 ^c	1124	8	61 ^b	63	27	13.5 ^{a,b}	22	42	475 ^a	3599	194
Sce.Comp	3893 ^d	1279	8	63 ^c	63	25	14.4 ^c	26	46	501 ^a	3793	194

Different letters within the same column indicate significant differences between the scenarios ($p < 0.05$) according to Tukey test.

Analyzing the results through the ANOVA and Tukey test it was possible to see differences between all the scenarios for climate change impacts; thus, to decrease the CO₂ eq. emissions the best alternative for manure management is the Sce.CHP. These results are in accordance with those obtained in the LCA of swine production (Chapter II²², pp.

²² Cherubini et al. (2015a).

102). For acidification potential despite the overall uncertainty showed in Fig III-5b, we observed a significant difference between Sce.Ref and Sce.CHP; thereby, Sce.Ref is the most preferable scenario compared to all of the alternative options if the goal is to decrease the acidifying emissions.

However, to reduce the impacts on eutrophication if we consider the variability of the results due to choices on the allocation approaches and LCIA method it is not possible to indicate the best alternative, since our results for Sce.Ref and Sce.CHP were not statistically different (Tab III-5). For freshwater ecotoxicity, there were no differences between the options for manure management. These results for ecotoxicity were mainly due to the very contrasting results between the ReCiPe and the EDIP2003 methods (Tab III-4). Toxicity impacts have high uncertainties associated with the characterization factors and models in the LCIA methods, as already reported by several authors (DREYER; NIEMANN; HAUSCHILD, 2003; GEISLER; HELLWEG; HUNGERBÜHLER, 2005; OWSIANIAK et al., 2014; ROSENBAUM et al., 2008).

Regarding to the LCA outcomes presentation, a descriptive table with the ANOVA and Tukey test seem to be an efficient way to demonstrate the scenarios comparison throughout the uncertainties due to the methodological choices. On the other hand, the use of histograms to identify differences between the alternatives compared it is not advisable since we could observe an overlapping of the results. In this sense, the use of the results from ANOVA in simple graphics with the means values and the confidence intervals of the means is a useful tool to present the LCA outcomes, as displayed in Fig III-6.

Fig III-6. Results from ANOVA and Tukey test for scenario comparison.

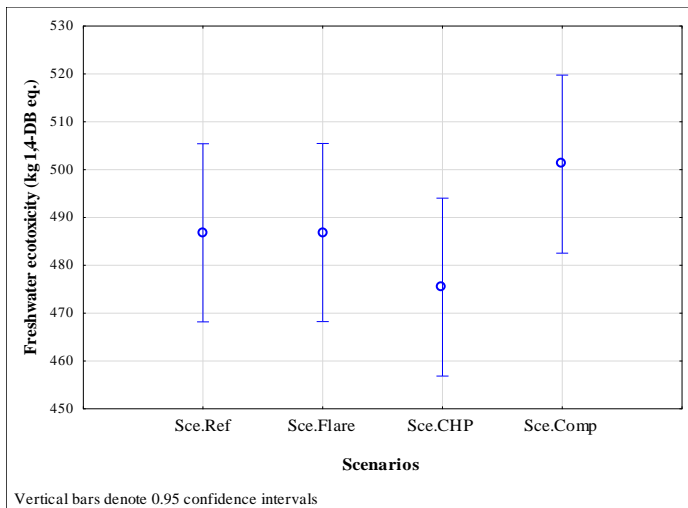
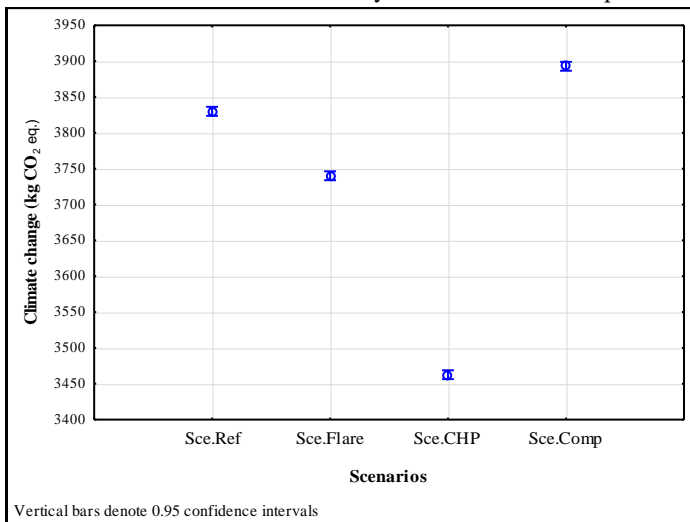


Fig III-6 clearly show the differences between the scenarios for climate change, whilst for freshwater ecotoxicity the confidence intervals of the means encompass all the scenarios.

Results from Tab III-5 and Fig III-6 demonstrate that every important decision based on the LCA outcomes should be evaluated

through an uncertainty or at least sensitivity analysis due to the high influence on the results generated by the choices made by the LCA practitioner. Another possible way to reduce the uncertainty in LCA is search for scientific literature to validate the data used as well as the decisions made during the LCA (SOARES et al., 2013). For the environmental impact assessment, further developments in the models are expected, such as site-dependent models for regional impact categories (e.g. acidification and eutrophication) and the calculation of characterization factors for many new substances (HAUSCHILD et al., 2013). On the other hand, for the multi-functionality problem (i.e. the allocation approach) it seems to be more difficult to achieve improvements on the existing approaches, although it can be noticed some recommendations depending on goal situations or life-cycle stage (e.g. EC-JRC, 2010; EUROPEAN COMMISSION, 2013).

III.4 CONCLUSIONS OF THE UNCERTAINTY EVALUATION

The purpose of this chapter was to evaluate the uncertainties in LCA and thereby a methodology was proposed to address this issue. The sensibility analysis with scatter plots were effective to demonstrate which methodological choice has the major influence in the LCA outcomes. Climate change was the impact category most affected by the allocation approach, while acidification, eutrophication and freshwater ecotoxicity are most sensitivity due to the LCIA method used. Regarding to the scenario comparison, the ranking of the best and worst alternatives did not change irrespective of the choice of allocation and the LCIA method. Although some authors have found contrasting results for the variation of these practitioner choices. Therefore, is not a rule of thumb that the LCA outcomes will be consistent with different allocation approaches and LCIA method, highlighting the importance of the sensitivity analysis in the interpretation phase.

The uncertainty analysis, on the other hand, shows that in some situations performing only a sensibility analysis could lead to a misleading decision-making in respect to eutrophication and mainly freshwater ecotoxicity once our methodology with ANOVA and Tukey indicate no statistical difference between the alternatives compared. Hence, a straightforward analysis only with a scenario variation might not detect this similarity between the options.

Despite the dependency of the LCA outcomes in the choices made by the LCA practitioner, considering an uncertainty analysis on

allocation approach or the LCIA method it is possible to identify the best alternative in comparative studies leading to a trustworthy decision-making for climate change and acidification. For eutrophication impacts, we believe that our methodology might also decrease the uncertainty in the decision-making depending on the product systems being compared. In the case of manure management, the eutrophying emissions were very similar and therefore it was not possible to indicate the best alternative, although we could observe differences between the scenarios. In this sense, another comparative case study in which the alternatives has more differences in LCI will certainly point to the better alternative to decrease the eutrophication impacts.

For the LCA outcomes presentation, graphics with the ANOVA results seem to be a useful way to illustrate the differences in compared alternatives, if in fact they exist. The methodology proposed, at some extend, is not difficult to implement and does not demand large computing time for the statistical analysis, although it might require additional system modelling time in the LCA software. The drawback is the need of additional software for the statistical analysis once the LCA software only allows to run a Monte Carlo simulation in LCI parameters.

Regarding to the allocation approach it should be used in a consistently way between the alternatives evaluated by the LCA, seeking to use the same approach in the processes being compared. For the environmental impact assessment it is further recommend the use of methodologies and characterization factors described in the ILCD handbook guide, although we recognized that the standardization of a method could decrease the discussions around this topic and therefore not be beneficial to the improvement of the existing methods.

It should further be highlighted that we use scenario variation and sensitivity analysis only for two methodological choices; however, our methodological proposition is suited for any sensibility on methodological choices and LCI variation and can be applied to other situations.

III.5 REFERENCES

ALVARENGA, R. A. F.; PRUDÊNCIO DA SILVA, V.; SOARES, S. R. Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production. *J Clean Prod*, v. 28, p. 25–32, 2012.

- BARE, J. C. et al. TRACI: The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts. *J Ind Ecol*, v. 6, n. 3-4, p. 49–78, 2003.
- BOVEA, M. D.; GALLARDO, A. The influence of impact assessment methods on materials selection for eco-design. *Mater Design*, v. 27, n. 3, p. 209–215, 2006.
- CAVALETT, O. et al. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *Int J Life Cycle Assess*, v. 18, n. 3, p. 647–658, 2013.
- CELLURA, M.; LONGO, S.; MISTRETTA, M. Sensitivity analysis to quantify uncertainty in Life Cycle Assessment: The case study of an Italian tile. *Renew Sust Energ Rev*, v. 15, n. 9, p. 4697–4705, 2011.
- CHERUBINI, E. et al. Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. *J Clean Prod*, v. 87, p. 68–77, 2015a.
- CHERUBINI, E. et al. The finishing stage in swine production: influences of feed composition on carbon footprint. *Environ Dev Sustain*, p. in press, 2015b.
- CHERUBINI, F.; STRØMMAN, A. H.; ULGIATI, S. Influence of allocation methods on the environmental performance of biorefinery products—A case study. *Resour Conserv Recy*, v. 55, n. 11, p. 1070–1077, 2011.
- CLAVREUL, J.; GUYONNET, D.; CHRISTENSEN, T. H. Quantifying uncertainty in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Manage*, v. 32, n. 12, p. 2482–2495, 2012.
- CURRAN, M. A. Studying the Effect on System Preference by Varying Coproduct Allocation in Creating Life-Cycle Inventory. *Environ Sci Technol*, v. 41, n. 20, p. 7145–7151, 2007.
- DALGAARD, R. et al. LCA of soybean meal. *Int J Life Cycle Assess*, v. 13, n. 3, p. 240–254, 2008.
- DREYER, L. C.; NIEMANN, A. L.; HAUSCHILD, M. Z. Comparison of Three Different LCIA Methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99. *Int J Life Cycle Assess*, v. 8, n. 4, p. 191–200, 2003.
- EC-JRC. *General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance*. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. First edition. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010.

EC-JRC. *Recommendations based on existing environmental impact assessment models and factors for life cycle assessment in European context*. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. First edition. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2011.

EC-JRC. *Characterisation factors of the ILCD recommended Life Cycle Impact Assessment methods*. Database and Supporting Information. First edition. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2012.

EUROPEAN COMMISSION. *Evaluation of the community policy for starch and starch products*. European Commission – DG Agriculture, 2002.

EUROPEAN COMMISSION. 2013/179/EU: Commission Recommendation of 9 April 2013 on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations. 2013.

FINNVEDEN, G. et al. Recent developments in Life Cycle Assessment. *J Environ Manage*, v. 91, n. 1, p. 1–21, 2009.

GAC, A. et al. An original way of handling co-products with a biophysical approach in LCAs of livestock systems. In: SCHENCK, R., HUIZENGA, D. (Eds.), 2014. PROCEEDINGS OF THE 9TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON LIFE CYCLE ASSESSMENT IN THE AGRI-FOOD SECTOR (LCA FOOD 2014). *Proceedings...*, San Francisco, USA, 2014.

GALINDRO, B. M. *Análise técnica e avaliação do ciclo de vida de culturas de produção de microalgas para biodiesel*. 2012. 92 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

GEISLER, G.; HELLWEG, S.; HUNGERBÜHLER, K. Uncertainty Analysis in Life Cycle Assessment (LCA): Case Study on Plant - Protection Products and Implications for Decision Making (3 pp). *Int J Life Cycle Assess*, v. 10, n. 3, p. 184–192, 2005.

GOEDKOOP, M. et al. *ReCiPe 2008*: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation. Bilthoven: RIVM, 2013. Disponível em: <<http://www.lcia-recipe.net/file-cabinet>>. Acesso em: 18 set. 2014.

GUINÉE, J. B. et al. *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational guide to the ISO standards*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002.

- HAUSCHILD, M.; POTTING, J. *Spatial differentiation in Life Cycle impact assessment - The EDIP2003 methodology*. The Danish Ministry of the Environment, 2005.
- HAUSCHILD, M. Z. et al. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *Int J Life Cycle Assess*, v. 18, n. 3, p. 683–697, 2013.
- HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J. B. Allocation and “what-if” scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste Manage*, v. 27, n. 8, p. 997–1005, 2007.
- HEIJUNGS, R.; LENZEN, M. Error propagation methods for LCA—a comparison. *Int J Life Cycle Assess*, v. 19, n. 7, p. 1445–1461, 2014.
- HEIJUNGS, R.; SUH, S. *The Computational Structure of Life Cycle Assessment*. Dordrecht: Springer Netherlands, 2002.
- HUIJBREGTS, M. A. J. Part II: Dealing with parameter uncertainty and uncertainty due to choices in life cycle assessment. *Int J Life Cycle Assess*, v. 3, n. 6, p. 343–351, 1998.
- HUIJBREGTS, M. A. J. et al. Framework for modelling data uncertainty in life cycle inventories. *Int J Life Cycle Assess*, v. 6, n. 3, p. 127–132, 2001.
- HUIJBREGTS, M. A. J. et al. Cumulative Energy Demand As Predictor for the Environmental Burden of Commodity Production. *Environ Sci Technol*, v. 44, n. 6, p. 2189–2196, 2010.
- HUNG, M.-L.; MA, H. Quantifying system uncertainty of life cycle assessment based on Monte Carlo simulation. *Int J Life Cycle Assess*, v. 14, n. 1, p. 19–27, 2009.
- INTERNATIONAL STARCH INSTITUTE. Statistic on Starch Raw Materials, composition and worldwide use. 2015. Disponível em: <<http://starch.dk/isi/stat/rawmaterial.asp>>. Acesso em: 10 fev. 2015.
- IPHARRAGUERRE, I. R.; CLARK, J. H. Soyhulls as an Alternative Feed for Lactating Dairy Cows: A Review. *J Dairy Sci*, v. 86, n. 4, p. 1052–1073, 2003.
- ISO. *14040: Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework*. Geneva (Switzerland): ISO copyright office, 2006a.

- ISO. *14044: Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines*. Geneva (Switzerland): ISO copyright office, 2006b.
- JOLLIET, O. et al. IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *Int J Life Cycle Assess*, v. 8, n. 6, p. 324–330, 1 nov. 2003.
- JUNGBLUTH, N. et al. *Life Cycle Inventories of Bioenergy*. ecoinvent report No. 17. Dübendorf, Switzerland: Swiss Centre for the Life Cycle Inventories, 2007.
- KAUFMAN, A. S. et al. Applying life-cycle assessment to low carbon fuel standards—How allocation choices influence carbon intensity for renewable transportation fuels. *Energ Policy*, v. 38, n. 9, p. 5229–5241, 2010.
- KIM, S.; DALE, B. Life Cycle Assessment Study of Biopolymers (Polyhydroxyalkanoates) - Derived from No-Tilled Corn (11 pp). *Int J Life Cycle Assess*, v. 10, n. 3, p. 200–210, 2005.
- LUO, L. et al. Allocation issues in LCA methodology: a case study of corn stover-based fuel ethanol. *Int J Life Cycle Assess*, v. 14, n. 6, p. 529–539, 2009.
- OWSIANIAK, M. et al. IMPACT 2002+, ReCiPe 2008 and ILCD's recommended practice for characterization modelling in life cycle impact assessment: a case study-based comparison. *Int J Life Cycle Assess*, v. 19, n. 5, p. 1007–1021, 2014.
- PEDROSO, A. M.; SANTOS, F. A. P.; BITTAR, C. M. M. Substituição do milho em grão por farelo de glúten de milho na ração de vacas em lactação em confinamento. *Rev Bras Zootecn*, v. 38, n. 8, p. 1614–1619, 2009.
- PIZZOL, M. et al. Eco-toxicological impact of “metals” on the aquatic and terrestrial ecosystem: A comparison between eight different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA). *J Clean Prod*, v. 19, n. 6–7, p. 687–698, 2011.
- PRUDÊNCIO DA SILVA, V. et al. Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios. *J Environ Manage*, v. 91, n. 9, p. 1831–1839, 2010.
- PRUDÊNCIO DA SILVA, V. et al. Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: An LCA approach. *J Environ Manage*, v. 133, p. 222–231, 2014.
- RANKINS, D. *Feeding soybean hulls*. Personal homepage, 2015.

RENOU, S. et al. Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. *J Clean Prod*, v. 16, n. 10, p. 1098–1105, 2008.

ROSENBAUM, R. K. et al. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int J Life Cycle Assess*, v. 13, n. 7, p. 532–546, 2008.

SANTOS, F. A. Glúten de milho na alimentação de aves e suínos. *Revista Eletrônica Nutritime*, v. 1, n. 3, p. 79–100, 2004.

SCHMIDT, J. H. Comparative life cycle assessment of rapeseed oil and palm oil. *Int J Life Cycle Assess*, v. 15, n. 2, p. 183–197, 2010.

SCHMIDT, J. H.; DALGAARD, R. *National and farm level carbon footprint of milk - Methodology and results for Danish and Swedish milk 2005 at farm gate*. Arla Foods, Aarhus, Denmark. 2012.

SOARES, S. R. et al. Applications of life cycle assessment and cost analysis in health care waste management. *Waste Manage*, v. 33, n. 1, p. 175–183, 2013.

WEIDEMA, B. P. *System expansions to handle co-products of renewable materials*. In: PRESENTATION SUMMARIES OF THE 7TH LCA CASE STUDIES SYMPOSIUM SETAC-EUROPE. 1999. Disponível em: <<http://lca-net.com/files/casestudy99.pdf>>. Acesso em: 11 abr. 2015.

WEIDEMA, B. P.; SCHMIDT, J. H. Avoiding Allocation in Life Cycle Assessment Revisited. *J Ind Ecol*, v. 14, n. 2, p. 192–195, 2010.

WEIDEMA, B. P.; WESNÆS, M. S. Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. *J Clean Prod*, v. 4, n. 3–4, p. 167–174, 1996.

WÜRDINGER, E. et al. *Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Stärke bzw. Polystyrol*. Umwelt Stiftung, 2002.

ZAMAGNI, A. et al. *Main R&D lines to improve reliability, significance and usability of standardised LCA: CALCAS project*. ENEA, Italian National Agency on new Technologies, Energy and the Environment, 2009.

Capítulo IV. Discussão geral e conclusão

Diante do exposto na revisão bibliográfica, no estudo de caso e na avaliação das incertezas metodológicas foi possível levantar e avaliar algumas das limitações da ACV, apresentadas nos Quadro I-3, Quadro I-4 e Quadro I-6 do Capítulo I. Nesta tese, três limitações em especial foram avaliadas e discutidas: a falta de conhecimento e/ou certeza de dados (Capítulo II, página 104), e a incerteza gerada por duas escolhas metodológicas, a abordagem de alocação e a definição dos métodos para avaliação dos impactos do ciclo de vida (AICV) (Capítulo III, página 136).

Os resultados alcançados serão apresentados resumidamente a seguir de acordo com as perguntas de pesquisa definidas na presente tese.

IV.1 DISCUSSÃO E RESPOSTAS ÀS INCERTEZAS METODOLÓGICAS

Com relação a pergunta de pesquisa número 1: Como apresentar os resultados de uma ACV frente às incertezas metodológicas?

A variação de cenários acompanhada da análise de Monte Carlo em conjunto com a ANOVA e o teste de Tukey para avaliar a diferença entre médias, é um procedimento que auxilia na redução dos efeitos da incerteza na tomada de decisão. Exceção à categoria de impacto de ecotoxicidade de águas doces, na qual não foi possível observar diferença estatística entre os cenários. O uso somente de uma análise de Monte Carlo, em algumas decisões como na avaliação das categorias acidificação, eutrofização e ecotoxicidade de águas doces, não permite diferenciar os cenários de menor e/ou maior emissões, pela sobreposição da distribuição de probabilidade de resultados.

Desta maneira, **são aceitas** as duas *hipóteses*:

- Dependendo da abordagem utilizada na divisão de impactos em processos multifuncionais e dos métodos de avaliação de impacto, podem ocorrer sobreposições na identificação da melhor alternativa, levando a incerteza na tomada de decisão.
- É possível diminuir os efeitos das incertezas na tomada de decisão a partir de um estudo de ACV, por meio de métodos estatísticos.

A metodologia proposta para avaliar as incertezas associadas às escolhas metodológicas e os seus efeitos na tomada de decisão está descrita no Capítulo III, no item III.2 *Material and methods* (página 128), e é baseada em três métodos principais:

1. Análise de cenário
2. Análise de sensibilidade
3. Avaliação das incertezas

A partir do cenário base, foram realizadas variações nas decisões de como lidar com os processos multifuncionais e na escolha do método de avaliação de impacto. Ao todo, na comparação dos cenários do estudo de caso definido, foram obtidos 320 resultados, dos quais 80 eram referentes à cada cenário sendo 20 por categoria de impacto avaliada.

Diante da variabilidade dos resultados, aplicou-se um método estatístico denominado de análise de Monte Carlo. Este método permitiu gerar 10.000 novas amostragens dentro do intervalo obtido pela análise de sensibilidade para cada cenário por categoria de impacto. Essa estatística tem como principal finalidade determinar o intervalo mais provável na qual estará o valor ‘real’ do sistema modelado.

Entretanto, os resultados da simulação de Monte Carlo em algumas situações não são conclusivos devido a proximidade dos resultados dos cenários comparados. O range de resultados do cenário x_1 sobrepõem os resultados do cenário x_2 e assim por diante (x_n). Principalmente, quando estes são ilustrados por meio de histogramas. Deste modo, para verificar a diferença entre os cenários foi proposto o uso da análise de variância (ANOVA) com um teste de médias das 10.000 amostragens por categoria de impacto. Por meio da comparação entre pares obtida pelo teste de Tukey foi possível verificar a existência de diferença significativa entre os cenários e desta maneira diminuir o efeito da incerteza na tomada de decisão. Para apresentar os resultados, a maneira mais adequada é por meio de uma tabela que demonstre as diferenças entre as médias comparadas, como apresentado na Tab III-5 do Capítulo III, e de modo simplificado no exemplo da Tab IV-1.

Tab IV-1. Modelo de apresentação de resultados de uma ACV comparativa.

	Categoria de impacto y_1	Categoria de impacto y_2	.	Categoria de impacto y_n
Cenário x_1	$\bar{x}_1(y_1)^a$	$\bar{x}_1(y_2)^a$.	$\bar{x}_1(y_n)^a$
Cenário x_2	$\bar{x}_2(y_1)^a$	$\bar{x}_2(y_2)^b$.	$\bar{x}_2(y_n)^a$
.
.
Cenário x_n	$\bar{x}_n(y_1)^n$	$\bar{x}_n(y_2)^n$.	$\bar{x}_n(y_n)^n$

Na Tab IV-1 os resultados $\bar{x}_i(y_i)$ representam uma função do cenário x_i para a categoria de impacto y_i . Enquanto as letras sobscritas demonstram a existência ou não de diferença entre as médias (i.e. entre os cenários). Na qual letras iguais significam que:

$$H_0: \bar{x}_1(y_i) = \bar{x}_2(y_i) = \dots = \bar{x}_n(y_i)$$

Neste caso, o sinal de = significa que os cenários (x_i) são estatisticamente iguais para a categoria y_i , e desta maneira não é possível apontar o cenário com menores emissões.

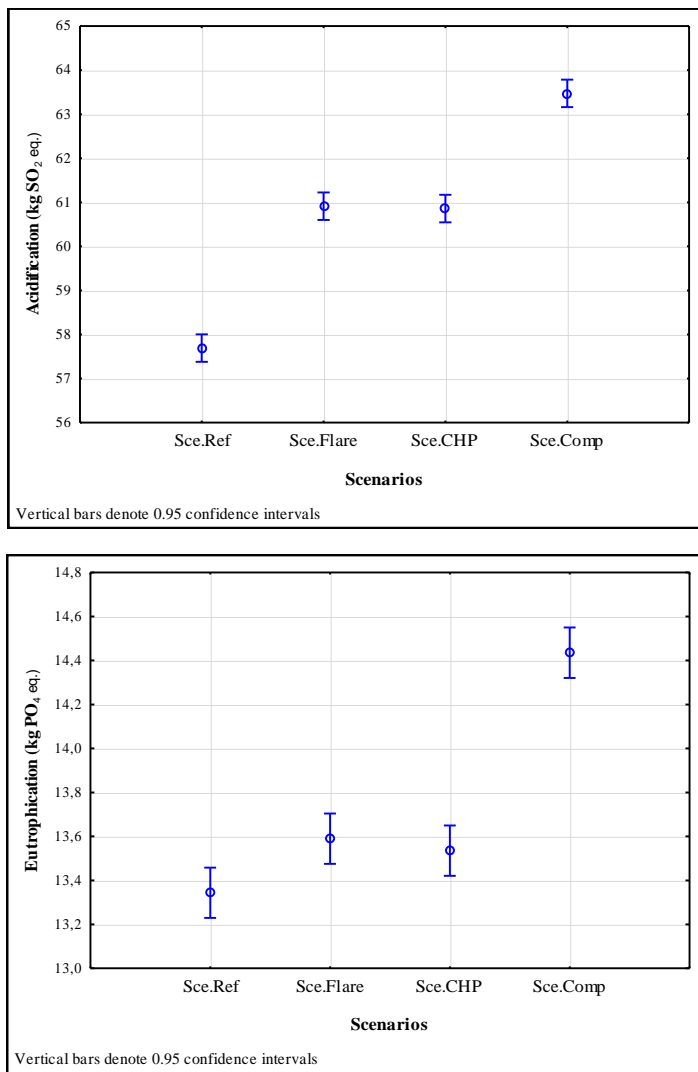
Enquanto resultados seguidos de diferentes letras significam que:

$$H_1: \bar{x}_1(y_i) \neq \bar{x}_i(y_i)$$

Na qual o \neq significa que os cenários (x_i) são estatisticamente diferentes para a categoria y_i e, portanto, a decisão pode ser tomada de modo mais robusto diminuindo a chance de erro.

A ANOVA também permitiu a construção de gráficos com intervalos de confiança sob a média, que auxiliam a demonstração visual dos resultados. Na Fig IV-1 é apresentado um exemplo da comparação de cenários com base em gráficos gerados pelos resultados da ANOVA.

Fig IV-1. Comparação de resultados da ACV considerando a incerteza metodológica.



Os gráficos da Fig IV-1 demonstram que para acidificação é possível identificar três cenários diferentes, o Sce.Ref com as menores emissões, Sce.Comp como o cenário mais impactante, e, um grupo composto pelo Sce.Flare e Sce.CHP, na qual não podem ser observadas

diferenças entre os sistemas de manejo. Com relação aos impactos de eutrofização, novamente é possível apontar o Sce.Comp como o mais impactante. Entretanto, para esta categoria de impacto não é possível identificar o cenário favorável para a redução das emissões, pois os intervalos do Sce.Ref e Sce.CHP se sobrepõem, e desta maneira estatisticamente não são observadas diferenças entre os cenários. De maneira similar, não é possível verificar diferenças entre o Sce.CHP e Sce.Flare, embora este seja diferente de Sce.Ref.

Os resultados estão apresentados detalhadamente no Capítulo III, no item III.3.4 *Overall uncertainty in scenario comparison* (página 146) na Fig III-5, Tab III-5 e Fig III-6.

Com relação à pergunta de pesquisa número 2: Qual escolha metodológica gera maior incerteza nos resultados, para o caso da suinocultura?

A resposta depende da categoria de impacto avaliada:

- Para **mudanças climáticas**, a abordagem de alocação gera a maior incerteza nos resultados, principalmente devido ao método de substituição.
- Para **acidificação, eutrofização e ecotoxicidade de águas doces**, tanto a abordagem de alocação quanto a escolha do método de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) geraram incerteza nos resultados, embora o método de AICV tenha causado a maior variabilidade dos resultados.

Os resultados que sustentam as afirmações acima estão apresentados no Capítulo III, no item III.3.3 *Choice of allocation approach vs. LCIA method*, na Fig III-3 e Fig III-4 (páginas 144 e 146, respectivamente).

A incerteza na ACV está associada a necessidade de grandes quantidades de informações e muitas vezes a falta do conhecimento dos valores reais de cada parâmetro e/ou do mecanismo ambiental. Além disso, os resultados dependem das escolhas do especialista em várias situações, o que agrega incerteza ao modelo. Embora tenham sido avaliadas duas dessas escolhas, a abordagem utilizada nesta tese permite expandir a avaliação para outras definições igualmente importantes, e.g. normalização e ponderação, entre outras.

Para as incertezas associadas à dados, recomenda-se que sejam definidos desvios padrões ou de valores mínimos e máximos de cada parâmetro, permitindo realizar uma análise estatística dos dados usados

no inventário. Nos casos em que há pouca ou nenhuma informação adicional sobre o parâmetro analisado, o uso de métodos de avaliação qualitativa como a matriz pedigree (detalhes em Ciroth et al., 2013) pode ser empregada para gerar informações sobre a variabilidade do parâmetro, e desta maneira permitir uma análise estatística por meio de uma simulação de Monte Carlo.

No tocante a abordagem da alocação, existem vários procedimentos que podem ser usados em processos multifuncionais, defendidos por três diferentes escolas, duas defendendo métodos de particionamento e uma defendendo uma abordagem que tende mais a modelagem consequencial. Na presente tese, bem como, no Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG) da UFSC, entende-se que o caminho mais indicado é analisar as especificidades de cada processo, seguindo a definição de Guinée, Heijungs e Huppes (2004), na qual não há uma única escolha correta.

Neste caso, a abordagem escolhida deve ser cientificamente fundamentada e ter seus efeitos avaliados, no mínimo, por uma análise de sensibilidade, principalmente variando das abordagens de particionamento para as que tendem para abordagem consequencial (i.e., expansão do sistema, método de substituição), pois nestas variações foram identificadas as maiores diferenças nos resultados.

Com relação aos métodos de AICV, a prioridade deve ser utilizar as metodologias recomendadas pelo ILCD, principalmente para as categorias de toxicidade, devido a falta de maturidade científica dos modelos que tem como finalidade avaliar esses impactos.

Apesar das incertezas que podem ser encontradas em estudos de ACV, é preciso destacar que a metodologia ainda é um dos principais ferramentas para avaliar os impactos ambientais de sistemas complexos, tais como os sistemas industriais. Além disso, incertezas devido a escolhas e a falta de dados confiáveis não é exclusividade da metodologia de ACV. Modelos de dispersão de poluentes como *Modified General Finite Line Source Model* (M-GFLSM) e *Particulate Emission Factor Model* (PART5), ou de autodepuração como de Streeter e Phelps também possuem incertezas associadas a escolhas e aos dados. A própria escolha pelo modelo usado, pode ser considerada uma incerteza, uma vez que, os modelos podem partir de pressupostos diferentes. E, embora os resultados da presente tese tenham apresentado uma variabilidade grande, as conclusões entre as melhores alternativas tenderam para uma convergência no que tange a alternativa favorável por categoria de impacto. Desta forma, a tomada de decisão a partir da

ACV na maioria dos casos não deverá ser afetada pelas incertezas devido às escolhas e/ou dados utilizados.

IV.1.1 DISCUSSÃO RESULTADOS DO ESTUDO DE CASO

Os resultados demonstraram que a produção de suínos na região sul do Brasil é competitiva frente aos concorrentes externos, quando considerada a perspectiva ambiental. O sistema produtivo possui índices de desempenho zootécnico que permitem uma produção animal eficiente e, desta maneira, redução dos impactos ambientais. Entretanto, podem ser observadas margens para melhoria e redução dos impactos. Neste sentido, o manejo dos dejetos por biodigestores com o aproveitamento energético (Scce.CHP) é a alternativa com maior potencial para reduzir os impactos: mudanças climáticas, eutrofização de águas doces, demanda acumulada de energia, ecotoxicidade terrestre, danos à biodiversidade e transformação natural de terra. Enquanto, o sistema tradicional por esterqueiras (Scce.Ref) é a alternativa favorável para diminuir os impactos de acidificação terrestre e eutrofização marinha. O manejo de dejetos na forma sólida por meio da compostagem (Scce.Comp) aumentou os impactos para todas as categorias de impacto.

Os maiores ganhos ambientais devido ao uso de biodigestores com aproveitamento energético foram observados para as categorias de impacto de mudanças climáticas e demanda acumulada de energia, como apresentado na Tab II-4, do Capítulo II. Para mudanças climáticas, o biodigestor com *flare* também demonstrou potencial de redução das emissões, entretanto, para as demais categorias esse sistema apresentou menores efeitos.

Os menores ganhos ambientais para as demais categorias de impacto, estão associados aos efeitos que os poluentes dos dejetos têm no meio ambiente. No manejo são emitidos principalmente CO₂, CH₄, N₂O, NH₃, NO₃, NO_x e P, além de metais pesados como Zn e Cu. Destes poluentes, apenas o CO₂ e CH₄ tem potencial de redução por meio dos sistemas de manejo, seja pela captura dos gases nos biodigestores ou pela redução das emissões de CH₄ no manejo dos dejetos na forma sólida. Com relação as emissões associadas ao ciclo de N ou a emissão de P e de metais pesados, os sistemas são pouco efetivos, sendo que o maior ganho da biodigestão e do composto é aumentar o valor agrônômico do dejetos, desta maneira o benefício ambiental é indireto i.e., somente devido a quantidade de NPK evitado.

No caso do Sce.CHP ainda são contabilizados os benefícios da produção evitada de energia elétrica e térmica, característica que acabou sendo determinante para que este cenário seja considerado favorável frente as demais opções para a redução dos impactos de eutrofização de águas doces, ecotoxicidade terrestre, danos à biodiversidade e transformação natural de terra.

No tocante ao sistema de compostagem (Sce.Comp), esperava-se que este cenário diminuísse de maneira significativa os impactos sobre as mudanças climáticas, uma vez que a compostagem reduz as emissões de metano, principal responsável pelos impactos no manejo convencional dos dejetos. Embora o cenário Sce.Comp tenha demonstrado um potencial de redução das emissões de CH₄ em 90,5% (384 kg CO₂ eq.), as estimativas de emissões de N₂O aumentaram em 236,6% (397,1 kg CO₂ eq.) prejudicando o balanço total das emissões. Com relação a este cenário, as maiores perdas de N na forma de emissões atmosféricas, também resultaram na redução do potencial de fertilizante evitado por unidade funcional. Cabe destacar que no Sce.Comp não são considerados benefícios da fixação de carbono na serragem, logo, caso fossem considerados o resultado poderia ser favorável a este cenário com relação aos impactos nas mudanças climáticas, enquanto para as demais categorias esse pressuposto não possui efeitos.

Analisando oportunidades de melhorias, para o cenário com esterqueiras (Sce.Ref), os resultados demonstraram que para diminuir os impactos das mudanças climáticas o foco deve ser em reduzir as emissões de metano durante o armazenamento dos dejetos. Neste sentido, os cenários de biodigestores e do compostagem demonstraram potencial de reduzir as emissões de metano, embora na compostagem houve aumento das emissões de N₂O. Durante a aplicação dos dejetos o foco deve estar na redução das emissões de amônia e N₂O.

No caso dos biodigestores, o desempenho da produção do biogás pode e deve ser melhorado para garantir a correta operação e, no caso do cenário de aproveitamento energético, aumentar o potencial de gerar energia e consequentemente os ganhos ambientais por 'evitar' o uso de outras fontes energéticas. Algumas alternativas para aumentar o desempenho do biogás são misturar a palha ou silagem de milho, resíduos sólidos municipais, resíduos alimentícios e de abatedouros (POESCHL; WARD; OWENDE, 2012). O uso de dejetos digeridos anaerobicamente ainda apresenta um benefício agrônômico, pois possuem o potencial de liberar o nitrogênio de modo mais lento alcançando várias etapas do crescimento das culturas, aumentando a

fixação desse nutriente nas plantas (CHANTIGNY et al., 2007; MASSÉ; TALBOT; GILBERT, 2011).

Alternativas de tratamento de dejetos, além das apresentadas nesta tese, e seus potenciais ganhos ambientais têm sido reportadas na literatura (DE VRIES; GROENESTEIN; DE BOER, 2012; HAMELIN et al., 2010, 2011; TEN HOEVE et al., 2014; WESNÆS; WENZEL; PETERSEN, 2009), como o pré-tratamentos para separar a fração sólida do dejetos da líquida ou uso de tratamentos biológicos (LOPEZ-RIDAURA et al., 2009). Entretanto, o acesso a essas tecnologias no Brasil talvez ainda seja um pouco limitado devido aos custos envolvidos.

Para a etapa de aplicação dos dejetos no solo existem algumas técnicas tais como a injeção de dejetos líquidos dentro do solo e o uso de inibidores de nitrificação que podem reduzir as emissões de NH_3 e N_2O . Basset-Mens e van der Werf (2005), sugerem que a garantia de rápida e efetiva incorporação do dejetos no solo pode diminuir as perdas de NH_3 durante e após a aplicação dos dejetos e, conseqüentemente das emissões indiretas de N_2O .

Com relação à injeção dos dejetos no solo, é preciso destacar que não estão claros os benefícios ambientais reais desta técnica. Alguns estudos (DAMASCENO, 2010; DELL; MEISINGER; BEEGLE, 2011; GONZATTO, 2012; PERÄLÄ et al., 2006; THOMSEN et al., 2010; WEBB et al., 2010), têm demonstrado que esta técnica diminui as emissões de amônia, mas em contrapartida aumentam as emissões de N_2O , enquanto outros autores (LOVANH; WARREN; SISTANI, 2010; SISTANI et al., 2010) encontraram menores emissões de N_2O por meio da injeção dos dejetos no solo.

O uso dos inibidores de nitrificação também tem apresentado resultados contraditórios em relação ao potencial de redução das emissões de N_2O da aplicação dos dejetos no solo. Os experimentos desenvolvidos por (DAMASCENO, 2010; GONZATTO, 2012; MEIJIDE et al., 2007; VALLEJO et al., 2006) demonstraram que esta técnica foi capaz de reduzir as emissões de N_2O , enquanto para Mkhabela et al. (2006) o inibidor de nitrificação não apresentou efeitos tanto nas emissões de NH_3 quanto nas de N_2O .

As contradições quanto aos sistemas de manejo de dejetos e suas alternativas para redução das emissões e a variabilidade encontrada nos resultados da avaliação de incerteza dos fatores de emissão usados nas estimativas de emissões no Capítulo II (página 104) ocorrem, pois como destacado por de Vries, Groenestein e de Boer (2012), ainda há a

necessidade de avaliações em tempo real das emissões dos sistemas de manejo para uma avaliação mais segura dos reais ganhos ambientais.

No tocante a produção da ração, etapa do ciclo de vida que apresentou os maiores impactos para a maioria das categorias de impacto avaliadas nesta tese, medidas como alterações na dieta animal, diminuir distâncias de transporte dos grãos ou alterar os modais de transporte, podem representar uma medida relevante para reduzir os impactos. No entanto, o principal problema que deve ser enfrentado é a diminuição do desmatamento para a produção dos grãos usados na ração, principalmente a soja.

Especificamente na alimentação dos animais, no APÊNDICE F é apresentada uma simulação na qual é diminuída progressivamente o nível de proteína bruta (farelo de soja) na ração dos suínos em terminação, suplementados pelo aumento de aminoácidos sintéticos. Deste modo, o valor nutricional da digestibilidade ileal da lisina foi constante nas quatro dietas, enquanto os outros aminoácidos variaram. A composição da ração (Table F2 - APÊNDICE F) e os índices de desempenho zootécnico foram atestados por Vidal et al. (2010), sendo que a qualidade da carne não foi alterada (Table F3 - APÊNDICE F) com o uso das diferentes dietas. Os resultados demonstraram que realizando pequenas alterações na composição da alimentação é possível reduzir em 11,7% as emissões de CO₂ eq. na comparação entre a dieta de menor (P16) e maior emissão (P13). Resultados similares foram obtidos por (BAUMGARTNER; DE BAAN; NEMECEK, 2008; MEUL et al., 2012), para as categorias de impacto mudanças climáticas e demanda de energia devido ao menor uso de transportes e da eliminação dos impactos oriundos do desmatamento, entretanto, a alternativa foi pouco efetiva para reduzir os impactos de eutrofização e acidificação.

Outra oportunidade de melhoria é garantir que os grãos usados na alimentação animal não sejam de áreas desmatadas, como o previsto pela moratória da Soja. Com esta ação, os impactos por tonelada de carcaça suína podem ser reduzidos em 31,3% para mudanças climáticas, 97,3% para a transformação de terra natural e 9,5% da demanda acumulada de energia. Para as demais categorias de impacto, esta ação não possui maiores efeitos.

IV.1.2 ANÁLISE CRÍTICA

Embora os objetivos propostos tenham sido atendidos, podem ser identificadas algumas limitações da presente tese:

- Similaridade dos ICV das alternativas comparadas na avaliação das incertezas, o que até certo ponto pode ter prejudicado a comparação dos cenários com relação a categoria de ecotoxicidade de águas doces;
- Erros associados à implementação dos modelos de AICV pelos softwares de ACV não foram considerados;
- As incertezas associadas ao uso de base de dados secundárias (i.e., dados *background*) não foram considerados na avaliação das incertezas dos dados de LCI no estudo de caso do Capítulo II;
- Considerar as emissões da troca de carbono no solo devido ao cultivo de grãos;
- Considerar fixação de carbono no substrato utilizado na reciclagem;
- Assumir fatores de emissão dos dejetos de outras realidades (países).

IV.2 CONCLUSÃO

Conclui-se que no Brasil ainda existem margens para melhorias na disponibilidade de informações confiáveis que consigam dar suporte a projetos de ACV. Um roteiro de cálculo para estimar as emissões dos sistemas de manejo de dejetos foi proposto, entretanto, a falta de dados nacionais que permitissem uma maior precisão dos resultados do modelo, fez com que alguns pressupostos fossem assumidos, tais como uso de dados de diferentes realidades. E, embora no que tange aos dados, tenham sido avaliadas somente as incertezas associadas ao manejo dos dejetos, a falta de informações confiáveis e fatores de emissão pode ser estendido para outras etapas do ciclo de vida.

No tocante as incertezas inerentes a metodologia de ACV, a análise de sensibilidade é um procedimento eficaz na verificação da consistência de um estudo de ACV, mas em determinadas situações não é o suficiente para reduzir as incertezas na tomada de decisão. Deste modo, a tomada de decisão com base em uma ACV deve ser realizada em conjunto com uma análise de incertezas.

Com relação a metodologia proposta para avaliar as incertezas, esta demonstrou-se efetiva, de acordo com as simulações realizadas, na redução dos efeitos das incertezas da ACV na tomada de decisão, permitindo indicar as alternativas que independente da escolha metodológica apresentarão resultados favoráveis.

Perspectivas de trabalhos futuros

Algumas lacunas são identificadas para uma melhor confiabilidade dos resultados gerados por estudos de ACV. Em especial, o desenvolvimento de novas pesquisas para a melhoria dos modelos e fatores de caracterização para ecotoxicidade de águas doces. Outras sugestões de trabalhos futuros são indicadas a seguir:

- Ampliar a ACV da suinocultura para a região centro oeste do Brasil;
- Desenvolver fatores de emissão específicos para a realidade brasileira;
- Avaliar a sensibilidade gerada pela definição da unidade funcional, principalmente para produtos alimentícios, na qual esta definição normalmente não leva em conta a real função do produto e sim o fluxo de referência (i.e. unidade de massa de produto);

- Ampliar a avaliação das incertezas para abranger as etapas de normalização e ponderação dos resultados da AICV;
- Desenvolver fatores de caracterização para categorias de impacto regionais específicos para o Brasil;
- Estender a avaliação de incertezas a nível *endpoint* ou para indicadores *single-score*, uma vez que são pontos que agregam grande incerteza na ACV;
- Avaliar de modo integrado as incertezas dos parâmetros de LCI, incluindo às relacionadas ao uso de base de dados (e.g. ecoinvent®), com as escolhas metodológicas (e.g. abordagem de alocação, métodos de AICV) para obter uma visão global das incertezas do modelo;
- Desenvolvimento de métodos de avaliação multicritério que auxiliem a tomada de decisão quando os cenários apresentarem desempenhos favoráveis para diferentes categorias de impacto. Tópico não abordado nesta tese.

IV.3 REFERÊNCIAS

BASSET-MENS, C.; VAN DER WERF, H. M. G. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agric Ecosyst Environ*, v. 105, n. 1–2, p. 127–144, 2005.

BAUMGARTNER, D. U.; DE BAAN, L.; NEMECEK, T. *European grain legumes — environment-friendly animal feed?* Life cycle assessment of pork, chicken meat, egg and milk production. Zürich, Switzerland: Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, 2008.

CHANTIGNY, M. H. et al. Gaseous Nitrogen Emissions and Forage Nitrogen Uptake on Soils Fertilized with Raw and Treated Swine Manure. *J Environ Qual*, v. 36, n. 6, p. 1864–1872, 2007.

CIROTH, A. et al. Empirically based uncertainty factors for the pedigree matrix in ecoinvent. *Int J Life Cycle Assess*, p. in press, 2013.

DAMASCENO, F. Injeção de dejetos líquidos de suínos no solo e inibidor de nitrificação como estratégias para reduzir as emissões de amônia e óxido nítrico. 2010. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

DELL, C. J.; MEISINGER, J. J.; BEEGLE, D. B. Subsurface Application of Manures Slurries for Conservation Tillage and Pasture Soils and Their Impact on the Nitrogen Balance. *J Environ Qual*, v. 40, n. 2, p. 352, 2011.

DE VRIES, J. W.; GROENESTEIN, C. M.; DE BOER, I. J. M. Environmental consequences of processing manure to produce mineral fertilizer and bio-energy. *J Environ Manage*, v. 102, p. 173–183, 2012.

GONZATTO, R. Injeção de dejetos de suínos no solo em Plantio direto associada a um inibidor de Nitrificação: efeito nas emissões de óxido Nitroso e amônia. 2012. 94 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

HAMELIN, L. et al. *Life cycle assessment of biogas from separated slurry*. Faculty of Agricultural Sciences, Aarhus University, 2010. Disponível em: <<http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2010/978-87-92668-03-5/pdf/978-87-92668-04-2.pdf>>. Acesso em: 15 dez. 2013.

HAMELIN, L. et al. Environmental Consequences of Future Biogas Technologies Based on Separated Slurry. *Environ Sci Technol*, v. 45, n. 13, p. 5869–5877, 2011.

LOPEZ-RIDAURA, S. et al. Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment. *J Environ Manage*, v. 90, n. 2, p. 1296–1304, 2009.

LOVANH, N.; WARREN, J.; SISTANI, K. Determination of ammonia and greenhouse gas emissions from land application of swine slurry: A comparison of three application methods. *Bioresource Technol*, v. 101, n. 6, p. 1662–1667, 2010.

MASSÉ, D. I.; TALBOT, G.; GILBERT, Y. On farm biogas production: A method to reduce GHG emissions and develop more sustainable livestock operations. *Anim Feed Sci Tech*, v. 166, p. 436–445, 2011.

MEIJIDE, A. et al. Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig slurries and composts in a Mediterranean climate. *Agric Ecosyst Environ*, v. 121, n. 4, p. 383–394, 2007.

MEUL, M. et al. Carbon footprint of five pig diets using three land use change accounting methods. *Livest Sci*, v. 149, n. 3, p. 215–223, 2012.

MKHABELA, M. S. et al. Ammonia and nitrous oxide emissions from two acidic soils of Nova Scotia fertilised with liquid hog manure mixed with or without dicyandiamide. *Chemosphere*, v. 65, n. 8, p. 1381–1387, 2006.

PERÄLÄ, P. et al. Influence of slurry and mineral fertiliser application techniques on N₂O and CH₄ fluxes from a barley field in southern Finland. *Agric Ecosyst Environ*, v. 117, n. 1, p. 71–78, 2006.

POESCHL, M.; WARD, S.; OWENDE, P. Environmental impacts of biogas deployment – Part II: life cycle assessment of multiple production and utilization pathways. *J Clean Prod*, v. 24, p. 184–201, 2012.

SISTANI, K. R. et al. Greenhouse Gas Emissions from Swine Effluent Applied to Soil by Different Methods. *Soil Sci Soc Am J*, v. 74, n. 2, p. 429, 2010.

TEN HOEVE, M. et al. Life cycle assessment of pig slurry treatment technologies for nutrient redistribution in Denmark. *J Environ Manage*, v. 132, p. 60–70, 2014.

THOMSEN, I. K. et al. Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N₂O emissions as determined by a new non-linear approach. *Agric Ecosyst Environ*, v. 136, n. 3–4, p. 227–235, 2010.

VALLEJO, A. et al. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. *Soil Biol Biochem*, v. 38, n. 9, p. 2782–2793, 2006.

VIDAL, T. Z. B. et al. Efeito da redução da proteína bruta e da suplementação de aminoácidos para suínos machos castrados, dos 70 aos 100kg. *Arq Bras Med Vet Zoo*, v. 62, n. 4, p. 914–920, 2010.

WEBB, J. et al. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response—A review. *Agric Ecosyst Environ*, v. 137, n. 1–2, p. 39–46, 2010.

WESNÆS, M.; WENZEL, H.; PETERSEN, B. M. *Life cycle assessment of slurry management technologies*. Danish Environmental Protection Agency, 2009.

APÊNDICE A - Metodologia detalhada para estimar as emissões de gases dos dejetos

Supplementary material for the paper of Chapter II

This annex is a supplementary material for the Chapter 2 (Capítulo 2). The annex shows the life cycle inventory (LCI) of the main stages of the swine supply chain. The LCI for the crops cultivation can be found in Alvarenga, Prudêncio da Silva e Soares (2012), Prudêncio da Silva et al. (2010) and Prudêncio da Silva (2011). This material also describes the emission factors and methods used to estimate the CO₂, CH₄, N₂O and NH₃ emissions from swine manure in swine housing, storage and field application as well as the calculation to estimate the potential saves due to the use of biodigestor. The glossary of terms are described in APÊNDICE B and APÊNDICE C while the values for the variables and parameters are described in APÊNDICE D and APÊNDICE E. To facilitate understanding the annex is organized with the same subtitles used in chapter 2.

2.2.3. Animal production

Tab A1. On-farm LCI for 1000 kg of swine carcass (deadweight).

(continua)

Piglet Production (PP)				
Inputs	Amount	Unit	Source	
Water for animal consumption	2.09	m ³	Oliveira; Zanuzzi; Souza (2006)	
Water for clean the pens	9.11	L	Primary data	
Sows	45.09	kg	Primary data	
Sows feed	478.27	kg	Primary data	
Chemicals (disinfectants, soap, chlorine, dextrane iron)	0.86	kg	Primary data	
Lamps for creep (standard heat and infrared)	1.34	pc	Primary data	
Piglets feed	309.74	kg	Primary data	
Buildings	6.90·10 ⁻⁶	-	Primary data	
<i>Energy and Transport</i>				
Electricity	121.53	kWh	Primary data	
Transport of sows to PP	4.92	t·km	Primary data	
Transport of boars to PP	0.15	t·km	Primary data	
Transport of sows to slaughterhouse	2.18	t·km	Primary data	
Transport of boars to slaughterhouse	0.02	t·km	Primary data	

Tab A1. On-farm LCI for 1000 kg of swine carcass (deadweight).

(conclusão)

Outputs			
<i>Main product</i> ^a			
Piglet	269.88	kg	-
<i>Byproducts</i> ^a			
Sows to slaughter	55.11	kg	-
Boars to slaughter	0.57	kg	-
<i>Emissions to air</i>			
CH ₄ (enteric fermentation for sows)	0.18	kg	IPCC (2006a)
CH ₄ (enteric fermentation for piglets)	1.78	kg	IPCC (2006a)
NH ₃	0.96	kg	Hutchings et al. (2013) /Sommer et al. (2006a)
<i>Manure</i>			
Sows and boars	0.50	m ³	Oliveira (1993)
Piglets	0.41	m ³	Oliveira (1993)
Growing to finishing (GF)			
Inputs	Amount	Unit	Source
Water for animal consumption	10.12	m ³	Primary data / Tavares et al. (2014b)
Water for clean the pens	0.69	m ³	Primary data / Tavares et al. (2014b)
Water for nebulization	0.18	m ³	Primary data / Tavares et al. (2014b)
Piglets	269.88	kg	Primary data
Swine feed	2,754.22	kg	Primary data
Chemicals (disinfectants, soap, chlorine, insecticide)	0.27	kg	Primary data
Buildings	2.51·10 ⁻⁵	-	Primary data
<i>Energy and Transport</i>			
Electricity	6.42	kWh	Primary data
Transport piglets to GF	16.19	t·km	Assumed
Transport of feed to GF	207.94	t·km	Primary data
Transport of swine to slaughterhouse	73.20	t·km	Agroindustry
Outputs			
<i>Main product</i>			
Swine liveweight	1,355.64	kg	-
<i>Emissions to air</i>			
CH ₄ (enteric fermentation)	4.99	kg	IPCC (2006a)
NH ₃	5.74	kg	Hutchings et al. (2013) /Sommer et al. (2006a)
<i>Manure</i>			
Swine manure	5.42	m ³	Primary data / Tavares et al. (2014b)

^a Without consider allocation.

2.2.3.1. N-related Emissions in housing (for all scenarios)

We estimated the N-related emissions based on (DÄMMGEN; HUTCHINGS, 2008; HUTCHINGS et al., 2013; IPCC, 2006a), which

considers that the emissions depend on the amount of total ammonia nitrogen (TAN) entering the housing in manure plus the TAN generated through the mineralization of organic N in the manure.

- a) The available TAN were based on Hutchings et al. (2013):

$$TAN_h = TAN_0 + MR_h * ON_0 \quad \text{Equation 1}$$

TAN_h = Available TAN in housing (h) ($kg \cdot m^{-3}$).

TAN_0 = TAN excreted ($kg \cdot m^{-3}$).

MR_h = Mineralized rate ($kg \cdot kg^{-1}$), is the proportion of the organic N entering the house (h) that is mineralized.

ON_0 = N-organic excreted ($kg \cdot m^{-3}$).

- b) Ammonia emissions were based on Hutchings et al. (2013):

$$NH3_h = TAN_h * e_1 \quad \text{Equation 2}$$

$NH3_h$ = NH_3 emissions in house (h) ($kg \text{ NH}_3\text{-N}$).

e_1 = Emission factor for NH_3 emitted in housing ($kg \cdot kg^{-1}$).

2.2.4. Manure management system (MMS)

Tab A2. LCI for the MMS scenarios. Sce.Ref: open slurry tanks without natural crust cover; Sce.Flare: biodigester with biogas flaring; Sce.CHP: biodigester with biogas capture for energy purposes; Sce.Comp: composting.

(continua)

Piglet Production (PP)				
Inputs^a	Sce.Ref	Sce.Flare	Sce.CHP	Sce.Comp
Manure, in m ³	0.91	0.91	0.91	0.91
Outputs^a				
<i>Product avoided</i>				
Chemical fertilizer NPK, in kg	13.48	14.02	14.02	12.65
Electricity from BR grid, in kWh	n.a. ^b	n.a. ^b	25.55	n.a. ^b
Heat wood-based, in MJ	n.a. ^b	n.a. ^b	111.70	n.a. ^b
<i>Emissions to air</i>				
CO ₂ from biodigester, in kg ^c	n.a. ^b	42.76	2.18	n.a. ^b
CO ₂ from slurry tank, in kg	5.05	1.47	1.47	n.a. ^b
CH ₄ in storage, in kg	3.23	1.04	1.04	0.31
NH ₃ in storage, in kg	0.28	0.39	0.39	0.57
N ₂ O in storage, in g	3.57	5.10	5.10	257.25
N ₂ in storage, in kg	-	-	-	1.07
NO in storage, in kg	-	-	-	0.52

Tab A2. LCI for the MMS scenarios. Sce.Ref: open slurry tanks without natural crust cover; Sce.Flare: biodigester with biogas flaring; Sce.CHP: biodigester with biogas capture for energy purposes; Sce.Comp: composting.

(conclusão)

Piglet Production (PP)				
Outputs^a	Sce.Ref	Sce.Flare	Sce.CHP	Sce.Comp
<i>Emissions to air</i>				
NH ₃ in spreading, in kg	0.76	1.09	1.09	0.83
N ₂ O in spreading, in g	91.95	59.84	59.84	77.21
N ₂ in spreading, in kg	0.13	0.10	0.10	0.04
NO in spreading, in kg	0.014	0.007	0.007	0.012
<i>Emissions to water</i>				
NO ₃ leaching, in kg	0.28	0.23	0.23	0.13
P leaching, in kg	0.22	0.22	0.22	0.22
<i>Emissions to soil</i>				
Copper, in g	28.08	28.08	28.08	28.08
Zinc, in g	47.89	47.89	47.89	47.89
Growing to finishing (GF)				
Inputs^a	Sce.Ref	Sce.Flare	Sce.CHP	Sce.Comp
Manure, in m ³	5.42	5.42	5.42	5.42
Outputs^a				
<i>Product avoided</i>				
Chemical fertilizer NPK, in kg	80.33	83.54	83.54	73.85
Electricity from BR grid, in kWh	n.a. ^b	n.a. ^b	152.31	n.a. ^b
Heat wood-based, in MJ	n.a. ^b	n.a. ^b	665.81	n.a. ^b
<i>Emissions to air</i>				
CO ₂ from biodigester, in kg ^c	n.a. ^b	254.87	12.98	n.a. ^b
CO ₂ from slurry tank, in kg	30.10	8.78	8.78	n.a. ^b
CH ₄ in storage, in kg	19.27	6.18	6.18	1.84
NH ₃ in storage, in kg	1.64	2.35	2.35	3.27
N ₂ O in storage, in g	21.28	30.38	30.38	1,475.30
N ₂ in storage, in kg	-	-	-	6.14
NO in storage, in kg	-	-	-	2.97
NH ₃ in spreading, in kg	4.53	6.47	6.47	4.75
N ₂ O in spreading, in g	548.07	356.70	356.70	430.18
N ₂ in spreading, in kg	0.76	0.58	0.58	0.21
NO in spreading, in kg	0.08	0.04	0.04	0.07
<i>Emissions to water</i>				
NO ₃ leaching, in kg	1.66	1.37	1.37	0.72
P leaching, in kg	1.34	1.34	1.34	1.34
<i>Emissions to soil</i>				
Copper, in g	167.40	167.40	167.40	167.40
Zinc, in g	285.49	285.49	285.49	285.49

^a Without consider allocation.^b Not applicable.

2.2.4.1. C-related emissions in storage for Sce.Ref (open slurry tanks)

Methane (CH₄) emissions were estimate based on Intergovernmental Panel on Climate Change (2006 v.4 chapter 10). The IPCC guide describes three different ways to estimate the emissions (Tier 1, Tier 2 and Tier 3). Tier 1 method uses emissions factors default defined by IPCC; it is a streamlined method, usually applied when no site-specific data on livestock production is available. Tier 2 method allows modify some input data like animal weight, volatile solids production, methane producing capacity and N excreted to adapt the emissions factors to specific conditions. Tier 3 method is used when someone pretends to develop site-specific methodologies or to measure the emissions on field. We used the Tier 2 method to estimate the methane emissions from the manure management systems, as follow:

$$CH4_s = VS * B_0 * 0.67 * MCF$$

Equation 3

CH₄_s = Methane emissions in slurry tanks (s) (kg CH₄).

VS = Volatile solids excreted (kg).

B₀ = Maximum methane producing capacity for swine manure (m³ CH₄ (kg VS excreted)⁻¹).

0.67= Conversion factor of m³ CH₄ to kilograms CH₄.

MCF = Methane conversion factor (kg·kg⁻¹).

CO₂ emissions were estimated as total losses of C in-house minus C loss as CH₄ (calculated through Equation 3), according to (HAMELIN et al., 2010, 2011; WESNÆS; WENZEL; PETERSEN, 2009).

$$CO2_s = \left(C_{loss} - \frac{CH4_s}{16.033/12.011} \right) * \frac{44.009}{12.011}$$

Equation 4

CO₂_s = Carbon dioxide emissions in slurry tanks (s) (kg CO₂).

C_{loss} = Carbon loss in slurry tanks (s) (kg C), see Tab A3.

CH₄_s = Methane emissions in slurry tanks (kg CH₄), see Equation 3.

Tab A3. Parameters to estimate CO₂ emissions. (DM: dry matter; VS: volatile solids; C: carbon).

Parameter	Ex-animal ^a	Ex-housing	Ex-storage	loss
DM ^b	58.20	58.20	49.47	8.73
VS ^{c,d}	43.60	43.60	34.87	8.73
C ^{e,f}	27.88	27.88	23.70	4.18

^a Tavares et al. (2014a), kg·m⁻³.

^b Poulsen et al. (2001) and DJF (2008b) use an estimate for the in-housing loss of dry matter at 10% of the “ex animal” content of dry matter for manure from swine. The loss during storage is estimated to 5% of the “ex-housing” content of dry matter for swine manure. (in WESNÆS; WENZEL; PETERSEN, 2009). As in Brazilian systems the manure goes directly to the storage, it was assumed that there is no lost in swine housing, however in ex-storage is considered a loss of 15% (5+10).

^c Sommer et al. (2001) estimate that for swine manure, 65% of the volatile solids are easily degradable and 35% are heavy degradable (“ex animal” values). (in WESNÆS; WENZEL; PETERSEN, 2009).

^d In Sommer et al. (2001) it is assumed that the loss of DM is identical to the loss of easily degradable VS. This is also identical to the loss of VS, as VS = VS (easily degradable) + VS (heavy degradable) and as the VS (heavy degradable) is not changed). So: (VS×0.65)-(DM×0.15)+(VS×0.35). (in WESNÆS; WENZEL; PETERSEN, 2009).

^e According to Knudsen and Birkmose (2005), swine manure contains 38 kg dry matter and 18.2 kg C, i.e. 47.9% of the dry matter is carbon. (in WESNÆS; WENZEL; PETERSEN, 2009)

^f Carbon loss (Closs) during storage is assumed to be in the same order as the DM loss (WESNÆS; WENZEL; PETERSEN, 2009).

2.2.4.2. C-related emissions in storage for Sce.Flare (biodigester + open slurry tanks)

In the biodigester scenarios (Sce.Flare and Sce.CHP) was considered a biogas composition of 69% of CH₄ and 31% of CO₂ (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006a). We assumed that other gases (e.g. N₂, O₂, H₂S, H₂O, CO, H₂) are negligible once altogether generally account for less than 1 % of the biogas composition (HAMELIN et al., 2011). The flare efficiency was 90% (primary data), i.e., this means that not all biogas captured is turned into CO₂ emissions.

- a) Biogas production (HAMELIN et al., 2010, 2011; WESNÆS; WENZEL; PETERSEN, 2009):

Equation 5

$$B = \frac{VS * B_0}{B_{CH_4}}$$

B = Biogas produced in the biodigester (m³).

B_{CH₄} = CH₄ in biogas composition (m³·m⁻³).

- b) Organic matter turned into biogas from CH₄-C (HAMELIN et al., 2010, 2011; WESNÆS; WENZEL; PETERSEN, 2009):

$$Closs_b = \frac{VS * B_0 * D_{CH_4}}{16.033/12.011}$$

Equation 6

Closs_b = Organic matter loss due to biogas (b) production (kg CH₄-C).
 D_{CH₄} = CH₄ density (kg·m⁻³).

- c) Emissions due to biogas leakage in the biodigester (HAMELIN et al., 2010, 2011; WESNÆS; WENZEL; PETERSEN, 2009):

$$CH_{4l} = VS * B_0 * D_{CH_4} * L_b$$

Equation 7

CH_{4l} = CH₄ emissions due to biogas leakage (l) in the biodigester (kg CH₄).
 L_b = Biogas leakage (kg·kg⁻¹).

The CO₂ emissions due to biogas leakage were estimated based on the ratio between emissions of CO₂ and CH₄ in anaerobic conditions, i.e. 1.42 kg CO₂ per kg CH₄ leakage (see HAMELIN et al., 2011).

- d) Emissions during flaring due to not converted methane (UNFCCC, 2012):

$$PE_f = \left(Closs_b * \left(\frac{16.033}{12.011} \right) * (1 - n_f) + CH_{4l} \right) * CF_{CH_4} + CH_{4l} * 1.42$$

Equation 8

PE_f = Emissions during flaring (f) (kg CO₂ eq.).

n_f = Flare efficiency (kg·kg⁻¹).

CF_{CH₄} = Characterization factor for CH₄ (kg CO₂ eq.).

- e) Emissions during flaring due to methane convert into CO₂ (IPCC, 2006b):

$$CH_{4f} = VS * B_0 * n_f * D_{CH_4} * SMF$$

Equation 9

CH_{4f} = Methane convert into CO₂ during flaring (f) (kg CO₂).

SMF = Stoichiometric Mass Factor is the mass ratio of CO₂ produced from full combustion of unit mass of methane and is equal to 2.75 (kg CO₂).

- f) CH₄ and CO₂ emissions during storage in slurry tanks are estimated based on the remaining VS post-biodigester storage:

$$CH4_s = (VS - B * D_b) * B_0 * 0.67 * MCF * R_p \quad \text{Equation 10}$$

CH_{4s} = Methane emissions in slurry tanks (s) (kg CH₄).

D_b = Biogas density (kg·m⁻³).

R_p = Reduction potential due to slowly degradable VS (kg·kg⁻¹).

A reduction potential factor of 40% is applied since the remaining VS are composed by slowly degradable VS (NIELSEN et al., 2014). The CO₂ emissions in the open slurry tank were estimated based on the ratio between emissions of CO₂ and CH₄ in anaerobic conditions, i.e. 1.42 kg CO₂ per kg CH₄ emitted (see HAMELIN et al., 2011).

2.2.4.3. C-related emissions in storage for Sce.CHP (biodigester + open slurry tanks)

In this scenario, the biogas captured in the biodigester is turned into energy with engine efficiencies of 25% for electricity and 65% for heat (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006a). The gross energy produced from the biogas is 6.46 kWh·m⁻³ and 23.36 MJ·m⁻³ (HAMELIN et al., 2010, 2011). Biogas production and the organic matter turned into biogas was estimated using Equation 5 and Equation 6 (item 2.2.4.2).

- a) Energy production from biogas (HAMELIN et al., 2010, 2011; WESNÆS; WENZEL; PETERSEN, 2009):

$$EL_b = B * EL_{ef} * LHV_{el} \quad \text{Equation 11}$$

EL_b = Electricity produced from biogas (kWh).

EL_{ef} = Engine efficiency for electricity production (%).

LHV_{el} = Lower heat value of biogas for electricity (kWh·m⁻³).

$$HE_b = B * HE_{ef} * LHV_{he} \quad \text{Equation 12}$$

HE_b = Heat produced from biogas (MJ).

HE_{ef} = Engine efficiency for heat production (%).

LHV_{he} = Lower heat value of biogas for heat (MJ·m⁻³).

The electricity consumption in biogas engine was estimated considering 5% of the net energy production (HAMELIN et al., 2011). Heat consumption in the biogas process was estimated based on (HAMELIN et al., 2011), which considers the difference between the temperature needed for the process (37°C) and the local temperature (20°C on average for Santa Catarina State) and the specific heat for the DM and for water of 3.0 and 4.2 kJ·kg⁻¹·°C⁻¹, respectively.

$$HE_c = \frac{(DM * SH_{DM} + WM * SH_{WM}) * (30 - 17)}{1000} \quad \text{Equation 13}$$

HE_c = Heat consumption in the biogas process (MJ).

DM = Dry matter in the manure (kg·m⁻³).

SH_{DM} = Specific heat for DM (kJ·kg⁻¹·°C⁻¹).

WM = Water content in manure (kg·m⁻³).

SH_{WM} = Specific heat for water (kJ·kg⁻¹·°C⁻¹).

It is assumed that 40% of all the available heat produced (HE_b - HE_c) from biogas is wasted in the process (HAMELIN et al., 2011).

- b) CH₄ and CO₂ emissions during storage in slurry tanks are estimated based on the remaining VS post-biodigester storage (see Equation 10).

2.2.4.4. C-related emissions in storage for Sce.Comp (comp)

In this scenario, it was only considered the CH₄ emissions since it was not possible to estimate the C loss in the composting process. The CH₄ emissions were estimate based on IPCC (2006a), Tier 2 method (see Equation 3).

2.2.4.5. N-related emissions in storage for Sce.Ref (open slurry tanks)

- a) The available N-organic in storage were based on Hutchings et al. (2013):

$$ON_s = ON_0 * (1 - MR_h) \quad \text{Equation 14}$$

ON_s = N-organic ex-house, entering in the storage system (s) (kg·m⁻³).

- b) Available TAN in storage were based on Hutchings et al. (2013):

$$TAN_s = TAN_h * (1 - e_1) + MR_s * ON_s$$

Equation 15

TAN_s = Available TAN in storage (s) ($kg \cdot m^{-3}$).

MR_s = Mineralized rate ($kg \cdot kg^{-1}$), is the proportion of the organic N entering the storage (s) that is mineralized.

- c) Ammonia emissions were based on Hutchings et al. (2013):

$$NH3_s = TAN_s * e_2$$

Equation 16

$NH3_s$ = NH_3 emissions in storage (s) ($kg \text{ NH}_3\text{-N}$).

e_2 = Emission factor for NH_3 emitted in storage ($kg \cdot kg^{-1}$).

- d) Direct nitrous oxide emissions were based on Hutchings et al. (2013):

$$N2Od_s = TAN_s * e_3$$

Equation 17

$N2Od_s$ = Direct N_2O emissions in storage (s) ($kg \text{ N}_2\text{O-N}$).

e_3 = Emission factor for N_2O emitted in storage ($kg \cdot kg^{-1}$).

- e) Nitrogen gas emissions, estimated according to Dämmgen and Hutchings (2008):

$$N2_s = N2Od_s * e_4$$

Equation 18

$N2_s$ = N_2 emissions in storage (s) ($kg \text{ N}_2\text{-N}$).

e_4 = Emission factor for N_2 emitted in storage, considered that $N_2\text{-N}$ = (direct) $N_2O\text{-N} \times 3$.

- f) Nitrogen monoxide emissions, estimated according to Dämmgen and Hutchings (2008):

$$NO_s = N2Od_s * 1$$

Equation 19

NO_s = NO emissions in storage (s) ($kg \text{ NO-N}$).

- g) Indirect nitrous oxide emissions from ammonia and nitrogen monoxide volatilized were based on IPCC (2006a):

$$N2Oi(v)_s = (NH3_s + NO_s) * 0.01 \quad \text{Equation 20}$$

$N2Oi(v)_s$ = Indirect N_2O emissions from NH_3 -N+NO-N volatilized (v) in storage (s) (kg N_2O -N).

2.2.4.6. Storage emissions for Sce.Flare and Sce.CHP (biodigester + slurry tanks)

- a) The available N-organic in biodigester were based on Hutchings et al. (2013):

$$ON_b = ON_0 * (1 - MR_h) \quad \text{Equation 21}$$

ON_b = N-organic ex-house, entering in the biodigester (b) (kg·m⁻³).

- b) Available TAN in biodigester were based on Hutchings et al. (2013):

$$TAN_b = TAN_h * (1 - e_1) + MR_b * ON_b \quad \text{Equation 22}$$

TAN_b = Available TAN in biodigester (b) (kg·m⁻³).

MR_b = Mineralized rate (kg·kg⁻¹), is the proportion of the organic N entering the biodigester (b) that is mineralized.

- c) The available N-organic in storage were based on Hutchings et al. (2013):

$$ON_s = ON_0 * (1 - MR_h) * (1 - MR_b) \quad \text{Equation 23}$$

ON_s = N-organic ex-biodigester, entering in the storage (s) (kg·m⁻³).

- d) Available TAN in storage were based on Hutchings et al. (2013):

$$TAN_s = TAN_b + MR_s * ON_s \quad \text{Equation 24}$$

TAN_s = available TAN in storage (s) (kg·m⁻³).

MR_s = Mineralized rate ($\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$), is the proportion of the organic N entering the storage ($_s$) that is mineralized.

- e) Ammonia emissions were based on Hutchings et al. (2013):

Equation 25

$$NH3_s = TAN_s * e_2$$

$NH3_s$ = NH_3 emissions in storage ($_s$) ($\text{kg } NH_3\text{-N}$).

e_2 = Emission factor for NH_3 emitted in storage ($\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

- f) Direct nitrous oxide emissions were based on Hutchings et al. (2013):

Equation 26

$$N2Od_s = TAN_s * e_3$$

$N2Od_s$ = Direct N_2O emissions in storage ($_s$) ($\text{kg } N_2O\text{-N}$).

e_3 = Emission factor for N_2O emitted in storage ($\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

- g) Nitrogen gas emissions, estimated according to Dämmgen and Hutchings (2008):

Equation 27

$$N2_s = N2Od_s * e_4$$

$N2_s$ = N_2 emissions in storage ($_s$) ($\text{kg } N_2\text{-N}$).

e_4 = Emission factor for N_2 emitted in storage, considered that $N_2\text{-N}$ = (direct) $N_2O\text{-N} \times 3$.

- h) Nitrogen monoxide emissions, estimated according to Dämmgen and Hutchings (2008):

Equation 28

$$NO_s = N2Od_s * 1$$

NO_s = NO emissions in storage ($_s$) ($\text{kg } NO\text{-N}$).

- i) Indirect nitrous oxide emissions from ammonia and nitrogen monoxide volatilized were based on IPCC (2006a):

Equation 29

$$N2Oi(v)_s = (NH3_s + NO_s) * 0.01$$

$N2Oi(v)_s$ = Indirect N_2O emissions from $NH_3\text{-N} + NO\text{-N}$ volatilized ($_v$) in storage ($_s$) ($\text{kg } N_2O\text{-N}$).

2.2.4.7. Storage emissions for Sce.Comp (composting)

The N-related emissions for the composting scenario considers the N content in the substrate added in manure.

- a) The available N-organic in the composting process were based on Hutchings et al. (2013):

$$ON_s = ON_0 * (1 - MR_h) + MW * FS_r * DMS_r * NS \quad \text{Equation 30}$$

ON_s = N-organic ex-house plus N content of the substrate added in the composting process available in storage ($_s$) ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$).

MW = Total manure weight in the composting process ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$).

FS_r = Fresh weight rate of structural material (substrate) added in the composting process per unit mass of manure ($\text{kg}\ \text{kg}^{-1}$).

DMS_r = Dry matter content of the structural material (substrate) added to compost ($\text{kg}\ \text{kg}^{-1}$).

NS = The concentration of N in the structural material (substrate) ($\text{kg}\ \text{kg}^{-1}$).

- b) Available TAN in storage were based on Hutchings et al. (2013):

$$TAN_s = TAN_h * (1 - e_1) + MR_s * ON_s \quad \text{Equation 31}$$

TAN_s = available TAN in storage ($_s$) ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$).

MR_s = Mineralized rate ($\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$), is the proportion of the organic N entering the storage ($_s$) that is mineralized.

- c) Ammonia emissions were based on Hutchings et al. (2013):

$$NH3_s = TAN_s * e_2 \quad \text{Equation 32}$$

$NH3_s$ = NH_3 emissions in storage ($_s$) ($\text{kg}\ \text{NH}_3\text{-N}$).

e_2 = Emission factor for NH_3 emitted in storage ($\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

- d) Direct nitrous oxide emissions were based on Hutchings et al. (2013):

$$N2Od_s = TAN_s * e_3 \quad \text{Equation 33}$$

$N2Od_s$ = Direct N_2O emissions in storage ($_s$) (kg N_2O-N).
 e_3 = Emission factor for N_2O emitted in storage (kg·kg⁻¹).

- e) Nitrogen gas emissions, estimated according to Dämmgen and Hutchings (2008):

$$N2_s = TAN_s * e_4 \quad \text{Equation 34}$$

$N2_s$ = N_2 emissions in storage ($_s$) (kg N_2-N).
 e_4 = Emission factor for N_2 emitted in storage (kg·kg⁻¹).

- f) Nitrogen monoxide emissions, estimated according to Dämmgen and Hutchings (2008):

$$NO_s = N2Od_s * 1 \quad \text{Equation 35}$$

NO_s = NO emissions in storage ($_s$) (kg NO-N).

- g) Indirect nitrous oxide emissions from ammonia and nitrogen monoxide volatilized were based on IPCC (2006a):

$$N2Oi(v)_s = (NH3_s + NO_s) * 0.01 \quad \text{Equation 36}$$

$N2Oi(v)_s$ = Indirect N_2O emissions from $NH_3-N+NO-N$ volatilized ($_v$) in storage ($_s$) (kg N_2O-N).

2.2.4.8. N-related field emissions (for all scenarios)

- a) TAN applied in field were based on Hutchings et al. (2013):

$$TAN_f = TAN_s - (NH3_s + 5 * N2Od_s) \quad \text{Equation 37}$$

TAN_f = Available TAN applied in field ($_f$) (kg·m⁻³).

- b) Ammonia emissions following field application were based on Hutchings et al. (2013):

Equation 38

$$NH3_f = TAN_f * e_5$$

$NH3_f$ = NH_3 emissions in field (f) (kg NH_3 -N).

e_5 = Emission factor for NH_3 emitted in field (kg·kg⁻¹).

- c) The total N available as organic fertilizer were based on Hutchings et al. (2013):

Equation 39

$$TN_f = TAN_f - NH3_f + ON_f$$

TN_f = Total N available to application in field (f) (kg·m⁻³).

ON_f = obtained by Equation 40.

- d) The available N-organic in field were based on Hutchings et al. (2013):

Equation 40

$$ON_f = ON_0 * (1 - MR_h) * (1 - MR_s)$$

ON_f = N-organic ex-storage available to application in field (f) (kg·m⁻³).

- e) Direct nitrous oxide emissions were based on Hutchings et al. (2013):

Equation 41

$$N2Od_f = TN_f * e_6$$

$N2Od_f$ = Direct N_2O emissions in field (f) (kg N_2O -N).

e_6 = Emission factor for N_2O emitted in field (kg·kg⁻¹).

- f) Nitrogen gas emissions, estimated according to Hutchings et al. (2013):

Equation 42

$$N2_f = TN_f * e_7$$

$N2_f$ = N_2 emissions in field (f) (kg N_2 -N).

e_7 = Emission factor for N_2 emitted in field (kg·kg⁻¹).

- g) Nitrogen monoxide emissions, estimated according to Nemecek and Kägi (2007):

Equation 43

$$NO_f = N2Od_f * e_8$$

NO_f = NO emissions in field (f) (kg NO-N).

e_8 = Emission factor for NO emitted in field (kg·kg⁻¹).

- h) Indirect nitrous oxide emissions from ammonia and nitrogen monoxide volatilized were based on IPCC (2006a):

Equation 44

$$N2Oi(v)_f = (NH3_f + NO_f) * 0.01$$

$N2Oi(v)_f$ = Indirect N₂O emissions from NH₃-N+NO-N volatilized (v) in field (f) (kg N₂O-N).

- i) The nitrate leaching after manure application in field were based on Hutchings et al. (2013):

Equation 45

$$NO3_f = TN_f * e_9$$

$NO3_f$ = NO₃ leaching after field application (f) (kg NO₃-N).

e_9 = Emission factor for NO₃ emitted in field (kg·kg⁻¹).

- j) Indirect nitrous oxide emissions from nitrate leaching were based on IPCC (2006a):

Equation 46

$$N2Oi(l)_f = NO3_f * 0.0075$$

$N2Oi(l)_f$ = Indirect N₂O emissions from NO₃ leaching (l) in field (f) (kg N₂O-N).

- k) Nitrogen available as organic fertilizer to crops:

Equation 47

$$NF = (TAN_f + ON_f) * MFE$$

NF = Nitrogen available as organic fertilizer (kg·m⁻³).

MFE = Mineral fertilizer equivalent, is the potential to substitute mineral fertilizer (kg·kg⁻¹).

2.2.4.6. P-related emissions (for all scenarios)

We assumed no P loss in animal housing and manure storage. For manure application, P losses were estimated according to (NEMECEK; KÄGI, 2007).

2.2.5. Slaughterhouse

Data on energy demand, sanitizers and cleaners are average values of operation between January 2011 and July 2011, while effluent composition is an average value between September 2010 and September 2011.

Tab A4. LCI for the slaughterhouse stage.

Slaughterhouse^a			
Inputs	Amount	Unit	Source
Water for clean the trucks	4.20	m ³	Oliveira et al. (2006)
Swine (liveweight)	1,355.64	kg	Primary data
Gas for toilet	3.80	kg	Primary data
Refrigerator system	2.05E-05	p	Primary data
Chemicals (detergents, sanitizers and disinfectants)	0.36	kg	Primary data
<i>Energy and Transport</i>			
Electricity	81.21	kWh	Primary data
Biomass steam	0.22	ton	Primary data
Outputs			
<i>Main product^a</i>			
Swine carcass	1,000.00	kg	-
<i>Byproducts^a</i>			
Edible offal, trotters, head, and others	177.40	kg	-
Inedible offal and injured animals	178.23	kg	-
<i>Emissions to water</i>			
Effluent	7.19	m ³	Primary data
Biological Oxygen Demand	93.91	g	Primary data
Chemical Oxygen Demand	295.59	g	Primary data
Total N	7.77	g	Primary data
Total P	3.38	g	Primary data
Fats, oil and greases	31.92	g	Primary data

^a Without consider allocation.

2.5. Uncertainty analyzes

The emission factors used to establish minimum and maximum values for NH₃ and N₂O are shown in Tables A5 to A9. Values highlighted in bold are the emissions factors used in the baseline scenarios.

Tab A5. NH₃ loss in housing (for all scenarios).

Authors	% of TAN	OBS
Rotz (2004)	25.5	Compilation of various studies
Rotz (2004)	51.0	Compilation of various studies
Poulsen and Kristensen (1997)	25.5	For Denmark: in (Oenema et al., 2008)
Monteny and Erisman (1998); Oenema et al. (2000)	28.9	For Netherlands for piglets: in (Oenema et al., 2008)
Monteny and Erisman (1998); Oenema et al. (2000)	49.3	For Netherlands for rearing pigs: in (Oenema et al., 2008)
CORPEN (2003)	21.2	0.25 kg NH ₃ -N (kg N) ⁻¹ from CORPEN (2003). Uncertainty range -50% +50% from Basset-Mens; Van der Werf (2005)
Rigolot et al. (2010)	40.8	0.24 kg NH ₃ -N (kg N) ⁻¹
Gac et al. (2007)	29.6	For France (sows)
Gac et al. (2007)	24.5	For France (swine)
Sommer et al. (2006a)	25.0	Emission factor for NH₃ in animal housing

Tab A6. NH₃ loss in storage.

Authors	% of TAN	OBS
<i>Scie.Ref (liquid manure)</i>		
Rotz (2004)	8.5	Compilation of various studies
Basset-Mens and van der Werf (2005)	4.2	0.05 kg NH ₃ -N (kg N) ⁻¹ from expert panel. Uncertainty range: -50% +50%
Basset-Mens and van der Werf (2005)	8.5	0.05 kg NH₃-N (kg N)⁻¹ from expert panel. Uncertainty range: -50% +50%
Basset-Mens and van der Werf (2005)	12.7	0.05 kg NH ₃ -N (kg N) ⁻¹ from expert panel. Uncertainty range: -50% +50%
Gac et al. (2007)	5.9	For France
<i>Scie.Comp (solid manure)</i>		
Angnes (2012)	13.0	Brazilian study
Basset-Mens and van der Werf (2005)	11.9	0.093 kg NH ₃ -N (kg N) ⁻¹ from expert panel. Uncertainty range: -25% +25%
Basset-Mens and van der Werf (2005)	15.8	0.093 kg NH ₃ -N (kg N) ⁻¹ from expert panel. Uncertainty range: -25% +25%
Basset-Mens and van der Werf (2005)	19.8	0.093 kg NH ₃ -N (kg N) ⁻¹ from expert panel. Uncertainty range: -25% +25%
Rigolot et al. (2010)	17.0	Emission factor (kg (kg treated) ⁻¹). Treated corresponds to total N or C input in both treated slurry and the straw required to compost it

Tab A7. NH₃ loss during manure application in field.

Authors	% of TAN	OBS
<i>Scs.Ref (liquid manure)</i>		
Basso (2003); Basso et al. (2004)	25.6	Brazilian study 26% of TAN for 80m³ of N applied
Damasceno (2010)	9.9	Brazilian study experiment no.2
Gonzatto (2012)	7.9	Brazilian study
Gonzatto et al. (2013)	22.3	Brazilian study
Port, Aita and Giacomini (2003)	13.6	Brazilian study exp. no.1 (autumn/summer)
Port, Aita and Giacomini (2003)	9.6	Brazilian study exp. no.2 (autumn/summer)
Mkhabela et al. (2009)	11.9	Canadian study (average values) appl. Forage grass
Sommer et al. (2006b)	12.5	Sandy soil
Sommer et al. (2006b)	7.0	Sandy-loam soil
Basset-Mens and van der Werf (2005)	12.0	0.12 kg NH ₃ -N (kg TAN) ⁻¹ from Morvan and Leterme (2001)
Chantigny et al. (2009)	34.0	Canadian study
Chantigny et al. (2007)	21.9	Canadian study
Chantigny et al. (2004)	40.0	Canadian study
Rochette et al. (2009)	46.2	Surface application
Gac et al. (2007)	33.3	French study
Rotz (2004)	22.1	Compilation of various studies
Rotz (2004)	44.2	Compilation of various studies
<i>Scs.Flare and Scs.CHP (digested liquid manure)</i>		
Basso (2003); Basso et al. (2004)	25.6	Values for liquid manure. Brazilian study 26% of TAN for 80m³ of N applied
Chantigny et al. (2007)	18.1	Canadian study
Chantigny et al. (2009)	23.4	Canadian study
<i>Scs.Comp (solid liquid manure)</i>		
Chantigny et al. (2007)	15.2	Canadian study
Rotz (2004)	34.0	Compilation of various studies
EMEP-CORINAIR (2002)	30.4	0.76 kg NH ₃ -N (kg TAN) ⁻¹ and uncertainty range -60% +60%
Hansen et al. (2008)	39.0	0.39 kg NH₃-N (kg TAN)⁻¹

Tab A8. N₂O loss during manure storage. (assumed no losses for liquid storage according to IPCC 2006a)

Authors	% of TAN	OBS
<i>Scs.Ref (liquid manure)</i>		
Basset-Mens and van der Werf (2005)	0.1	0.001 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹ or 0.00127 kg N ₂ O-N (kg TAN) ⁻¹ from expert panel. Uncertainty range: -25% +25%
Basset-Mens and van der Werf (2005)	0.2	0.001 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹ or 0.00127 kg N ₂ O-N (kg TAN) ⁻¹ from expert panel. Uncertainty range: -25% +25%
IPCC (2006a)	0.3	0.005 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹ or 0.008 kg N ₂ O-N (kg TAN) ⁻¹ . Uncertainty range with a factor of 2.
IPCC (2006a)	1.7	0.005 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹ or 0.008 kg N ₂ O-N (kg TAN) ⁻¹ . Uncertainty range with a factor of 2.
<i>Scs.Comp (solid manure)</i>		
Angnes (2012)	4.4	Brazilian study
Basset-Mens and van der Werf (2005)	1.6	0.0125 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹ or 0.0212 kg N ₂ O-N (kg TAN) ⁻¹ from expert panel. Uncertainty range: -25% +25%
Basset-Mens and van der Werf (2005)	2.7	0.0125 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹ or 0.0212 kg N ₂ O-N (kg TAN) ⁻¹ from expert panel. Uncertainty range: -25% +25%
Rigolot et al. (2010)	10.2	Emission factor (kg (kg treated) ⁻¹). Treated corresponds to total N or C input in both treated slurry and the straw required to compost it
IPCC (2006a)	0.8	0.01 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹ or 0.0212 kg N ₂ O-N (kg TAN) ⁻¹ . Uncertainty range with a factor of 2.
IPCC (2006a)	3.4	0.01 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹ or 0.0212 kg N ₂ O-N (kg TAN) ⁻¹ . Uncertainty range with a factor of 2.

Tab A9. N₂O loss during manure application in field. (mean value for *Scs.Ref*)

Authors	% of NTot	OBS
<i>Scs.Ref (liquid manure)</i>		
Grave et al. (2013)	2.7	Brazilian study
Damasceno (2010)	1.1	Brazilian study
Denega (2009)	2.2	Brazilian study
Giacomoni et al. (2006)	0.2	Brazilian study
Gonzatto (2012)	1.3	Brazilian study
Gonzatto et al. (2013)	0.8	Brazilian study
Mkhabela et al. (2009)	0.1	Canadian study (average values) appl. Forage grass
Sistani et al. (2010)	1.6	
Sistani et al. (2010)	0.7	
Vallejo et al. (2006)	1.6	
Sherlock et al. (2002)	2.1	New Zealand study
Chantigny, Rochette and Angers (2001)	0.3	Canadian study
Chadwick et al. (2011)	0.4	
Chantigny et al. (2007)	1.0	Canadian study
Gac et al. (2007)	0.9	French study
Rotz (2004)	1.0	Compilation of various studies
Rotz (2004)	4.0	Compilation of various studies
IPCC (2006a)	0.3	
IPCC (2006a)	3.0	
<i>Scs.Flare and Scs.CHP (digested liquid manure)</i>		
Grave et al. (2013)	0.8	Brazilian study
Chantigny et al. (2007)	0.4	Canadian study
<i>Scs.Comp (solid manure)</i>		
Grave et al. (2013)	2.0	Brazilian study
Denega (2009)	1.9	Brazilian study
Chantigny et al. (2007)	1.2	Canadian study

References (APÊNDICE A, APÊNDICE D e APÊNDICE E)

Alvarenga, R.A.F., Prudêncio da Silva, V., Soares, S.R., 2012. Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production. *J. Clean. Prod.* 28, 25-32. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.06.023>

Angnes, G., 2012. Emissões de gases de efeito estufa e NH₃ durante fase de absorção do processo de compostagem de dejetos suínos. Master Dissertation – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, p. 121. [online] Available from: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/96151/309541.pdf?sequence=1>

Basset-Mens, C., van der Werf, H.M.G., 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agric. Ecosyst. Environ.* 105, 127-144. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.05.007>

Basso, C.J., 2003. Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos. PhD thesis. Universidade Federal de Santa Maria, p. 125. [online] Available from: <http://w3.ufsm.br/ppgcs/disserta%E7%F5es%20e%20teses/teses/C%F3pia%20em%20PDFBasso.pdf>

Basso, C.J., Ceretta, C.A., Pavinato, P.S., Silveira, M.J., 2004. Perdas de nitrogênio de dejetos líquidos de suínos por volatilização de amônia. *Ciênc. Rural*, 34, 1773-1778. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782004000600016>

Chadwick, D., Sommer, S., Thorman, R., Fanguero, D., Cardenas, L., Amon, B., Misselbrook, T., 2011. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166-167, 514-531. <http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.036>

Chantigny, M.H., Rochette, P., Angers, D.A., 2001. Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: a field experiment. *Can. J. Soil Sci.* 81, 131-137. <http://dx.doi.org/10.4141/S00-046>

Chantigny, M.H., Rochette, P., Angers, D.A., Massé, D., Côté, D., 2004. Ammonia volatilization and selected soil characteristics following application of anaerobically digested pig slurry. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 306-312. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2004.3060>

Chantigny, M.H., Angers, D.A., Rochette, P., Belanger, G., Massé, D.I., Côté, D., 2007. Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. *J. Environ. Qual.* 36, 1864–1872. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2007.0083>

Chantigny, M.H., MacDonald, J.D., Beaupre, C., Rochette, P., Angers, D.A., Massé, D., Parent, L.E., 2009. Ammonia volatilization following surface

application of raw and treated liquid swine manure. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 85, 275-286. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-009-9266-7>

CORPEN, 2003. Estimation des rejets d'azote - phosphore - potassium - cuivre et zinc des porcs. Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections produites. Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement. Paris, France.

Dai Prá, M.A., 2006. Desenvolvimento de um sistema de compostagem para o tratamento de dejetos de suínos. Master Dissertation. Universidade Federal de Pelotas, p. 155. [online] Available from: http://www.dominiopublico.gov.br/pesquisa/DetalheObraForm.do?select_action=&co_obra=129448

Damasceno, F., 2010. Injeção de dejetos líquidos de suínos no solo e inibidor de nitrificação como estratégias para reduzir as emissões de amônia e óxido nitroso. Master Dissertation. Universidade Federal de Santa Maria, p. 121. [online] Available from: <http://coralx.ufsm.br/ppgcs/disserta%E7%F5es%20e%20teses/DISSERTA%C7%C3O%20DE%20MESTRADO%20FABIANO%20DAMASCENO.pdf>

Dämmgen, U., Hutchings, N.J., 2008. Emissions of gaseous nitrogen species from manure management: a new approach. *Environ. Pollut.* 154, 488-497. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2007.03.017>

Denega, G.L., 2009. Emissão de óxido nitroso e dióxido de carbono após aplicação de dejetos de suínos e bovinos em um argissolo. Master Dissertation. Universidade Federal de Santa Maria, p. 91. [online] Available from: http://w3.ufsm.br/ppgcs/disserta%E7%F5es%20e%20teses/Disserta%E7%E3%20mestrado_Genuir.pdf

EMEP-CORINAIR, 2002. Emission Inventory Guidebook, third ed., European Environment Agency, Copenhagen, Denmark (Chapter 10: Agriculture).

Gac, A., Béline, F., Bioteau, T., Maguet, K., 2007. A French inventory of gaseous emissions (CH₄, N₂O, NH₃) from livestock manure management using a mass-flow approach. *Livest. Sci.* 112, 252-260. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.006>

Garcia, D.P., 2010. Caracterização química, física e térmica de pellets de madeira produzidos no Brasil. Master Dissertation. Universidade Estadual Paulista, p. 101. [online] Available from: http://www.athena.biblioteca.unesp.br/exlibris/bd/beg/33004080027P6/2010/garcia_dp_me_guara_prot.pdf

Giacomini, S.J., Jantalia, C.F., Aita, C., Urquiaga, S.S., Alves, B.J.R., 2006. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo

sob plantio direto. *Pesq. Agropec. Bras.* 41, 1653-1661.
<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2006001100012>

Gonzatto, R., 2012. Injeção de dejetos de suínos no solo em Plantio direto associada a um inibidor de Nitrificação: efeito nas emissões de óxido Nitroso e amônia. Master Dissertation. Universidade Federal de Santa Maria, p. 94. [online] Available from:

http://w3.ufsm.br/ppgcs/disserta%E7%F5es%20e%20teses/Rog%E9rio%20Gonzatto_Disserta%E7%E3o%20de%20Mestrado.pdf

Gonzatto, R., Miola, E.C.C., Doneda, A., Pujol, S.B., Aita, C., Giacomini, S.J., 2013. Volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso após aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo cultivado com milho. *Ciênc. Rural* 43, 1590-1596. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782013000900009>

Grave, R.A., Nicoloso, R.S., Cassol, P.C., Higarashi, M.M., Antoniazzi, A., Vieira, R., 2013. Emissão de óxido nitroso de um Nitossolo sob adubação orgânica e sistemas de preparo do solo. In: *Proceedings of XXXIV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo*, Florianópolis. [online] Available from: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/968407/1/final7135.pdf>

Hamelin, L., Wesnæs, M., Wenzel, H., 2010. Life cycle assessment of biogas from separated slurry. Environmental project no.1329, Faculty of Agricultural Sciences, Aarhus University. [online] Available from: <http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2010/978-87-92668-03-5/pdf/978-87-92668-04-2.pdf>

Hamelin, L., Wesnaes, M., Wenzel, H., Petersen, B.M., 2011. Environmental consequences of future biogas technologies based on separated slurry. *Environ. Sci. Technol.* 45, 5869-5877. <http://dx.doi.org/10.1021/es200273j>

Hansen, M.N., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Sørensen, P., 2008. Emission factors for calculation of ammonia volatilization by storage and application of animal manure. Danish Institute of Agricultural Sciences, Report 84.

Hutchings, N.J., ten Hoeve, M., Jensen, R., Bruun, S., Søtoft, L.F., 2013. Modelling the potential of slurry management technologies to reduce the constraints of environmental legislation on pig production. *J. Environ. Manage.* 130, 447-456. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.08.063>

IPCC, 2006a. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 4, agriculture, forestry and other land use. Chapter 10, Authors: Dong, H., Mangino, J., Mcallister, T.A., Hatfield, J.L., Johnson, D.E., Lassey, K.R., de Lima, M.A., Romanovskaya, A. Emissions from Livestock and Manure Management. Intergovernmental Panel on Climate Change. [online] Available from: http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_10_Ch10_Livestock.pdf

IPCC, 2006b. Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 2, Energy. Chapter 4, Authors: Carras, J.N., Franklin, P.M., Hu, Y., Singh, A.K., Tailakov, O.V., Picard, D., Ahmed, A.F.M., Gjerald, E., Nordrum, S., Yesserkepova, I. Fugitive emissions. Intergovernmental Panel on Climate Change. [online] Available from: http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/2_Volume2/V2_4_Ch4_Fugitive_Emissions.pdf

IPCC, 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Fourth Assessment Report (AR4) – Climate Change 2007. [online] Available from: www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs1.htm

Mkhabela, M.S., Gordon, R., Burton, D., Smith, E., Madani, A., 2009. The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 130, 41-49. 10.1016/j.agee.2008.11.012

Nemecek, T., Kägi, T., 2007. Life cycle inventories of Swiss and European agricultural systems. Final report Ecoinvent v2.0 No. 15a. Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich and Dübendorf, CH. [online] Available from: www.ecoinvent.ch.

Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Thomsen, M., Hjelgaard, K., Hoffmann, L., Fauser, P., Bruun, H.G., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Møller, I.S., Caspersen, O.H., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Baunbæk, L. & Hansen, M.G. 2014. Denmark's National Inventory Report 2014. Emission Inventories 1990-2012 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, p. 1214. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy. [online] Available from: <http://www.dce2.au.dk/pub/SR101.pdf>

Oenema, O., Bannink, A., Sommer, S.G., van Groenigen, J.W., Velthof, G.L., 2008. Gaseous nitrogen emissions from livestock farming systems. Chapter 12, 395-441. In: Hatfield, J.L., Follet, R.F. (Eds). *Nitrogen in the environment: Sources, problems, and management*. Elsevier.

Oliveira, P.A.V., 1993 Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. Concórdia: EMBRAPA-CNPISA, 188p. (In Portuguese).

Oliveira, P.A.V., 1993. Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. Concórdia: EMBRAPA-CNPISA, p. 188. [online] Available from: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/434003>

- Oliveira, P.A.V., Zanuzzi, C.M. da S., Souza, D.O., 2006. Gestão ambiental de propriedades suínolas: experiência do projeto suinocultura SC / PNMA II. Programa Nacional do Meio Ambiente – PNMA II. FATMA/Embrapa Suínos e Aves, Florianópolis, 104 p. [online] Available from: http://www.cetesb.sp.gov.br/tecnologia/camaras/eventos/29_04_2010/case.pdf
- Port, O., Aita, C., Giacomini, S.J., 2003. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto. *Pesq. Agropec. Bras.* 38, 857-865. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2003000700010>
- Prudêncio da Silva, V., van der Werf, H.M.G., Soares, S.R., Spies, A., 2010. Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios. *J. Environ. Manage.* 91, 1831-1839. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.04.001>
- Prudêncio da Silva, V., 2011. Effects of intensity and scale of production on environmental impacts of poultry meat production chains- LCA of French and Brazilian poultry production scenarios. PhD Thesis. Agrocampus Ouest - Université Européenne de Bretagne/Universidade Federal de Santa Catarina, Rennes, FR/Florianópolis, BR, p. 192. [online] Available from: www.ciclodevida.ufsc.br/arquivos/publicacoes/Tese_Vamilson-Prudencio%284f91a1d0b1c25%29.pdf
- Rigolot, C., Espagnol, S., Robin, P., Hassouna, M., Béline, F., Paillat, J.M., Dourmad, J.Y., 2010. Modelling of manure production by pigs and NH₃, N₂O and CH₄ emissions. Part II: effect of animal housing, manure storage and treatment practices. *Animal* 4, 1413-1424. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731110000509>
- Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., MacDonald, J.D., Gasser, M.O., Bertrand, N., 2009. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 84, 71-80. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-008-9227-6>
- Rotz, C.A., 2004. Management to reduce nitrogen losses in animal production. *J. Anim. Sci.* 82, 119-137. http://www.journalofanimalscience.org/content/82/13_suppl/E119
- Sherlock, R.R., Sommer, S.G., Khan, R.Z., Wood, C.W., Guertal, E.A., Freney, J.R., Dawson, C.O., Cameron, K.C., 2002. Ammonia, methane, and nitrous oxide emission from pig slurry applied to a pasture in New Zealand. *J. Environ. Qual.* 31, 1491-1501. https://researcharchive.lincoln.ac.nz/bitstream/10182/435/3/Pig_Slurry.pdf
- Sistani, K.R., Warren, J.G., Lovanh, N., Higgins, S., Shearer, S., 2010. Greenhouse gas emissions from swine effluent applied to soil by different methods. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 429-435. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2009.0076>

Sommer, S.G., Jensen, B., Hutchings, N.J., Lundgaard, N.H., Grønkjær, A., Birkmose, T.S., Pedersen, P., Jensen, H.B., 2006a. Emission factors for calculating ammonia volatilisation from livestock housing. Danish Institute of Agricultural Sciences, Report No 70.

Sommer, S.G., Jensen, L.S., Clausen, S.B., Sjøgaard, H.T., 2006b. Ammonia volatilization from surface-applied livestock slurry as affected by slurry composition and slurry infiltration depth. *J. Agric. Sci.* 144, 229-235.
<http://dx.doi.org/10.1017/S0021859606006022>

Tavares, J.M.R., Belli Filho, P., Coldebella, A., Oliveira, P.A.V., 2014a. The water disappearance and manure production at commercial growing-finishing pig farms. *Livest. Sci.* (in press) <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2014.09.006>

Tavares, J.M.R., Belli Filho, P., Coldebella, A., Oliveira, P.A.V., 2014b. Efeito do tipo de bebedouro na produção de dejetos, e nos custos associados à sua estocagem, na suinocultura. In: *Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental*, 34., Monterrey, 2014, Aceite para comunicação oral... (02 a 04 Novembro) Monterrey, México. 8p.

UNFCCC, 2012. Methane recovery in animal manure management systems. United Nations Framework Convention on Climate Change. Clean Development Mechanism, version 19.0. [online] Available from: <http://cdm.unfccc.int/about/index.html>

Vallejo, A., Skiba, U.M., Garcia-Torres, L., Arce, A., Lopez-Fernandez, S., Sanchez-Martin, L., 2006. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2782-2793. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.04.04>

Wesnæs, M., Wenzel, H., Petersen, B.M., 2009. Life cycle assessment of slurry management technologies. Environmental project no. 1298. [online] Available from: <http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2010/978-87-92668-03-5/pdf/978-87-92668-04-2.pdf>

APÊNDICE B - Glossário das variáveis e parâmetros para as estimativas das emissões de Carbono

Tab B10. Description of the variables and parameters for the C-related emissions.

Variable/ Parameter	Description
B ₀	Maximum methane producing capacity for swine manure (m ³ CH ₄ (kg VS excreted) ⁻¹).
B	Biogas produced in the biodigester (m ³).
B _{CH4}	CH ₄ in biogas composition (m ³ ·m ⁻³).
CF _{CH4}	Characterization factor for CH ₄ (kg CO ₂ eq.).
C _{loss}	Carbon loss in slurry tanks (s) (kg C).
C _{loss_b}	Organic matter loss due to biogas (b) production (kg CH ₄ -C).
CH _{4_f}	CH ₄ convert into CO ₂ during flaring (f) (kg CO ₂).
CH _{4_l}	CH ₄ emissions due to biogas leakage (l) in the biodigester (kg CH ₄).
CH _{4_s}	Methane emissions in slurry tanks (s) (kg CH ₄).
CO _{2_s}	Carbon dioxide emissions in slurry tanks (s) (kg CO ₂).
D _b	Biogas density (kg·m ⁻³).
D _{CH4}	CH ₄ density (kg·m ⁻³).
DM	Dry matter in the manure (kg·m ⁻³).
EL _b	Electricity produced from biogas (kWh).
EL _{ef}	Engine efficiency for electricity production (%).
HE _b	Heat produced from biogas (MJ).
HE _c	Heat consumption in the biogas process (MJ).
HE _{ef}	Engine efficiency for heat production (%).
L _b	Biogas leakage (kg·kg ⁻¹).
LHV _{el}	Lower heat value of biogas for electricity (kWh·m ⁻³).
LHV _{he}	Lower heat value of biogas for heat (MJ·m ⁻³).
MCF	Methane conversion factor (kg·kg ⁻¹).
n _f	Flare efficiency (kg·kg ⁻¹).
PE _f	Emissions during flaring (f) (kg CO ₂ eq.).
R _p	Reduction potential due to slowly degradable VS (kg·kg ⁻¹).
SMF	Stoichiometric Mass Factor (kg CO ₂).
SH _{DM}	Specific heat for DM (kJ·kg ⁻¹ ·°C ⁻¹).
SH _{WM}	Specific heat for water (kJ·kg ⁻¹ ·°C ⁻¹).
VS	Volatile solids excreted (kg).
WM	Water content in manure (kg·m ⁻³).

APÊNDICE C - Glossário das variáveis e parâmetros para as estimativas das emissões de Nitrogênio

Tab C11. Description of the variables and parameters for the N-related emissions.

Variable/ Parameter	Description
DMS _f	Dry matter content of the structural material (substrate) added to compost (kg·kg ⁻¹).
e ₁	Emission factor for NH ₃ emitted in housing (kg·kg ⁻¹).
e ₂	Emission factor for NH ₃ emitted in storage (kg·kg ⁻¹).
e ₃	Emission factor for N ₂ O emitted in storage (kg·kg ⁻¹).
e ₄	Emission factor for N ₂ emitted in storage.
e ₅	Emission factor for NH ₃ emitted in field (kg·kg ⁻¹).
e ₆	Emission factor for N ₂ O emitted in field (kg·kg ⁻¹).
e ₇	Emission factor for N ₂ emitted in field (kg·kg ⁻¹).
e ₈	Emission factor for NO emitted in field (kg·kg ⁻¹).
e ₉	Emission factor for NO ₃ emitted in field (kg·kg ⁻¹).
FS _r	Fresh weight rate of structural material (substrate) added in the composting process per unit mass of manure (kg·kg ⁻¹).
MFE	Mineral fertilizer equivalent is the potential to substitute mineral fertilizer (kg·kg ⁻¹).
MR _b	Mineralized rate (kg·kg ⁻¹), is the proportion of the organic N entering the biodigester (b) that is mineralized.
MR _h	Mineralized rate (kg·kg ⁻¹), is the proportion of the organic N entering the house (h) that is mineralized.
MR _s	Mineralized rate (kg·kg ⁻¹), is the proportion of the organic N entering the storage (s) that is mineralized.
MW	Total manure weight in the composting process (kg·m ⁻³).
N _{2f}	N ₂ emissions in field (f) (kg N ₂ -N).
N _{2s}	N ₂ emissions in storage (s) (kg N ₂ -N).
N ₂ O _{df}	Direct N ₂ O emissions in field (f) (kg N ₂ O-N).
N ₂ O _{ds}	Direct N ₂ O emissions in storage (s) (kg N ₂ O-N).
N ₂ O _i (l) _f	Indirect N ₂ O emissions from NO ₃ leaching (l) in field (f) (kg N ₂ O-N).
N ₂ O _i (v) _f	Indirect N ₂ O emissions from NH ₃ -N+NO-N volatilized (v) in field (f) (kg N ₂ O-N).
N ₂ O _i (v) _s	Indirect N ₂ O emissions from NH ₃ -N+NO-N volatilized (v) in storage (s) (kg N ₂ O-N).
NF	Nitrogen available as organic fertilizer (kg·m ⁻³).
NH _{3f}	NH ₃ emissions in field (f) (kg NH ₃ -N).
NH _{3h}	NH ₃ emissions in house (h) (kg NH ₃ -N).
NH _{3s}	NH ₃ emissions in storage (s) (kg NH ₃ -N).
NO _{3f}	NO ₃ leaching after field application (f) (kg NO ₃ -N).
NO _f	NO emissions in field (f) (kg NO-N).
NO _s	NO emissions in storage (s) (kg NO-N).
NS	The concentration of N in the structural material (substrate) (kg·kg ⁻¹).
ON ₀	N-organic excreted (kg·m ⁻³).
ON _b	N-organic ex-house, entering in the biodigester (b) (kg·m ⁻³).
ON _f	N-organic ex-storage available to application in field (f) (kg·m ⁻³).
ON _s	N-organic ex-house (ex-biodigester), entering in the storage system (s) (kg·m ⁻³).
TAN ₀	TAN excreted (kg·m ⁻³).
TAN _b	Available TAN in biodigester (b) (kg·m ⁻³).
TAN _f	Available TAN applied in field (f) (kg·m ⁻³).
TAN _h	Available TAN in housing (h) (kg·m ⁻³).
TAN _s	Available TAN in storage (s) (kg·m ⁻³).
TN _f	Total N available to be application in field (f) (kg·m ⁻³).

APÊNDICE D - Valores das variáveis e parâmetros para as estimativas das emissões de Carbono

Tab D12. Variable and parameters for the C-related emissions and their values.

(continua)

Variable/ Parameter	Scs.Ref	Reference	Scs.Flare	Reference	Scs.CHP	Reference	Scs.Comp	Reference	Unit
VS	19.82 (sows in gestation) 1.88 (lactating sows) 17.92 (piglets) 236.20 (swine)	Own estimative ^a	19.82 (sows in gestation) 1.88 (lactating sows) 17.92 (piglets) 236.20 (swine)	Own estimative ^a	19.82 (sows in gestation) 1.88 (lactating sows) 17.92 (piglets) 236.20 (swine)	Own estimative ^a	19.82 (sows in gestation) 1.88 (lactating sows) 17.92 (piglets) 236.20 (swine)	Own estimative ^a	kg
B ₀	0.29	IPCC (2006a)	0.29	IPCC (2006a)	0.29	IPCC (2006a)	0.29	IPCC (2006a)	m ³ CH ₄ (kg VS excreted) ₋₁
MCF	0.42	IPCC (2006a)	0.42	IPCC (2006a)	0.42	IPCC (2006a)	0.04	IPCC (2006a)	kg·kg ⁻¹
B _{CH4}	n.a. ^b	n.a. ^b	0.69	Oliveira; Higarashi (2006)	0.69	Oliveira; Higarashi (2006)	n.a. ^b	n.a. ^b	m ³ ·m ⁻³
D _{CH4}	n.a. ^b	n.a. ^b	0.717	Hamelin et al. (2011)	0.717	Hamelin et al. (2011)	n.a. ^b	n.a. ^b	kg·m ⁻³
L _b	n.a. ^b	n.a. ^b	0.01	Hamelin et al. (2011)	0.01	Hamelin et al. (2011)	n.a. ^b	n.a. ^b	kg·kg ⁻¹
n _f	n.a. ^b	n.a. ^b	0.9	Primary data	0.9	Primary data	n.a. ^b	n.a. ^b	kg·kg ⁻¹
CF _{CH4}	n.a. ^b	n.a. ^b	25	IPCC (2007)	25	IPCC (2007)	n.a. ^b	n.a. ^b	kg CO ₂ eq.
D _b	n.a. ^b	n.a. ^b	1.1076	Hamelin et al. (2011)	1.1076	Hamelin et al. (2011)	n.a. ^b	n.a. ^b	kg·m ⁻³

Tab D12. Variable and parameters for the C-related emissions and their values.

Variable/ Parameter	Sce.Ref	Reference	Sce.Flare	Reference	Sce.CHP	Reference	(conclusão)		
							Sce.Comp	Reference	Unit
R _p	n.a. ^b	n.a. ^b	0.6	Nielsen et al. (2014)	0.6	Nielsen et al. (2014)	n.a. ^b	n.a. ^b	kg·kg ⁻¹
EL _{ef}	n.a. ^b	n.a. ^b	n.a. ^b	n.a. ^b	25	Oliveira; Higarashi (2006)	n.a. ^b	n.a. ^b	%
LHV _{el}	n.a. ^b	n.a. ^b	n.a. ^b	n.a. ^b	6.46	Hamelin et al. (2011)	n.a. ^b	n.a. ^b	kWh·m ⁻³
HE _{ef}	n.a. ^b	n.a. ^b	n.a. ^b	n.a. ^b	65	Oliveira; Higarashi (2006)	n.a. ^b	n.a. ^b	%
LHV _{he}	n.a. ^b	n.a. ^b	n.a. ^b	n.a. ^b	23.36	Hamelin et al. (2011)	n.a. ^b	n.a. ^b	MJ·m ⁻³
SH _{DM}	n.a. ^b	n.a. ^b	n.a. ^b	n.a. ^b	3.0	Hamelin et al. (2011)	n.a. ^b	n.a. ^b	kJ·kg ⁻¹ _{1,0C⁻¹}
WM	n.a. ^b	n.a. ^b	n.a. ^b	n.a. ^b	Total manure minus the DM content	-	n.a. ^b	n.a. ^b	kg
SH _{WM}	n.a. ^b	n.a. ^b	n.a. ^b	n.a. ^b	4.2	Hamelin et al. (2011)	n.a. ^b	n.a. ^b	kJ·kg ⁻¹ _{1,0C⁻¹}

^a VS was estimate considering the VS from (i.e. 58.20 kg·m⁻³, Tavares et al. (2014b)), the no. of each animals and their time to fulfil the FU.

^b Not applicable.

APÊNDICE E - Valores das variáveis e parâmetros para as estimativas das emissões de Nitrogênio

Tab E13. Variable and parameters for the N-related emissions and their values.

(continua)

Variable/ Parameter	Scce.Ref	Reference	Scce.Flare / Scce.CHP	Reference	Scce.Comp	Reference	Unit
<i>In house emissions</i>							
TAN ₀	3.09	Tavares et al. (2014b)	3.09	Tavares et al. (2014b)	3.09	Tavares et al. (2014b)	kg·m ⁻³
MR _h	0.185	Hutchings et al. (2013)	0.185	Hutchings et al. (2013)	0.185	Hutchings et al. (2013)	kg·kg ⁻¹
ON ₀	2.16	Tavares et al. (2014b)	2.16	Tavares et al. (2014b)	2.16	Tavares et al. (2014b)	kg·m ⁻³
e ₁	0.25	Sommer et al. (2006a)	0.25	Sommer et al. (2006a)	0.25	Sommer et al. (2006a)	kg·kg ⁻¹
<i>Storage emissions</i>							
MR _s	0.185	Hutchings et al. (2013)	0.350	Hutchings et al. (2013)	0.600	Hutchings et al. (2013)	kg·kg ⁻¹
MR _b	n.a. ^a	-	0.846	Hutchings et al. (2013)	n.a. ^a	-	
e ₂	0.085	Basset-Mens; van der Werf (2005) ^b	0.085	Basset-Mens; van der Werf (2005) ^b	0.130	Angnes (2012) ^c	kg·kg ⁻¹
e ₃	0	IPCC (2006a) ^d	0	IPCC (2006a) ^d	0.026	Angnes (2012)	kg·kg ⁻¹
MW	1026	-	1026	-	1026	-	kg·m ⁻³
FS _r	n.a. ^a	-	n.a. ^a	-	0.214 (PP) 0.104 (GF)	Own estimative ^e	kg·kg ⁻¹
DMS _r	n.a. ^a	-	n.a. ^a	-	0.858	Garcia (2010)	kg·kg ⁻¹
NS	n.a. ^a	-	n.a. ^a	-	0.0026	Dai Prá (2006)	kg·kg ⁻¹
e ₄	Direct N2O- N × 3	Dämmgen; Hutchings (2008)	Direct N2O- N × 3	Dämmgen; Hutchings (2008)	0.297	Angnes (2012)	kg·kg ⁻¹

Tab E13. Variable and parameters for the N-related emissions and their values.

								(conclusão)
Variable/ Parameter	Sce.Ref	Reference	Sce.Flare / Sce.CHP	Reference	Sce.Comp	Reference	Unit	
<i>Field emissions</i>								
e ₅	0.256	Basso (2003); Basso et al. (2004)	0.256	Basso (2003); Basso et al. (2004)	0.390	Hansen et al. (2008)	kg·kg ⁻¹	
e ₆	0.0137	Damasceno (2010); Denega (2009); Giacomini et al. (2006); Gonzatto (2012); Gonzatto et al. (2013); Grave et al. (2013)	0.0078	Grave et al. (2013)	0.0193	Grave et al. (2013)	kg·kg ⁻¹	
e ₇	0.041	Hutchings et al. (2013)	0.035	Hutchings et al. (2013)	0.020	Hutchings et al. (2013)	kg·kg ⁻¹	
e ₈	0.1	Nemecek and Kägi (2007) ^f	0.1	Nemecek and Kägi (2007) ^f	0.1	Nemecek and Kägi (2007) ^f	kg·kg ⁻¹	
e ₉	0.395	Hutchings et al. (2013)	0.369	Hutchings et al. (2013)	0.304	Hutchings et al. (2013)	kg·kg ⁻¹	
MFE	0.75	-	0.85	-	0.85	-	kg·kg ⁻¹	

^a Not applicable.

^b 0.05 kg NH₃-N (kg N)⁻¹.

^c 0.077 kg NH₃-N (kg N)⁻¹.

^d Without natural crost cover.

^e Estimated based on application rate of 1:10 (kg substrate per L of manure). Sawdust density of 197.5 kg·m⁻³ (Dai Prá, 2006).

^f The NO emitted in field correspond to 10% of the direct N₂O-N emissions.

APÊNDICE F - Avaliação da influência da composição da ração na Pegada de Carbono da etapa de terminação de suínos

The finishing stage in swine production: Influence of feed composition on carbon footprint

Edivan Cherubini^{a,b,*}, Guilherme Marcelo Zanghelini^{a,b}, Jorge Manuel Rodrigues Tavares^b, Frank Belettini^b, Sebastião Roberto Soares^{a,b}

^a Life Cycle Assessment Research Group (Ciclog), Post-Graduation in Environmental Engineering, Federal University of Santa Catarina, Centro Tecnológico – CTC, Campus Universitário, Mailbox 476, ZIPCODE 88040-970, Florianópolis, Santa Catarina. Phone number +55 48 3721 6319. E-mail: edivan.cherubini@posgrad.ufsc.br | zanghelini@ens.ufsc.br | sr.soares@ufsc.br.

^b Post-Graduation in Environmental Engineering, Federal University of Santa Catarina, Centro Tecnológico – CTC, Campus Universitário, Mailbox 476, ZIPCODE 88040-970, Florianópolis, Santa Catarina. E-mail: jorge.tavares@posgrad.ufsc.br | belettini@lcm.ufsc.br.

* corresponding author.²³

Abstract: Several studies in swine feed composition have demonstrated that protein levels may be modified without significant changes in meat quality in terms of carcass, lean and back fat yield. However, this variation may change certain technical indicators, such as daily weight gain. The aim of this study was to calculate the carbon footprint of the finishing stage in swine production considering four scenarios of feed composition (P18, P16, P15 and P13). The life cycle assessment methodology was applied with a life cycle inventory based on reports in the literature. The feed composition used in P18 (no soybean hulls or maize starch) had the best environmental performance for global warming per kilogram of feed. However, when evaluating the life cycle of finishing swine, P16 (containing soybean hulls, maize starch and synthetic amino acids) exhibited better environmental results; the feed used in this scenario had better technical indicators (in terms of daily weight gain), thereby reducing the feed amount for finishing swine. Using the feed composition for swine P16, the impact may be reduced by an average of 12% compared to P13 (a high level of soybean hulls, maize starch and synthetic amino acids).

Keywords: life cycle assessment; LCA; finishing swine stage; feed; carbon footprint

²³ Artigo publicado no *Journal of Environment, Development and Sustainability*, v. online, p. in press, 2015. DOI: 10.1007/s10668-014-9607-9

1. INTRODUCTION

Brazilian swine production in 2013 had an average herd of 38.578 million pigs, making it the fourth largest swine producer (and exporter) in the world, as reported by the United States Department of Agriculture (USDA 2013). In this context, the state of Santa Catarina has greater prominence, as it is the largest Brazilian swine producer. This southern state has approximately one-fifth of the national herd, concentrated mainly in the western region (Brasil 2011).

Generally, swine production has a poor image in society (Basset-Mens and van der Werf 2005) due to environmental risks associated with the high density of swine per square meter and impacts that have influences on the quality of life around population centers, such as odors and disease vectors. As with any other human activity, livestock generates environmental impacts, and this particular activity is a potential impact concentrator (Dalla Costa et al. 2008; Oliveira 2004). The origin of this impact and its meaning to the environment are not always easily understood; examples include eutrophication of aquatic ecosystems as a consequence of the manure management system and global warming due to the emission of greenhouse gases (GHG) from the production chain.

In the state of Santa Catarina, due to the large production of swine, great efforts have been directed by the government to control and decrease the environmental impacts of this activity. The Brazilian government body that performs agricultural and livestock research (EMBRAPA) has developed projects that aim to mitigate these impacts and ensure that swine producers comply with current environmental laws. However, the process of impact generation is inadequately discussed.

Life cycle assessment (LCA) was developed to quantify environmental impacts from product systems through several stages and has been shown to feasibly analyze the impacts of agricultural systems (van der Werf and Petit 2002). This methodology allows the evaluation of environmental performances of scenarios of interest, identification of hotspots in the production chain and comparison of alternatives, all in an effort to improve the production system (Baumann and Tillman 2004; Wenzel et al. 2001). LCA enables a clear understanding of the life cycle of the analyzed system, providing a basis for strategic and sustainable decisions and meeting the requirements of domestic and foreign markets.

Previous LCA research on swine production demonstrated that feed is a critical point in the production chain, especially as it relates to crop cultivation (Basset-Mens and van der Werf 2005; Dalgaard 2007; Elferink et al. 2008; Kingston et al. 2009; Kool et al. 2009; Nguyen et al. 2011; Spies 2003; Williams et al. 2006). Diet therefore has a direct influence on impact generation, where each component has a unique production chain and different method of assimilation by the animals in the finishing stage. Due to this influence on the period required for the animal to reach its final weight, feed composition may change the quantity of feed required by the animals, modifying the characteristics of the manure and consequently the emissions produced. The search for new alternatives in animal diets therefore has an extremely important role in sustainable development in the sector. Several authors (Eriksson et al. 2005; Ferreira et al. 2005; Oliveira et al. 2006; Orlando et al. 2001; Orlando et al. 2007; Vidal et al. 2010) have already conducted studies varying feed composition in several stages of swine production and concluded that it is technically possible to change the content of crude protein without significantly altering meat quality in terms of carcass yield, lean yield and thickness of back fat.

The aim of this study was to calculate the carbon footprint of the finishing stage in swine production considering four scenarios of feed composition (P18, P16, P15 and P13), where animal diet varied according to the level and source of protein.

2 MATERIALS AND METHODS

This study was conducted in accordance with LCA standards issued by the International Organization for Standardization (ISO), ISO 14040 (2009a) and ISO 14044 (2009b).

2.1 GOAL AND SCOPE DEFINITIONS

We define as a functional unit (FU) 30 kg of live weight gain in the finishing stage. The boundaries begins with the grain production, drying and processing into feed, while for animal rearing we consider a swine with an initial weight of 70 kg in the growing-finishing stages and end at the slaughterhouse gate, piglet production and the weaning-to-growing stage was excluded, as shown by the dotted lines in Fig. F1. The concept of "growing-finishing" pigs

describes the increase in weight from 25 kg to market weight (between 100 to 120 kg in Brazil). The age range is from approximately 8 weeks to 22 to 26 weeks, with pigs spending approximately 8 to 10 weeks in a growing unit until they reached approximately 70 kg and the last 8 to 10 weeks in a finishing unit. In terms of outputs, the boundary comprises animal emissions to the air, manure management and manure soil application (counted as avoided fertilizer, see Fig. F1). Within these boundaries, we used background process from the ecoinvent® database for fertilizer production, electricity and transport.

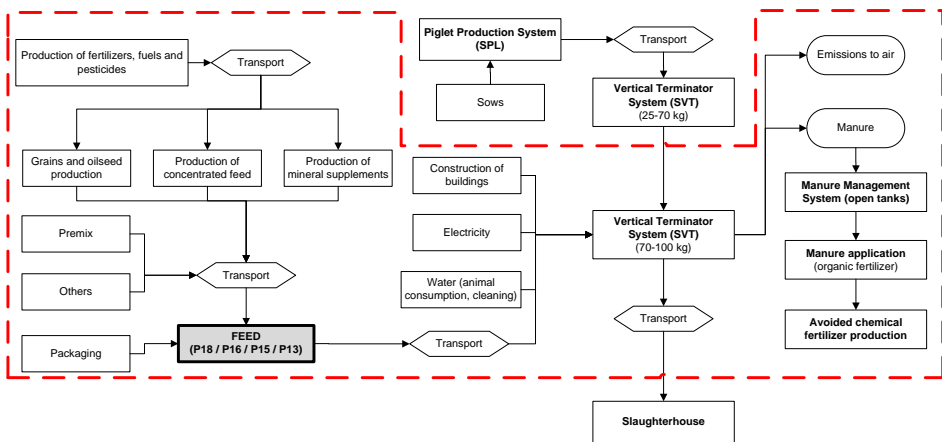


Fig. F1 Inputs, outputs and boundaries of the production system.

We assume a farm located in Concordia, a major swine-producing city in Santa Catarina, with animal rearing in a building with a concrete floor. During the finishing period, the consumption of electricity, water, food and building materials for the facility were based on (Brazilian Agroindustry; Hörndahl 2008; Tavares 2012; Vidal et al. 2010). The construction aspects were based on data collected by the swine farming industry, including building materials.

For manure management, a system was considered in which manure was stored in downslopes outside the building and then transferred by gravity to open tanks. After 120 days of storage, stabilized manure was applied to soil as organic fertilizer. This approach considers manure as a byproduct of the 'finished swine' system and would imply an allocation of environmental impacts. To

avoid this procedure, we considered the substitution method, which considers the environmental benefits of avoiding the manufacture of the product replaced by use of manure (Dalgaard 2007), as oriented by the standard (ABNT 2009b). In this case, manure avoids the production and use of chemical fertilizer. The same approach was used by several authors (Basset-Mens and van der Werf 2005; Dalgaard 2007; Kingston et al. 2009; Kool et al. 2009; Nguyen et al. 2011; Williams et al. 2006).

The avoided fertilizer was modeled considering an average combination of urea, triple superphosphate and potassium chloride equivalent to the fertilizing potential of manure (urea contains 45% N, triple superphosphate 42% P_2O_5 and KCl has 60% K_2O). To estimate the amount of NPK fertilizer avoided, we used efficiency rates of 0.8, 1 and 1 for NPK, for urea, triple superphosphate and KCl, respectively. These indices are used because the concentrations and subsequent release of nutrients in the soil from organic fertilizers are highly variable. Therefore, the amount of these nutrients that will actually be available in the first crop after manure application must be calculated (SBCS 2004). In mathematical terms, the avoided fertilizer (F) is calculated using the following expression (Eq. 1):

$$F_i = \frac{q_i}{\sum_i^n q_i} \times \left(\frac{\frac{\sum_i^n q_i}{i} \times 0.8 + \frac{\sum_i^n q_i}{i} \times 1 + \frac{\sum_i^n q_i}{i} \times 1}{0.45 \times 0.8 + 0.42 \times 1 + 0.60 \times 1} \times 1 \right) \quad (1)$$

where q_i is the amount of the i th nutrient (i.e., N, P_2O_5 and K_2O – Table F4).

A comparative LCA was used to quantify the environmental performance of the scenarios, labeled P18, P16, P15 and P13, which differ only by the compositions of feed involved in the finishing period (source and protein levels) and their influences on animal production. The labels refer to the protein percentage of each feed, as shown in Table F2. Feed composition and technical indicators such as daily feed consumption, daily weight gain, feed conversion rate, carcass yield and meat quality were based on Vidal et al. (2010), as shown in Table F3.

2.2 INVENTORY

2.2.1 Inputs

For soybean and maize production, we used data from Prudêncio da Silva et al. (2010) and Alvarenga et al. (2012). Soybean processing was based on Prudêncio da Silva et al. (2010), modified to include the production of byproduct ‘soybean hulls’. Economic allocation was used with values described by Moreira et al. (2009), which were in accordance with the Cooperativa Agroindustrial Capal, May 2012. Maize starch was based on Nguyen et al. (2012).

Diet P18, with the highest level of crude protein (CP), did not include supplemental synthetic amino acids. The required amino acids for this diet were from maize and soybeans. For the remaining diets (P16, P15 and P13), the protein levels were progressively reduced and supplemented with synthetic amino acids (SAA) (L-lysine, DL-methionine, L-threonine, L-tryptophan and L-valine, Table F1). Hence, the nutritional value of the ileal digestible lysine was constant in the four diets (0.810), while the others SAA varied (Vidal et al. 2010) as displayed in Table F2. Data for the LCI of lysine, threonine and methionine were based on Nguyen et al. (2012). For tryptophan and valine, we assume the same LCI as from lysine production.

Table F1 LCI for feed production (per kg of feed)

	P18	P16	P15	P13
Composition (g) ^a				
<i>Maize</i>		708.44		
<i>Soybean meal</i>	266.96	228.97	189.15	149.05
<i>Soybean oil</i>		2.63		
<i>Maize starch</i>	0.00	28.47	57.79	79.63
<i>Soybean hulls</i>	0.00	6.23	12.76	19.33
<i>Ca(HPO₄)</i>	7.74	8.10	8.47	8.84
<i>Limestone</i>	5.44	5.27	5.20	5.13
<i>Salt (NaCl)</i>	3.54	3.56	3.58	3.60
<i>Inert</i> ^a	0.00	1.77 ^a	3.00 ^a	10.73 ^a
<i>Vitamin premix</i>		3.00		
<i>Mineral premix</i>		1.00		
<i>Growth promoter</i> ^a		1.00 ^b		
<i>Antibiotics</i> ^a		0.25 ^b		
<i>DL-Methionine</i>	0.00	0.09	0.54	0.99
<i>L-Lysine</i>	0.00	1.20	2.46	3.72
<i>L-Threonine</i>	0.00	0.02	0.68	1.34
<i>L-Tryptophan</i>	0.00	0.00	0.07	0.30
<i>L-Valine</i>	0.00	0.00	0.00	0.18
Packaging (Polypropylene) (g)		4.00		
Grain transportation (t·km)	86.32	86.03	85.68	84.65

^a Feed composition based on Vidal et al. (2010).

^b Not considered in this LCA due to lack of data.

Table F2 Nutritional values^a of the feed diets (% of natural matter)

	P18	P16	P15	P13
Metabolized energy (kcal·kg ⁻¹)		3230		
Crude protein (%)	17.95	16.45	14.95	13.45
Calcium (%)		0.480		
Available phosphorus (%)		0.248		
Sodium (%)		0.160		
Crude fiber (%)		2.670		
Ileal digestible lysine (%)		0.810		
Ileal digestible methionine + cysteine (%)	0.536	0.503	0.502	0.502
Ileal digestible methionine (%)	0.264	0.251	0.270	0.294
Ileal digestible threonine (%)	0.598	0.543	0.543	0.543
Ileal digestible tryptophan (%)	0.189	0.169	0.154	0.154
Ileal digestible valine (%)	0.761	0.690	0.620	0.560

^a Nutritional values based on Vidal et al. (2010).

Distances for the major feed components described in Table F1, such as maize and soybeans, were based on the real cities involved in the construction of scenarios based on Spies (2003), reflecting the reality in the western state of Santa Catarina. Thus, it considered 850 km of transportation by lorry truck from the grain producer to the feed factory and then 35 km from the feed factory to the swine producer. Feed was packed in raffia bags with a capacity of 50 kg, consisting of 0.2 kg of polypropylene (PP) per package.

On-farm, the feed intake that is directly influenced by the finishing period and required for the animal to reach 100 kg, was estimated through feed conversion rates and varied according to the feed applied (differences in weight gain and finishing periods can be found in Table F3).

Table F3 Technical indicators for the finishing swine stage (per swine unit)

	P18	P16	P15	P13
Direct crude protein	17.95% ^a	16.45% ^a	14.95% ^a	13.45% ^a
Slaughter weight (kg)	100.00	100.00	100.00	100.00
Daily feed consumption (kg)	3.13 ^a	2.82 ^a	3.09 ^a	3.01 ^a
Daily weight gain (kg·day ⁻¹)	1.05 ^a	1.04 ^a	1.12 ^a	1.02 ^a
Feed conversion rate (g·g ⁻¹)	3.01 ^a	2.72 ^a	2.76 ^a	2.99 ^a
Time (day) ^b	28.57 ^b	28.85 ^b	26.79 ^b	29.41 ^b
Carcass yield (%)	69.59 ^a	70.19 ^a	69.57 ^a	70.25 ^a
% of lean meat	57.01 ^a	56.90 ^a	57.13 ^a	56.93 ^a
Backfat thickness (mm)	14.24 ^a	13.50 ^a	13.37 ^a	13.78 ^a

^a Data based on Vidal et al. (2010).

^b Estimated values for a swine in finishing with 70 kg of initial weight to reach 100 kg of final weight, considering the daily weight gain from Vidal.

With regard to water used for animal consumption, pen cleaning, nebulization, production and manure composition, we used data from Tavares (2012), which represent the reality of swine farms in Concordia-SC, while energy consumption during the process was based on data from Hörndahl (2008).

Data for on-farm buildings were estimated by considering a lifespan of 30 years, based on data by the agroindustry. The life cycle inventory (LCI) is listed in Table F4.

2.2.2 Outputs

Methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) emissions generated from animal rearing (including manure management) were calculated according to IPCC (2006). For enteric fermentation

emissions, 1.50 kg of CH₄ pig⁻¹ year⁻¹ was assumed, which represents the emissions in developed countries (IPCC 2006). The genetic source of animals produced in vertically integrated production systems in Brazil is from European companies. As they have controlled feeding strategies, Brazilian swine show similar enteric fermentation rates to European ones.

For CH₄ emissions from manure storage, we used 'Tier 2' from IPCC, with a methane producing capacity (B₀) of 0.29 m³ CH₄·(kg VS)⁻¹, considering a methane conversion factor (MCF) of 0.42. Regarding the N-related emissions, we assume no direct N₂O emissions because we considered a slurry tank without natural crust cover. Indirect N₂O emissions due to NH₃ and NO_x volatilization (both in storage and manure application) and NO₃ leaching (specific for manure application) were calculated considering the default emission factors and N losses from IPCC (2006). For manure, besides the amount produced for each feed (based on the period of weight gain), we also considered manure independently from feed composition, with constant characteristics with values from Tavares (2012). In this sense, the volatile solids (VS) were 0.21 kg VS·animal⁻¹·day⁻¹, while values for nitrogen excretion (N_{ex}) are shown in Table F4.

Other emissions derived from the animal manure management system, such as ammonia, zinc and copper, were calculated based on emission factors according to Gac et al. (2006) and Tavares (2012). Avoided fertilizer was estimated using Eq. (1) and values from Table F4. Finally, for the main product, we assumed a transport distance to the slaughterhouse of 50 km with a diesel truck. LCI for the finishing swine stage are listed in Table F4.

Table F4 LCI for the finishing swine stage (per functional unit)

(continua)

	P18	P16	P15	P13
Inputs				
Composition (g) ^a				
Water consumption (m3)	0.217	0.219	0.203	0.223
Water for pen cleaning (L)	15.87	16.02	14.88	16.33
Water nebulization (L)	1.873	1.891	1.756	1.928
Electricity (kWh)	5.102	5.151	4.783	5.252
Feed consumption (kg) ^a	90.30 ^a	81.60 ^a	82.80 ^a	89.70 ^a
Swine transport (tkm)	5.00	5.00	5.00	5.00
Building material				
<i>Cement (kg)</i>	6.56E-02	6.62E-02	6.15E-02	6.75E-02
<i>Lime (kg)</i>	3.44E-02	3.47E-02	3.23E-02	3.54E-02
<i>Sand (kg)</i>	4.21E-01	4.26E-01	3.95E-01	4.34E-01
<i>Gravel (kg)</i>	5.73E-01	5.78E-01	5.37E-01	5.90E-01
<i>Water (L)</i>	6.28E-02	6.34E-02	5.88E-02	6.46E-02
<i>Bricks (kg)</i>	2.45E-02	2.47E-02	2.30E-02	2.52E-02
<i>Concrete blocks (kg)</i>	1.49E-01	1.51E-01	1.40E-01	1.54E-01
<i>Metallic tile (kg)</i>	2.42E-02	2.45E-02	2.27E-02	2.49E-02
<i>Steel cable (kg)</i>	7.68E-04	7.75E-04	7.20E-04	7.91E-04
<i>Steel bars (kg)</i>	4.49E-03	4.54E-03	4.21E-03	4.63E-03
<i>Polypropylene curtains (kg)</i>	2.30E-04	2.32E-04	2.16E-04	2.37E-04
<i>Wood (m³)</i>	9.89E-06	9.99E-06	9.27E-06	1.02E-05
<i>Doors for pens (kg)</i>	3.39E-03	3.42E-03	3.17E-03	3.49E-03
<i>Water pipe (m)</i>	6.07E-04	6.13E-04	5.69E-04	6.25E-04
<i>Sewage pipe (m)</i>	5.50E-04	5.55E-04	5.15E-04	5.66E-04
<i>Wooden door (m²)</i>	2.41E-05	2.43E-05	2.26E-05	2.48E-05
<i>Water tank (pc)</i>	2.17E-06	2.20E-06	2.04E-06	2.24E-06
Outputs				
Manure (m ³)	0.1294	0.1307	0.1213	0.1332
Manure N (ex-housing/ex-storage) (kg)	0.7361 / 0.3828	0.7432 / 0.3865	0.6901 / 0.3589	0.7578 / 0.3940
Manure P ₂ O ₅ (kg) ^b	0.3527	0.3561	0.3307	0.3631
Manure K ₂ O (kg) ^b	0.3088	0.3118	0.2895	0.3179
In housing emissions				
<i>CH₄ (enteric fermentation) (kg)</i>	0.1174	0.1185	0.1101	0.1209
<i>NH₃ (kg)</i>	0.1060	0.1070	0.0994	0.1091

Table F4 LCI for the finishing swine stage (per functional unit)

	(conclusão)			
	P18	P16	P15	P13
In storage emissions				
CH_4 (kg)	0.4830	0.4877	0.4528	0.4972
N_2O (kg)	0.0056	0.0056	0.0052	0.0057
NH_3 (kg)	0.0221	0.0223	0.0207	0.0227
On field emissions				
N_2O (kg)	0.0078	0.0078	0.0073	0.0080
NH_3 (kg)	0.1192	0.1203	0.1117	0.1227
Copper (kg)	0.0039	0.0039	0.0036	0.0040
Zinc (kg)	0.0073	0.0074	0.0069	0.0076
Avoided fertilizer production				
From manure N	0.7432	0.7503	0.6968	0.7651
From manure P	0.6848	0.6914	0.6420	0.7049
From manure K	0.5996	0.6054	0.5622	0.6173

^a Estimated values for a swine in finishing with 70 kg of initial weight to reach 100 kg of final weight, considering the feed conversion rate from Vidal et al. (2010).

^b Values of P and K in manure were from Tavares (2012)

2.3 LIFE CYCLE IMPACT ASSESSMENT

The impact assessment method was the CML-IA, using a midpoint approach to facilitate the understanding and identification of impact origins without adding subjectivity to the final values. Although the method allows the evaluation of up to 12 impact categories, we chose to assess only the global warming potential (GWP100), which identifies GHG emissions using the IPCC characterization model in kg CO₂ equivalent, also known as the carbon footprint (CF). The characterization factors were according to the fifth report of IPCC (2013), considering 30 and 28 kg of CO₂ equivalent per kg of fossil and biogenic methane (CH₄), respectively, and 265 kg CO₂ equivalent per kg of nitrous oxide (N₂O).

3. RESULTS AND DISCUSSION

For interpretation, we first analyzed the CF of 1 kg of each feed composition and subsequently emissions from only enteric fermentation and waste management (animal production), known in this study as emissions from livestock during the finishing period

(i.e., on-farm emissions); finally, we assessed the entire system (FU analysis) with a final comparison between the scenarios.

3.1 FEED CARBON FOOTPRINT

Analysis of the impact from the production of 1 kg of each feed indicates that the feed applied in P13 has the highest emission of GHG, while feed P18 showed the best environmental performance, decreasing by 9.3% or 0.06 kilograms of CO₂ equivalent in comparison to P13, as shown in Fig. F2. In absolute value of CO₂ equivalent, 1 kg of feed P13 emits 0.64 kg after production and delivery on the farm (Concórdia), while P15, P16 and P18 emit 0.62 kg, 0.60 kg and 0.58 kg, respectively.

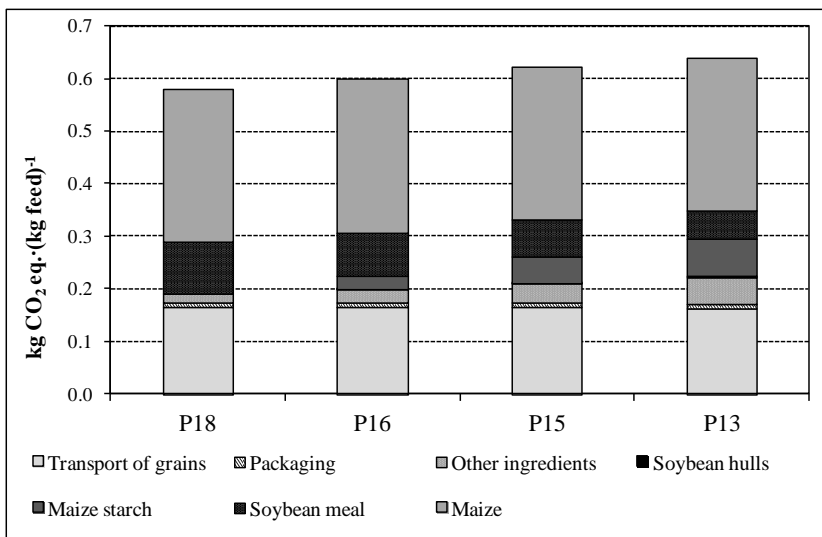


Fig. F2 Carbon footprint of 1 kg feed

Analysis of feed components indicates that maize is the main hotspot due to its high abundance in all compositions (Table F1), with a contribution of 0.293 kg CO₂ eq. per kg of feed for all evaluated scenarios, as it has the same proportion in all four diets. Soybean meal emits 0.097 kg, 0.083 kg, 0.068 kg and 0.054 kg CO₂ eq. for P18, P16, P15 and P13, respectively, following the share of soybean meal in the compositions: 26.7% for P18, 22.9% for P16, 18.9% for P15 and 14.9% for P13. Maize starch is the third largest

source of the CF among the feed ingredients, equivalent to 0.025 kg of CO₂ eq. in P16, 0.051 kg in P15 and 0.070 kg in P13; feed P18 does not contain maize starch. Synthetic amino acids and other ingredients have a carbon footprint of 0.018, 0.026, 0.039 and 0.053 kg of CO₂ eq. for P18, P16, P15 and P13, respectively.

The other two inputs of feeds are non-food components. Packaging showed little contribution, with 1.3% of CO₂ eq. on average for the four diets. The same is not true for transport, which has a significant share in the CF, with 26.9% on average per kilogram of feed. Thus, transport becomes the second largest source of GHG emissions in the feed after maize cultivation and processing (due to the large amount consumed).

Although scenario P18 uses a higher amount of soybean meal (3.8% more than the second largest consumer of this ingredient, P16) and therefore results in higher GHG emissions, this is outweighed by the use of maize starch and synthetic amino acids in the other scenarios. Eriksson et al. (2005), evaluating three different feed compositions, reported similar results, where the scenario utilizing synthetic amino acids (scenario SAA) represented slightly more GWP than the scenario with no amino acids and peas as an alternative to wheat (scenario PEA). The authors concluded that more GHG could be saved if amino acids were excluded. In our study, SAA represented an emission approximately 5.0 kg CO₂ eq.·kg⁻¹ of lysine, threonine, tryptophan and valine and 3.0 kg CO₂ eq.·kg⁻¹ of methionine, while in Eriksson et al. (2005), this value was 3.6 kg CO₂ eq.·kg⁻¹. All values were very close despite the high level of uncertainty associated with the SAA data.

GHG emissions from grain and its derivatives are generated by fossil fuels usage in the agricultural phase and direct and indirect N₂O emissions due to the urea application as a nitrogen source used in maize production and its volatilization as NH₃ or NO_x and N leaching as NO₃⁻, as noted by Prudêncio da Silva (2011) when assessing the feed used for the production of chickens in Brazil. The emission of CO₂ from fossil fuel combustion contributes an average of 68.6% of the total CF for the production of one kilogram of feed, whereas N₂O is responsible for 27.0%.

3.2 LIVESTOCK CARBON FOOTPRINT

Analyzing the CF of livestock during the finishing period, we highlight the greater contribution of CH₄ emissions from the enteric fermentation of animals and manure storage (Fig. F3).

Enteric fermentation contributes approximately 16.2% on average (3.27 kg of CO₂ eq.) of total emissions in animal production (20.22 kg of CO₂ eq.). Manure storage is responsible for the largest share in this phase, reaching 73.7% of total livestock emissions (13.45 kg on average for the scenarios, Table F5), considering CH₄ and N₂O emissions. Due to the period required to stabilize the organic matter in manure (120 days), manure storage in open tanks is primarily responsible for GHG emissions in this step. Eriksson et al. (2005) reached a similar conclusion, where the hotspot, apart from feed production, was manure storage, mainly due to methane emissions.

Soil application showed lower emission, with N₂O being the only source. Field emission participates with 10.1% of the total emission in livestock or 2.04 kg CO₂ eq. (Fig. F3).

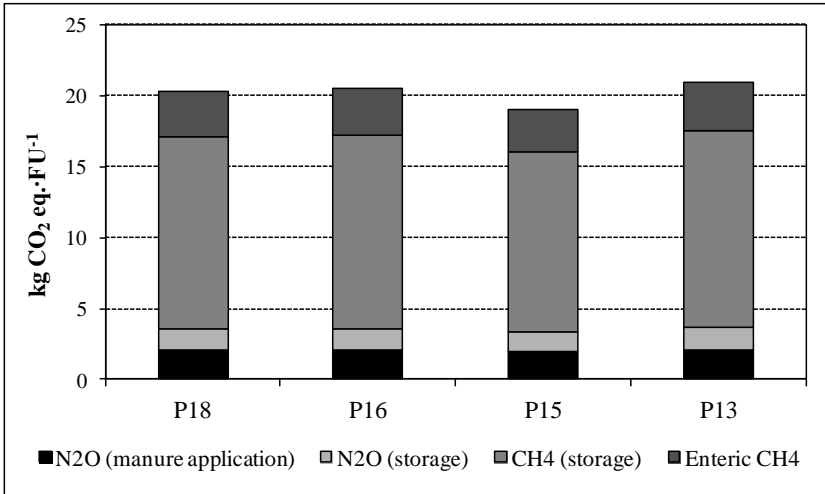


Fig. F3 Livestock carbon footprint (on-farm emissions)

Livestock emission estimates were directly dependent on the amount of time that swine were housed in growing-finishing; therefore, the feed highly influences the estimates. As shown in

Table F5 and Fig. F3, the swine in P13 are fed with feed that results in a lower daily weight gain (1.02 kg - Table F3), thereby requiring more time to reach the FU (29.41 days) and resulting in higher emissions for enteric fermentation and manure management with 20.94 kg CO₂ eq. The swine fed with P15, however, have an average daily gain of 1.12 kg (highest of the four scenarios), requiring only 26.79 days to achieve FU. Therefore, P15 has the best environmental performance in animal rearing (total of 19.07 kg CO₂ eq. emitted).

3.3 FINISHING CARBON FOOTPRINT

Evaluating the entire finishing step (including feed consumption, livestock emissions and other inputs) to increase in weight from 70.00 to 100.00 kg, all scenarios reveal that feed intake is the greatest contributor of CO₂ eq., with an average of 74.5% of total emissions. Similar results were obtained by other authors (Basset-Mens and van der Werf 2005; Baumgartner et al. 2008; Dalgaard 2007; Eriksson et al. 2005; Kingston et al. 2009; Kool et al. 2009; Nguyen et al. 2011), all of whom highlighted the contribution of feed and emphasized this step as the most impactful on the swine production chain. The high impact of this step is associated with grain cultivation (mainly maize) and transport, as shown in Fig. F2.

Table F5 Carbon footprint of finishing swine stage (in kg CO₂ eq.·FU⁻¹)

Life Cycle	P18	P16	P15	P13
Feed	52.45	48.92	51.60	57.46
Building construction	0.16	0.16	0.15	0.17
Transport – slaughter	0.96	0.96	0.96	0.96
Electricity	1.23	1.24	1.15	1.26
Livestock emissions (on-farm)	20.33	20.54	19.07	20.92
<i>Enteric fermentation (CH₄)</i>	3.29	3.32	3.08	3.38
<i>Manure storage (CH₄)</i>	13.52	13.66	12.68	13.92
<i>Manure storage (N₂O)</i>	1.47	1.49	1.38	1.51
<i>Land application (N₂O)</i>	2.05	2.07	1.93	2.11
Avoided fertilizer	-4.62	-4.67	-4.34	-4.75
Total	70.51	67.15	68.59	76.02

Table F5 quantifies the total GHG emissions for each scenario. The results were directly influenced by the feed performance in terms of mass gain to swine (feed conversion rate and daily weight gain). Scenarios with higher feed consumption

during the period also had higher emissions. P18 requires 90.30 kg of feed to meet the FU proposed, followed by P13 with 89.70 kg. These values converted into CO₂ equivalent emissions represent 52.45 and 57.46 kg for P18 and P13, respectively.

Despite the small difference in consumption between P18 and P13 (P18 consumes 0.6 kg more than P13), feed composition in P13 has 9.3% more emissions than P18, as shown in the comparison for each feed kilogram (Fig. F2). Thus, P13 has the highest emissions associated with feed, although it is not the largest consumer among the scenarios.

The swine in P15 is the third largest feed consumer, with 82.80 kg, followed by P16, which is the scenario that requires the least amount of feed, 81.60 kg. Feed emissions associated with scenarios P15 and P16 are 51.60 and 48.92 kg of CO₂ eq., respectively. Both have lower GHG emissions than P18 and P13 due to their superior feed conversion rates. The difference in GHG emissions between P15 and P16 is due to the quantity and quality of each composition. P15 has a higher consumption (more than 1.20 kg) and a higher emission per kilogram of feed, 0.024 kg CO₂ eq.

Feed consumptions in P18 and P15 have nearly equal CF emissions (differing by 0.85 kg CO₂ eq.). Although P18's feed has a considerably lower CF per kg of feed than P15 (as displayed in Fig. F2), the higher consumption due to its high feed conversion rate makes both results similar when assessed over the whole system.

The second largest CF was from livestock, reaching an average of 28.7% of the total GHG emitted and corresponding to 20.22 kg CO₂ eq. CH₄ emissions (enteric fermentation and manure management) are most responsible for the CF, with an average of 16.71 kg (23.7% of total), while N₂O corresponds to 5.0% of the total (3.50 kg of CO₂ eq. on average). Although N₂O has a higher GWP, CH₄ accounted for a much higher volume of CO₂ equivalent, due to the larger quantities emitted compared to N₂O in the manure management system.

Other emissions do not appear to be significant, as the sum of the impacts associated with feed and livestock achieved an average share of 96.9% of the total. The buildings in which the animals were housed have an average CF of 0.16 kg of CO₂ eq. (Table F5), less than 0.2% of the total emitted. The gases are mainly related to materials such as cement and limestone, which contribute approximately 52% of the impact of the facility. Electricity consumption in animal housing was evaluated separately from

construction, accounting on average for 1.7% of GHG emissions. The difference in performance between the scenarios is related to the time of animal rearing, which is dependent on the feed conversion rate for each diet (Table F3).

Swine transport to slaughter is responsible for an emission of 0.96 kg CO₂ eq. for all scenarios. This amount corresponds to a small share of the total GHG emissions (approximately 1.4%). Although the transport (truck) consumes diesel, the short distance and low amount of mass transported (related to FU) resulted in this small share.

The avoided impact by the application of manure as an organic fertilizer is shown as a positive impact in the results (or environmental benefits), attenuating the negative impacts on the balance. This application results in the 'non-use' of approximately 2.02 kg of chemical fertilizer. This non-consumption represents a positive impact of 6.5% (average) of the total emission, as shown by the negative values of Table F5. This 'credit' is equivalent to 4.60 kg CO₂ eq. avoided on average for the scenarios evaluated. Slight differences in avoided fertilizer between the scenarios are explained by the different amounts of manure generated in each one.

3.4 COMPARATIVE ASSESSMENT

The comparison of scenarios, simulating the consumption of four different diets in the same process (finishing swine), shows that P16 has the best environmental performance with respect to GHG emissions. Although the feed in this scenario does not have the lowest CF (status attributed to feed in P18, Fig. F2) and has the second largest CF associated with manure management (Fig. F3), P16 has the lowest CO₂ eq. This low amount is due to the high feed conversion rate in swine P16 that results in a lower amount of feed required to reach the 100.00 kg slaughter weight.

Swine in P15 showed similar values to those in P16. Although P15 is fed with a greater CO₂ eq. emitter, the shorter amount of time required to achieve 30.00 kg (26.8 days - Table F3) influences the amount of manure managed. This difference of almost two days generates less waste and hence a lower emission of CO₂ eq., as shown in Table F5.

Regarding the P18 scenario, although its diet composition had the lower CF per kg of feed, this scenario has the second highest

emission of CO₂ eq. because of its low feed efficiency (3.01 - Table F3), resulting in a higher daily feed and longer period of time needed to reach the final body weight.

Swine in the P13 scenario have the greatest final emission. In addition to consuming the worst performance diet (Fig. F2), they also have the lowest daily weight gain and therefore require a longer amount of time to reach the FU.

Improvement options for feed production were evaluated by Baumgartner et al. (2008) and Eriksson et al. (2005) in studies with different diet compositions for swine production in Germany and Sweden, respectively, by replacing the soybean meal (current practice) with European grain legumes (peas and faba beans), a feed with higher levels of synthetic amino acids (SAA), or grain produced on the farm (Baumgartner et al. 2008). The results showed that feeding the swine with European grain legumes or SAA was able to reduce the GHG emissions per kg of swine by 5 to 6%, respectively, when compared to current scenario with the use of soybean meal (Baumgartner et al. 2008). Eriksson et al. (2005) reached similar results by replacing a feed based on soybean meal with a feed containing peas, rapeseed meal and synthetic amino acids, saving approximately 7% of the GWP. Comparing to our results, swine fed with P13 (feed with high levels of SAA) showed the highest impacts when compared to the scenario with no use of SAA and a high content of CP (P18). Nevertheless, it is important to highlight that the slight reduction of the GHG emissions in SAA (Baumgartner et al. 2008 and Eriksson et al. 2005) was associated with no use of soybeans from deforested areas, while in our study this impacts was not considered because we assumed the use of grains from southern Brazil (see Prudêncio da Silva et al. 2010). If we had considered these impacts in soybean production, the CF of P18 would probably have been increased. Using grain-produced on-farm (Baumgartner et al. 2008) resulted in a decrease in the CF due to less grain transportation, which represented on average 26.9% of the total GHG from feed production in our study.

Similar to our results, Meul et al. (2012), evaluating four diets for fattening swine, found that by decreasing the crude protein content (N-LOW) and increasing the levels of synthetic amino acids, it was not possible to reduce the CO₂ eq. emissions. However, the authors only evaluated the emissions per kg of feed produced. Although the diets were nutritionally equivalent with no expected consequences in the finishing stage (Meul et al. 2012), as we showed

in our study, it is important to consider that the feed diet can change the performance in promoting daily weight gain, and the need for more feed consumption increases the environmental impact.

4 CONCLUSIONS

LCA can be used as a basis for evaluating various scenarios of animal production with the ability to specify paths for better environmental performance within the methodological specifications of the analysis. In this specific case study, P16 obtained a reduction of up to 11.7% of the carbon footprint (global warming potential) compared to P13, with changes in only one of the stages of the swine life cycle (feed composition).

Due to the superior environmental performance through LCA of P16 and the technical feasibility of the diets described by Vidal et al. (2010), this scenario was shown to be the most favorable. Nevertheless, to ensure the complete viability of P16, further analysis is recommended to assess the economic factors and, especially with regard to the production and transport of feed. In addition, an uncertainty analysis should be conducted since the parameter uncertainties in LCA studies can be high. Moreover, it should further be considered that the LCA considers fractions of a day in animal rearing to estimate the net environmental impacts, while in practice farmers do not make use of such precision.

This study demonstrates that small changes in an already consolidated system, such as feed protein origin and variation of its content, may generate significant reductions in environmental impacts. Extrapolating these results, which are modeled around a functional unit of one swine, for annual production, for example, or values of a production region (such as the west of Santa Catarina), the reduction becomes much more significant, many times justifying a choice that otherwise would be discarded.

Due to the high impact generation related to feed production (73% of the total emitted), this step is the main hotspot in the finishing stage of swine production and should therefore be the main focus of attention and improvement. Issues related to the efficiency and productivity of crops, feed conversion and transport of feed components become key parameters when the goal is the reduction of the carbon footprint of swine farming.

Finally, products should be analyzed in their overall context. As demonstrated in this study, the consumption of better performance feed does not necessarily mean less environmental impact because it may have inferior performance in promoting weight gain in finishing swine.

For further recommendations, we suggest conducting an LCA of Brazilian swine production considering the earlier steps of the swine supply chain, from piglet production to the end of the weaning-to-growing (25-70 kg) stage. In addition, the influence of CP content on manure characteristics and consequently on N₂O emissions should be evaluated. The use of food residues for animal feed is an alternative feed strategy that has not yet been studied by Brazilian researchers.

Acknowledgments

We'd like to thank the National Council of Technological and Scientific Development (CNPq) for the financial support; And to the anonymous reviewers for the important suggestions.

References

- Alvarenga, R. A. F., Silva Junior, V. P., Soares, S. R.. (2012). Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production reference. *J Clean Prod*, 28, 25-32.
- ABNT. (2009a). *NBR ISO 14040: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e Estrutura*. Rio de Janeiro, 21p.
- ABNT. (2009b). *NBR ISO 14044: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e Orientações*. Rio de Janeiro, 46p.
- Basset-Mens, C., van der Werf, H. M.G. (2005). Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agric Ecosyst Environ*, 105, 127–144.
- Baumann, H., & Tillman, A.-M. (2004). *The Hitch Hiker's Guide to LCA: An orientation in life cycle assessment methodology and application*. Studentlitteratur, EUA. 1st Ed. 543p.
- Baumgartner, D. U., de Baan, L., Nemecek, T. (2008). *European grain legumes — environment-friendly animal feed? Life cycle assessment of*

pork, chicken meat, egg and milk production. In: Federal Department of Economic Affairs DEA. Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, Zürich, Switzerland.

Brasil. (2011). *Produção Pecuária Municipal 2011*. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Pecuaria/Producao_da_Pecuaria_Municipal/2011/ppm2011.pdf. Accessed 1 Feb. 2013.

Dalla Costa, O. A., Amaral, A. L., Ludke, J. V., Coldebella, A., Figueiredo, E. A. P. (2008). Desempenho, características de carcaça, qualidade da carne e condição sanitária de suínos criados nas fases de crescimento e terminação nos sistemas confinados convencional e de cama sobreposta. *Ciênc Rural*, 38, 2307-2313.

Dalgaard, R. (2007). *The environmental impact of pork production from a life cycle perspective*. 143p. Ph. D. Thesis – Faculty of Agricultural Sciences, University of Aarhus and Department of Development and Planning, Aalborg University, September.

<http://www.lcafood.dk/Afhandling36.pdf>. Accessed 28 Aug. 2011.

Elferink, E. V., Nonhebel, S., Moll, H. C. (2008). Feeding livestock food residue and the consequences for the environmental impact of meat. *J Clean Prod*, 16, 1227-1233.

Eriksson, I. S., Elmquist, H., Stern, S., Nybrant, T. (2005). Environmental system analysis of pig production and the impact of feed choice. *Int J Life Cycle Assess*, 10, 143-154.

Ferreira, R. A., Oliveira, R. F. M. de, Donzele, J. L., Araújo, C. V., Silva, F. C. O., Fontes, D. O., Saraiva, E. P. (2005). Redução do nível de proteína bruta e suplementação de aminoácidos em rações para suínos machos castrados mantidos em ambiente termoneutro dos 30 aos 60 kg. *Rev Bras Zootecn*, 34, 548-556.

Gac, A., Béline, T., Bioteau, T. (2006). *Flux de gaz à effet de serre (CH₄, N₂O) et d'ammoniac (NH₃) liés à la gestion des déjections animales*: Synthèse bibliographique et élaboration d'une base de données. Rapport final. Département Milieux aquatiques, Unité de Recherche, Gestion environnementale et traitement biologique des déchets. Rennes.

Hörndahl, T. (2008). *Energy use in farm buildings: A study of 16 farms with different enterprises*. Revised and translated second edition. Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Landscape Planning, Horticulture and Agricultural Science. Report 2008:8.

IPCC. (2006). *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 4, Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Chapter 10, Authors: Dong, H., Mangino, J., Mcallister, T. A., Hatfield, J. L., Johnson, D. E., Lassey, K. R., de Lima, M. A., Romanovskaya, A. Emissions from Livestock and Manure Management.

IPCC (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.

Kingston, C., Fry J. M., Aumonier, S. (2009). *Life Cycle Assessment of Pork*. Final Report, Environmental Resources Management, Agriculture and Horticulture Development Board Meat Services – AHDBMS, September.

Kool, A., Blonk, H., Ponsioen T., Sukkel, W., Vermeer, H., de Vries, J., Hoste, R. (2009). *Carbon footprints of conventional and organic pork: Assessment of typical production systems in the Netherlands, Denmark, England and Germany*. Blonk Milieu Advies BV. Netherland, November.

Meul, M., Ginneberge, C., van Middelaar, C. E., de Boer, I. J. M., Fremaut, D., Haesaert, G. (2012). Carbon footprint of five pig diets using three land use change accounting methods. *Livestock Science*, 149, 215–223.

Moreira, I., Mourinho, F. L., Carvalho, P. L. O., Paiano, D., Piano, L. M., Kuroda Jr, I. S. (2009). Avaliação nutricional da casca de soja com ou sem complexo enzimático na alimentação de leitões na fase inicial. *Rev Bras Zootecn*, 38(12), 2408-2416.

Nguyen, T. L. T., Hermansen, J. E., Mogensen, L. (2011). *Environmental assessment of Danish pork*. Aarhus University,

Department of Agroecology. Denmark, Report n° 103, April.
www.agrsci.au.dk. Accessed 10 Dec. 2011.

Nguyen, T. T. H., Bouvarel, I., Ponchant, P., van der Werf, H. M. G. (2012). Using environmental constraints to formulate low-impact poultry feeds. *J Clean Prod*, 28, 215-224.

Oliveira, P. A. V. (2004). *Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos*: manual de boas práticas. Programa Nacional do Meio Ambiente – PNMA II. Embrapa Suínos e Aves, Concórdia-SC, 109p.

Oliveira, V., Fialho, E. T., Lima, J. A. F., Freitas, R. T. F. de, Sousa, R. V., Bertechini, A. G. (2006). Desempenho e composição corporal de suínos alimentados com rações com baixos teores de proteína bruta. *Pesqui Agropecu Bras*, 41, 1775-1780.

Orlando, U. A. D., Oliveira, R. F. M. de, Donzele, J. L., Ferreira, R. A., Vaz, R. G. M. V. (2007). Níveis de proteína bruta e suplementação de aminoácidos em dietas para leitões mantidas em ambiente de alta temperatura dos 60 aos 100 kg. *Rev Bras Zootecn*, 36, 1069-1075.

Orlando, U. A. D., Oliveira, R. F. M. de, Donzele, J. L., Lopes, D. C., Silva, F. C. O., Generoso, R. A. R. (2001). Níveis de proteína bruta para leitões dos 30 aos 60 kg mantidas em ambientes de alta temperatura (31°C). *Rev Bras Zootecn*, 30, 1536-1543.

Prudêncio da Silva Jr, V., van der Werf, H. M. G., Soares, S. R., Spies, A. (2010). Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios. *J Environ Manage*, 91, 1831-1839.

Prudêncio da Silva Jr, V. (2011). *Effects of intensity and scale of production on environmental impacts of poultry meat production chains*- LCA of French and Brazilian poultry production scenarios. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

SBCS. (2004). *Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina*. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Comissão de Química e Fertilidade do Solo. 10ª ed. Porto Alegre, 400p.

Spies, A. (2003). *The sustainability of the pig and poultry industries in Santa Catarina, Brazil: a framework for change*. A Thesis Submitted for the Degree of Doctor of Philosophy. School of Natural and Rural Systems Management - University of Queensland, Brisbane, Australia.

Tavares, J. M. R. (2012). *Medição do consumo de água e da produção de dejetos na suinocultura*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 241p.

United States Department of Agriculture. USDA. (2013). Foreign Agricultural Service. *Livestock and poultry: world markets and trade*. 2014: Record Global Meat Trade
http://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/livestock_poultry.pdf .
Accessed: 19 March 2014.

van der Werf, H. M. G., Petit, J. (2002). Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agric Ecosyst Environ*, 93, 131–145.

Vidal, T. Z. B., Fontes, D. O., Silva, F. C. O., Vasconcellos, C. H. F., Silva, M. A., Kill, J. L., Souza, L. P. O. (2010). Efeito da redução da proteína bruta e da suplementação de aminoácidos para suínos machos castrados, dos 70 aos 100 kg. *Arq Bras Med Vet Zoo*, 62, 914-920.

Wenzel, H., Hauschild, M., Alting, L. (2001). *Environmental Assessment of Products: Volume 1: Methodology, Tools and Case Studies in Product Development*. 3th Ed. Massachusetts: Kluwer Academic Publishers, 539p.

Williams, A. G., Audsley, E., Sandars, D. L. (2006) *Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities*. Main Report. Defra Research Project IS0205. Bedford: Cranfield University and Defra. www.silsoe.cranfield.ac.uk, and www.defra.gov.uk

APÊNDICE G - Routine to estimate the N-related emissions in MATLAB and SimaPro

❖SimaPro

This routine was developed to be used in the SimaPro software to estimate the uncertainties in N-related emissions in manure management from facilities until the manure applied into soil. Calculation procedure and explanation are given in APÊNDICE A. Texts highlighted in gray are the input parameters of the model. **Note:** to run this routine in a Monte Carlo simulation you need a professional version of the software or the PhD license.

In the main interface of SimaPro, go to ‘Parameters’ in the ‘Inventory’ menu.

• Input parameters

Name	Value	Distribution	Comments
TAN_0	3.09		TAN excreted (kg/m ³)
ON_0	2.16		N-organic excreted (kg/m ³)
MR_h	0.185		Mineralized rate (kg/kg), is the proportion of the organic N entering the house (h) that is mineralized
MR_s_S	0.185		Mineralized rate (kg/kg), is the proportion of the organic N entering the storage (s) that is mineralized. For Scce.Ref (S)
MR_b	0.846		Mineralized rate (kg/kg), is the proportion of the organic N entering the biodigester (b) that is mineralized.
MR_s_B	0.35		Mineralized rate (kg/kg), is the proportion of the organic N entering the storage (s) that is mineralized. For Scce.Flare and Scce.CHP (B)
NO3_N	0.226		Convert NO ₃ -N to NO ₃
P	1.23		P in excreted manure (kg/m ³)
K	2.17		K in excreted manure (kg/m ³)
P2O5	2.29		Convert P into P ₂ O ₅
K2O	1.205		Convert K into K ₂ O

• Calculated parameters

Name	Value	Comments
NH3_N	17/14	Convert NH ₃ -N to NH ₃
N2O_N	44/28	Convert N ₂ O-N to N ₂ O
NOx_N	46/14	Convert NO _x -N to NO _x

Slurry tanks (See.Ref)

Then, in the unit process go to 'Parameters'

- **Input parameters**

Name	Value	Distribution	Mín	Máx	Coments
e_1	0.25	Uniform	0.146	0.51	emission factor for NH3 emitted in house (kg/kg)
e_2	0.085	Uniform	0.042	0.127	emission factor for NH3 emitted in storage (kg/kg)
e_3	0	Uniform	0	0.017	emission factor for N2O emitted in storage (kg/kg)
e_4	3	-			emission factor for N2 emitted in storage (kg/kg)
e_5	0.256	Uniform	0.055	0.462	emission factor for NH3 emitted in field (kg/kg)
e_6	0.0137	Uniform	0.001	0.04	emission factor for N2O emitted in field (kg/kg)
e_7	0.041	-			emission factor for N2 emitted in field (kg/kg)
e_8	0.1	-			emission factor for NO emitted in field (kg/kg)
e_9	0.395	-			emission factor for NO3 emitted in field (kg/kg)
MFE	0.75	-			Mineral fertilizer equivalent is the potential to substitute mineral fertilizer (kg/kg)

- **Calculated parameters**

Name	Equation	Comments
TAN_h	$TAN_0+(MR_h*ON_0)$	Available TAN in housing (h) (kg/m3)
ON_s_S	$ON_0*(1-MR_h)$	N-organic ex-house (ex-biodigester), entering in the storage system (s) (kg/m3)
TAN_s	$TAN_h*(1-e_1)+MR_s_S*ON_s_S$	Available TAN in storage (s) (kg/m3)
NH3_h	TAN_h*e_1	NH3 emissions in house (h) (kg NH3-N)
NH3_s	TAN_s*e_2	NH3 emissions in storage (s) (kg NH3-N)
N2Od_s	TAN_s*e_3	Direct N2O emissions in storage (s) (kg N2O-N)
N2_s	$N2Od_s*e_4$	N2 emissions in storage (s) (kg N2-N)
NO_s	$N2Od_s*1$	NO emissions in storage (s) (kg NO-N)
N2Oiv_s	$(NH3_s+NO_s)*0,01$	Indirect N2O emissions from NH3-N+NO-N volatilized (v) in storage (s) (kg N2O-N)
TAN_f	$TAN_s-(NH3_s+5*N2Od_s)$	Available TAN applied in field (f) (kg/m3)
NH3_f	TAN_f*e_5	NH3 emissions in field (f) (kg NH3-N)
ON_f	$ON_0*(1-MR_h)*(1-MR_s_S)$	N-organic ex-storage available to application in field (f) (kg/m3)
TN_f	$TAN_f-NH3_f+ON_f$	Available TAN applied in field (f) (kg/m3)
N2Od_f	TN_f*e_6	Direct N2O emissions in field (f) (kg N2O-N)

N2_f	TN_f*e_7	N2 emissions in field (f) (kg N2-N)
NO_f	N2Od_f*e_8	NO emissions in field (f) (kg NO-N)
N2Oiv_f	(NH3_f+NO_f)*0,01	Indirect N2O emissions from NH3-N+NO-N volatilized (v) in field (f) (kg N2O-N)
NO3_f	TN_f*e_9	NO3 leaching after field application (f) (kg NO3-N)
N2Oil_f	NO3_f*0,0075	Indirect N2O emissions from NO3 leaching (l) in field (f) (kg N2O-N)
AN_f	(TAN_f+ON_f)*MFE	Available N applied in field (kg/m3)
AP_f	(0,07*(1+0,2/80*P)+0,175*(1+0,7/80*P))	Available P applied in field (kg/m3)
Avoided_fertilizer	((AN_f/(AN_f/(AN_f+AP_f*P2O5+K*K2O)*0,45)*0,8)+(AP_f/(AP_f/(AN_f+AP_f*P2O5+K*K2O)*0,42)*0,9)+(K*K2O/(K*K2O/(AN_f+AP_f*P2O5+K*K2O)*0,60)*1))/3	The avoided fertilizer was modeled using a combination of urea, triple superphosphate and potassium chloride, equivalent to the fertilizing potential of manure (urea contains 45% N, triple superphosphate 42% P2O5 and KCl has 60% K2O); to estimate the amount of NPK fertilizer avoided, we used efficiency rates of 0.8, 1 and 1, to NPK, for urea, triple superphosphate and KCl, respectively.

Then, in the unit process go to ‘Inputs/Outputs’

Emissions to air

Name	Quantity	Unit	Distribution	Comments
Ammonia	NH3_h*NH3_N	kg	Undefined	Ammonia emissions from N-excreted in house.
Ammonia	NH3_s*NH3_N	kg	Undefined	Ammonia emissions from manure storage.
Dinitrogen monoxide	N2Od_s*N2O_N	kg	Undefined	Direct nitrous oxide emissions from manure storage.
Nitrogen	N2_s	kg	Undefined	Nitrogen gas emissions from manure storage.
Nitrogen oxides	NO_s*NOx_N	kg	Undefined	Nitrogen oxides emissions from manure storage.
Dinitrogen monoxide	N2Oiv_s*N2O_N	kg	Undefined	Indirect (NH3-N+NOx+N) nitrous oxide emissions from manure storage.
Ammonia	NH3_f*NH3_N	kg	Undefined	Ammonia emissions from manure application to soil.
Dinitrogen monoxide	N2Od_f*N2O_N	kg	Undefined	Direct nitrous oxide emissions from manure application.
Nitrogen	N2_f	kg	Undefined	Dinitrogen emissions from manure application to soil.
Nitrogen oxides	NO_f*NOx_N	kg	Undefined	Nitrogen oxides from manure application to soil.
Dinitrogen monoxide	N2Oiv_f*N2O_N	kg	Undefined	Indirect (NH3-N+NOx+N) nitrous oxide emissions

Dinitrogen monoxide	$N2O_{oil_f} * N2O_N$	kg	Undefined	from manure application. Indirect (NO ₃ leaching) nitrous oxide emissions from manure application.
---------------------	-------------------------	----	-----------	--

Emissions to water

Nitrate	$NO3_f * NO3_N$	kg	Undefined	Nitrate leaching.
---------	-------------------	----	-----------	-------------------

Biodigester + slurry tanks (See.Flare and See.CHP)

Then, in the unit process go to 'Parameters'

• *Input parameters*

Name	Value	Distribution	Mín	Máx	Coments
e_1	0.25	Uniform	0.212	0.51	emission factor for NH ₃ emitted in house (kg/kg)
e_2	0.085	Uniform	0.042	0.127	emission factor for NH ₃ emitted in storage (kg/kg)
e_3	0	Uniform	0	0.017	emission factor for N ₂ O emitted in storage (kg/kg)
e_4	3	-			emission factor for N ₂ emitted in storage
e_5	0.256	Uniform	0.181	0.256	emission factor for NH ₃ emitted in field (kg/kg)
e_6	0.008	Uniform	0.004	0.008	emission factor for N ₂ O emitted in field (kg/kg)
e_7	0.035	-			emission factor for N ₂ emitted in field (kg/kg)
e_8	0.1	-			emission factor for NO emitted in field (kg/kg)
e_9	0.369	-			emission factor for NO ₃ emitted in field (kg/kg)
MFE	0.85	-			Mineral fertilizer equivalent is the potential to substitute mineral fertilizer (kg/kg)

• *Calculated parameters*

Name	Equation	Comments
TAN_h	$TAN_0 + (MR_h * ON_0)$	Available TAN in housing (h) (kg/m ³)
NH ₃ _h	$TAN_h * e_1$	NH ₃ emissions in house (h) (kg NH ₃ -N)
ON_b	$ON_0 * (1 - MR_h)$	N-organic ex-house, entering in the biodigester (b) (kg/m ³)
TAN_b	$TAN_h * (1 - e_1) + MR_b * ON_b$	Available TAN in biodigester (b) (kg/m ³)
ON_s	$ON_0 * (1 - MR_h) * (1 - MR_b)$	N-organic ex-biodigester, entering in the storage system (s) (kg/m ³)
TAN_s	$TAN_b + MR_s_B * ON_s$	Available TAN in storage (s) (kg/m ³)
NH ₃ _s	$TAN_s * e_2$	NH ₃ emissions in storage (s) (kg NH ₃ -N)
N ₂ O _d _s	$TAN_s * e_3$	Direct N ₂ O emissions in storage (s) (kg N ₂ O-N)

N2_s	$N2Od_s * e_4$	N2 emissions in storage (s) (kg N2-N)
NO_s	$N2Od_s * 1$	NO emissions in storage (s) (kg NO-N)
N2Oiv_s	$(NH3_s + NO_s) * 0,01$	Indirect N2O emissions from NH3-N+NO-N volatilized (v) in storage (s) (kg N2O-N)
TAN_f	$TAN_s - (NH3_s + 5 * N2Od_s)$	Available TAN applied in field (f) (kg/m3)
NH3_f	$TAN_f * e_5$	NH3 emissions in field (f) (kg NH3-N)
ON_f	$ON_0 * (1 - MR_h) * (1 - MR_b) * (1 - MR_s_B)$	N-organic ex-storage available to application in field (f) (kg/m3)
TN_f	$TAN_f - NH3_f + ON_f$	Available TAN applied in field (f) (kg/m3)
N2Od_f	$TN_f * e_6$	Direct N2O emissions in field (f) (kg N2O-N)
N2_f	$TN_f * e_7$	N2 emissions in field (f) (kg N2-N)
NO_f	$N2Od_f * e_8$	NO emissions in field (f) (kg NO-N)
N2Oiv_f	$(NH3_f + NO_f) * 0,01$	Indirect N2O emissions from NH3-N+NO-N volatilized (v) in field (f) (kg N2O-N)
NO3_f	$TN_f * e_9$	NO3 leaching after field application (f) (kg NO3-N)
N2Oil_f	$NO3_f * 0,0075$	Indirect N2O emissions from NO3 leaching (l) in field (f) (kg N2O-N)
AN_f	$(TAN_f + ON_f) * MF$ E P-	Available N applied in field (kg/m3)
AP_f	$(0,07 * (1 + 0,2/80 * P) + 0,175 * (1 + 0,7/80 * P))$ $((AN_f / (AN_f / (AN_f + AP_f * P2O5 + K * K2O) * 0,45) * 0,8) + (AP_f / (AP_f / (AN_f + AP_f * P2O5 + K * K2O) * 0,42) * 0,9) + (K * K2O / (K * K2O / (AN_f + AP_f * P2O5 + K * K2O) * 0,60) * 1)) / 3$	Available P applied in field (kg/m3) The avoided fertilizer was modeled using a combination of urea, triple superphosphate and potassium chloride, equivalent to the fertilizing potential of manure (urea contains 45% N, triple superphosphate 42% P2O5 and KCl has 60% K2O); to estimate the amount of NPK fertilizer avoided, we used efficiency rates of 0.8, 1 and 1, to NPK, for urea, triple superphosphate and KCl, respectively.
Avoided_f fertilizer		

Then, in the unit process go to ‘Inputs/Outputs’ – **Same equations from the slurry tanks.**

Composting (See.Comp)

Then, in the unit process go to ‘Parameters’

- **Input parameters**

Name	Value	Distribution	Mín	Máx	Coments
e_1	0.25	Uniform	0.212	0.51	emission factor for NH3 emitted in house (kg/kg)
e_2	0.013	Uniform	0.119	0.198	emission factor for NH3 emitted in storage (kg/kg)
e_3	0.044	Uniform	0.013	0.102	emission factor for N2O emitted in storage (kg/kg)
e_4	0.297	-			emission factor for N2 emitted in storage

e_5	0.39	Uniform	0.152	0.39	emission factor for NH ₃ emitted in field (kg/kg)
e_6	0.02	Uniform	0.01	0.02	emission factor for N ₂ O emitted in field (kg/kg)
e_7	0.02	-			emission factor for N ₂ emitted in field (kg/kg)
e_8	0.1	-			emission factor for NO emitted in field (kg/kg)
e_9	0.304	-			emission factor for NO ₃ emitted in field (kg/kg)
MFE	0.85	-			Mineral fertilizer equivalent is the potential to substitute mineral fertilizer (kg/kg)
MW	1026	-			Total manure weight in the composting process (kg/m)
FS_r	0.104	-			Fresh weight rate of structural material (substrate) added in the composting process per unit mass of manure (kg/kg)
DMS_r	0.858	-			Dry matter content of the structural material (substrate) added to compost (kg/kg)
NS	0.0026	-			The concentration of N in the structural material (substrate) (kg/kg)
MR_s	0.6	-			Mineralized rate (kg/kg), is the proportion of the organic N entering the storage (s) that is mineralized

• Calculated parameters

Name	Equation	Comments
TAN_h	$TAN_0 + MR_h * ON_0$	Available TAN in housing (h) (kg/m ³)
NH ₃ _h	$TAN_h * e_1$	NH ₃ emissions in house (h) (kg NH ₃ -N)
ON_s	$ON_0 * (1 - MR_h) + MW * FS_r * DMS_r * NS$	N-organic ex-house, entering in the storage system (s) (kg/m ³)
TAN_s	$TAN_h * (1 - e_1) + MR_s * ON_s$	Available TAN in storage (s) (kg/m ³)
NH ₃ _s	$TAN_s * e_2$	NH ₃ emissions in storage (s) (kg NH ₃ -N)
N ₂ O _{d_s}	$TAN_s * e_3$	Direct N ₂ O emissions in storage (s) (kg N ₂ O-N)
N ₂ _s	$TAN_s * e_4$	N ₂ emissions in storage (s) (kg N ₂ -N)
NO_s	$N2O_d_s * 1$	NO emissions in storage (s) (kg NO-N)
N ₂ O _{iv_s}	$(NH3_s + NO_s) * 0,01$	Indirect N ₂ O emissions from NH ₃ -N+NO-N volatilized (v) in storage (s) (kg N ₂ O-N)
TAN_f	$TAN_s - (NH3_s + 2 * N2O_d_s + N2_s)$	Available TAN applied in field (f) (kg/m ³)
NH ₃ _f	$TAN_f * e_5$	NH ₃ emissions in field (f) (kg NH ₃ -N)
ON_f	$ON_0 * (1 - MR_h) + MW * FS_r * DMS_r * NS * (1 - MR_s)$	N-organic ex-storage available to application in field (f) (kg/m ³)
TN_f	$TAN_f - NH3_f + ON_f$	Available TAN applied in field (f) (kg/m ³)

N2Od_f	TN_f*e_6	Direct N2O emissions in field (f) (kg N2O-N)
N2_f	TN_f*e_7	N2 emissions in field (f) (kg N2-N)
NO_f	N2Od_f*e_8	NO emissions in field (f) (kg NO-N)
N2Oiv_f	(NH3_f+NO_f)*0,01	Indirect N2O emissions from NH3-N+NO-N volatilized (v) in field (f) (kg N2O-N)
NO3_f	TN_f*e_9	NO3 leaching after field application (f) (kg NO3-N)
N2Oil_f	NO3_f*0,0075	Indirect N2O emissions from NO3 leaching (l) in field (f) (kg N2O-N)
AN_f	(TAN_f+ON_f)*MF E	Available N applied in field (kg/m3)
AP_f	(0,07*(1+0,2/80*P)+ 0,175*(1+0,7/80*P))	Available P applied in field (kg/m3)
Avoided_f ertilizer	((AN_f/(AN_f/(AN_f +AP_f*P2O5+K*K2 O)*0,45)*0,8)+(AP_f /(AP_f/(AN_f+AP_f* P2O5+K*K2O)*0,42)*0,9)+(K*K2O/(K* K2O/(AN_f+AP_f*P 2O5+K*K2O)*0,60)* 1))/3	The avoided fertilizer was modeled using a combination of urea, triple superphosphate and potassium chloride, equivalent to the fertilizing potential of manure (urea contains 45% N, triple superphosphate 42% P2O5 and KCl has 60% K2O); to estimate the amount of NPK fertilizer avoided, we used efficiency rates of 0.8, 1 and 1, to NPK, for urea, triple superphosphate and KCl, respectively.

Then, in the unit process go to ‘Inputs/Outputs’ – **Same equations from the slurry tanks.**

❖Matlab

This routine was developed to be used in the MATLAB software to estimate the uncertainties in N-related emissions in manure management from facilities until the manure applied into soil. Calculation procedure and explanation are given in APÊNDICE A. Texts highlighted in gray are the input parameters of the model.

In the Command window after inserting the routine below, type:

random MC_N_ **desired function** (e.g. *MC_N_slurry_tanks*)

Slurry tanks (See.Ref)

```
function [] = MC_N_slurry_tanks
% MC_N_slurry_tanks
% MC number of trials
```

```

N = 10000;
% bounds for emission factors
e1_lim = [0.146, 0.510];
e2_lim = [0.042, 0.127];
e3_lim = [0.000, 0.017];
e5_lim = [0.055, 0.462];
e6_lim = [0.001, 0.040];

% MC values
e1 = unifrnd(e1_lim(1), e1_lim(2),N,1);
e2 = unifrnd(e2_lim(1), e2_lim(2),N,1);
e3 = unifrnd(e3_lim(1), e3_lim(2),N,1);
e5 = unifrnd(e5_lim(1), e5_lim(2),N,1);
e6 = unifrnd(e6_lim(1), e6_lim(2),N,1);

[NH3_h, NH3_s, N2Od_s, N2_s, NO_s, N2Oiv_s, NH3_f,
N2Od_f, N2_f, NO_f, N2Oiv_f,...
NO3_f, N2Oil_f, NF] = est_emiss_N_slurry_tanks_new(
e1,e2,e3,e5,e6 );

matrix = [NH3_h, NH3_s, N2Od_s, N2_s, NO_s, N2Oiv_s,
NH3_f, N2Od_f, N2_f, NO_f, ...
N2Oiv_f, NO3_f, N2Oil_f, NF];
xlswrite('C:\insert correct directory here\Slurry
tanks\excel.xls',matrix);

function [NH3_h, NH3_s, N2Od_s, N2_s, NO_s, N2Oiv_s,
NH3_f, N2Od_f, N2_f, NO_f, N2Oiv_f,...
NO3_f, N2Oil_f, NF] = est_emiss_N_slurry_tanks_new(
e1,e2,e3,e5,e6 )
%UNTITLED Summary of this function goes here
% Detailed explanation goes here
% default values for INPUT VARS
TAN_0 = 3.090; % total ammoniacal nitrogen excreted
[kg]
ON_0 = 2.160; % organic nitrogen excreted [kg]

% default values for PARAMETERS
MR_h = 0.185; % mineralization rate of ON_0 [kg/kg]
MR_s = 0.185; % mineralization rate of ON_s [kg/kg]

MFE = 0.75; % fertilizing potential from manure

% constant default values for EMISSION FACTORS
e4 = 3; % emission factor for N2 emitted in
storage [kg/kg]
e7 = 0.041; % emission factor for N2 emitted in
field [kg/lg]

```



```

e8 = 0.1; % emission factor for NO emitted in
field [kg/kg]
e9 = 0.395; % emission factor for NO3 emitted in
field [kg/kg]

% EMISSIONS IN FACILITIES
% available total ammoniacal nitrogen
TAN_h = TAN_0+MR_h*ON_0;
% emissão de amonia
NH3_h = TAN_h*e1;

% EMISSIONS IN STORAGE
% available organic nitrogen
ON_s = ON_0*(1-MR_h);
% available total ammoniacal nitrogen in storage
TAN_s = TAN_h*(1-e1)+MR_s*ON_s;
% ammonia emissions
NH3_s = TAN_s.*e2;
% direct nitrous oxide emissions
N2Od_s = TAN_s.*e3;
% nitrogen gas emissions
N2_s = N2Od_s.*e4;
% nitrogen monoxide emissions
NO_s = N2Od_s*1;
% indirect nitrous oxide emissions from NH3 and NO
N2Oiv_s = (NH3_s + NO_s)*0.01;

% EMISSIONS IN MANURE APPLICATION IN SOIL
% total ammoniacal nitrogen applied in soil
TAN_f = TAN_s - (NH3_s + 5*N2Od_s);
% ammonia emissions
NH3_f = TAN_f.*e5;
% organic nitrogen applied in soil
ON_f = ON_0*(1-MR_h)*(1-MR_s);
% total nitrogen available (TAN+ON)
TN_f = TAN_f - NH3_f + ON_f;
% direct nitrous oxide emissions
N2Od_f = TN_f.*e6;
% nitrogen gas emissions
N2_f = TN_f.*e7;
% nitrogen monoxide emissions
NO_f = N2Od_f.*e8;
% indirect nitrous oxide emissions from NH3 and NO2
N2Oiv_f = (NH3_f + NO_f)*0.01;
% NO3 leaching
NO3_f = TN_f.*e9;
% indirect nitrous oxide emissions from NO3
N2Oil_f = NO3_f*0.0075;
% nitrogen fertilizer
NF = (TAN_f + ON_f)*MFE;

```

end

Biodigester + slurry tanks (See.Flare and See.CHP)

```
function [STA] = MC_N_biodigester

% MC_N_biodigester
% MC number of trials
N = 10000;
% bounds for emission factors
e1_lim = [0.146, 0.510];
e2_lim = [0.042, 0.127];
e3_lim = [0.000, 0.017];
e5_lim = [0.181, 0.256];
e6_lim = [0.004, 0.008];

% MC values
e1 = unifrnd(e1_lim(1),e1_lim(2),N,1);
e2 = unifrnd(e2_lim(1),e2_lim(2),N,1);
e3 = unifrnd(e3_lim(1),e3_lim(2),N,1);
e5 = unifrnd(e5_lim(1),e5_lim(2),N,1);
e6 = unifrnd(e6_lim(1),e6_lim(2),N,1);

[NH3_h, NH3_s, N2Od_s, N2_s, NO_s, N2Oiv_s, NH3_f,
N2Od_f, N2_f, NO_f, ...
N2Oiv_f, NO3_f, N2Oil_f, NF] =
est_emiss_N_biodigester(e1,e2,e3,e5,e6);

[NH3_h, NH3_s, N2Od_s, N2_s, NO_s, N2Oiv_s, NH3_f,
N2Od_f, N2_f, NO_f, ...
N2Oiv_f, NO3_f, N2Oil_f, NF]

% Export file to excel-----
-----

excel_file = [NH3_h, NH3_s, N2Od_s, N2_s, NO_s, N2Oiv_s,
NH3_f, N2Od_f, N2_f, NO_f, ...
N2Oiv_f, NO3_f, N2Oil_f, NF];
minimos = min(excel_file);
maximos = max(excel_file);
media = mean(excel_file);
desvio = std(excel_file);
STA = [media;minimos;maximos;desvio];

xlswrite('C:\insert correct directory
here\Biodigester\excel.xls',matrix);
```

```

function [NH3_h, NH3_s, N2Od_s, N2_s, NO_s, N2Oiv_s,
NH3_f, N2Od_f, N2_f, NO_f, N2Oiv_f,...
        NO3_f, N2Oil_f, NF] =
est_emiss_N_biodigester(e1,e2,e3,e5,e6)
%UNTITLED Summary of this function goes here
% Detailed explanation goes here
% default values for INPUT VARS
TAN_0 = 3.090; % total ammoniacal nitrogen excreted
[kg]
ON_0 = 2.160; % organic nitrogen excreted [kg]

% default values for PARAMETERS
MR_h = 0.185; % mineralization rate of ON_0 [kg/kg]
MR_s = 0.350; % mineralization rate of ON_s [kg/kg]
MR_b = 0.846; % mineralization rate of ON_ [kg/kg]

MFE = 0.85; % fertilizing potential from manure
% constant default values for EMISSION FACTORS
e4 = 3;
e7 = 0.035;
e8 = 0.1;
e9 = 0.369;

% EMISSIONS IN FACILITIES
% total ammoniacal nitrogen
TAN_h = TAN_0+MR_h*ON_0;
% ammonia emissions
NH3_h = TAN_h*e1;

% EMISSIONS IN STORAGE
% organic nitrogen available in biodigester
ON_b = ON_0*(1-MR_h);
% ammoniacal nitrogen available in biodigester
TAN_b = TAN_h*(1-e1)+MR_b*ON_b;
% organic nitrogen available in slurry tanks
ON_s = ON_0*(1-MR_h)*(1-MR_b);
% ammoniacal nitrogen available in slurry tanks
TAN_s = TAN_b+MR_s*ON_s;
% ammonia emissions
NH3_s = TAN_s.*e2;
% direct nitrous oxide emissions
N2Od_s = TAN_s.*e3;
% nitrogen gas emissions
N2_s = N2Od_s.*e4;
% nitrogen oxide emissions
NO_s = N2Od_s*1;
% indirect nitrous oxide emissions from NH3 and NO
N2Oiv_s = (NH3_s + NO_s)*0.01;

% EMISSIONS IN MANURE APPLICATION IN SOIL

```

```

% total ammoniacal nitrogen applied in soil
TAN_f = TAN_s - (NH3_s + 5*N2Od_s);
% ammonia emissions in soil
NH3_f = TAN_f.*e5;
% organic nitrogen emissions in soil
ON_f = ON_0*(1-MR_h)*(1-MR_s);
% total nitrogen available (TAN+ON)
TN_f = TAN_f - NH3_f + ON_f;
% direct nitrous oxide emissions
N2Od_f = TN_f.*e6;
% nitrogen gas emissions
N2_f = TN_f*e7;
% nitrogen oxides emissions
NO_f = N2Od_f*e8;
% indirect nitrous oxide emissions from NH3 and NO2
N2Oiv_f = (NH3_f + NO_f)*0.01;
% NO3 leaching
NO3_f = TN_f*e9;
% indirect nitrous oxide emissions from NO3
N2Oil_f = NO3_f*0.0075;
% nitrogen fertilizer
NF = (TAN_f + ON_f)*MFE;
end

```

Composting (See.Comp)

```

function [STA] = MC_N_composting
% MC_N_composting
% MC number of trials
N = 10000;
% bounds for emission factors
e1_lim = [0.146, 0.510];
e2_lim = [0.130, 0.170];
e3_lim = [0.008, 0.060];
e5_lim = [0.152, 0.390];
e6_lim = [0.010, 0.020];

% MC values
e1 = unifrnd(e1_lim(1), e1_lim(2),N,1);
e2 = unifrnd(e2_lim(1), e2_lim(2),N,1);
e3 = unifrnd(e3_lim(1), e3_lim(2),N,1);
e5 = unifrnd(e5_lim(1), e5_lim(2),N,1);
e6 = unifrnd(e6_lim(1), e6_lim(2),N,1);

[NH3_h, NH3_s, N2Od_s, N2_s, NO_s, N2Oiv_s, NH3_f,
N2Od_f, N2_f, NO_f, ...
N2Oiv_f, NO3_f, N2Oil_f, NF] =
est_emiss_N_composting_new( e1,e2,e3,e5,e6 );

```

```

[NH3_h, NH3_s, N2Od_s, N2_s, NO_s, N2Oiv_s, NH3_f,
N2Od_f, N2_f, NO_f, ...
    N2Oiv_f, NO3_f, N2Oil_f, NF]

% Export file to excel-----
-----

excel_file = [NH3_h, NH3_s, N2Od_s, N2_s, NO_s, N2Oiv_s,
NH3_f, N2Od_f, N2_f, NO_f, ...
    N2Oiv_f, NO3_f, N2Oil_f, NF];
minimos = min(excel_file);
maximos = max(excel_file);
media = mean(excel_file);
desvio = std(excel_file);
STA = [media;minimos;maximos;desvio];

xlswrite('C:\insert correct directory
here\Composting\excel.xls',matrix);

function [NH3_h, NH3_s, N2Od_s, N2_s, NO_s, N2Oiv_s,
NH3_f, N2Od_f, N2_f, NO_f, N2Oiv_f,...
    NO3_f, N2Oil_f, NF] = est_emiss_N_composting(
e1,e2,e3,e5,e6 )
%UNTITLED Summary of this function goes here
% Detailed explanation goes here
TAN_0 = 3.090; % total ammoniacal nitrogen excreted
[kg]
ON_0 = 2.160; % organic nitrogen excreted [kg]

% default values for PARAMETERS
MR_h = 0.185; % mineralization rate of ON_0 [kg/kg]
MR_s = 0.600; % mineralization rate of ON_s [kg/kg]
MW = 1026; % density of manure [kg/m3]
FS_r = 0.214; % fresh mass rate (substrate) add
[kg/kg]
DMS_r = 0.858; % dry matter in substrate [kg/kg]
NS = 0.0026; % N concentration in substrate
[kg/kg]

MFE = 0.85; % fertilizing potential from manure

% constant default values for EMISSION FACTORS
e4 = 0.297; % emission factor for N2 emitted in
storage [kg/kg]
e7 = 0.020; % emission factor for N2 emitted in
field [kg/kg]
e8 = 0.1; % emission factor for NO emitted in
field [kg/kg]
e9 = 0.304; % emission factor for NO3 emitted in
field [kg/kg]

```

```

% EMISSIONS IN FACILITIES
% total ammoniacal nitrogen available
TAN_h = TAN_0+MR_h*ON_0;
% ammonia emissions
NH3_h = TAN_h*e1;

% EMISSIONS IN STORAGE
% organic nitrogen in composting
ON_s = ON_0*(1-MR_h)+MW*FS_r*DMS_r*NS;
% total ammoniacal nitrogen in composting
TAN_s = TAN_h*(1-e1)+ MR_s*ON_s;
% ammonia emissions
NH3_s = TAN_s.*e2;
% direct nitrous oxide emissions
N2Od_s = TAN_s.*e3;
% nitrogen gas emissions
N2_s = TAN_s.*e4;
% nitrogen oxides emissions
NO_s = N2Od_s*1;
% indirect nitrous oxide emissions from NH3 and NO
N2Oiv_s = (NH3_s + NO_s)*0.01;

% EMISSIONS IN MANURE APPLICATION IN SOIL
% total ammoniacal nitrogen applied in soil
TAN_f = TAN_s - (NH3_s + 5*N2Od_s);
% ammonia emissions
NH3_f = TAN_f.*e5;
% organic nitrogen applied in soil
ON_f = ON_0*(1-MR_h)*(1-MR_s);
% total nitrogen available (TAN+ON)
TN_f = TAN_f - NH3_f + ON_f;
% direct nitrous oxide emissions
N2Od_f = TN_f.*e6;
% nitrogen gas emissions
N2_f = TN_f.*e7;
% nitrogen oxides emissions
NO_f = N2Od_f.*e8;
% indirect nitrous oxide emissions from NH3 and NO2
N2Oiv_f = (NH3_f + NO_f)*0.01;
% NO3 leaching
NO3_f = TN_f.*e9;
% indirect nitrous oxide emissions from NO3
N2Oiv_f = NO3_f*0.0075;
% nitrogen fertilizer
NF = (TAN_f + ON_f)*MFE;
end

```