

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE ALIMENTOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE
ALIMENTOS**

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL DO ARROZ
BRANCO, INTEGRAL, PARBOILIZADO E PARBOILIZADO INTEGRAL OBTIDOS
EM SISTEMAS DE CULTIVO MÍNIMO E ORGÂNICO**

Flávia Aparecida Nunes

Porto Alegre

2015

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE ALIMENTOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE
ALIMENTOS**

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL DO ARROZ
BRANCO, INTEGRAL, PARBOILIZADO E PARBOILIZADO INTEGRAL OBTIDOS
EM SISTEMAS DE CULTIVO MÍNIMO E ORGÂNICO**

Flávia Aparecida Nunes

Dissertação apresentada ao programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ciência e Tecnologia de Alimentos

Orientador: Prof. PhD Marco Antônio Záchia Ayub
Co-orientadora: Prof.^a Dra. Simone Hickmann Flôres

Porto Alegre

2015

CIP - Catalogação na Publicação

Aparecida Nunes, Flávia

Avaliação do potencial de aquecimento global do arroz branco, integral, parboilizado e parboilizado integral obtidos em sistemas de cultivo mínimo e orgânico / Flávia Aparecida Nunes. -- 2015.
132 f.

Orientador: Marco Antonio Záchia Ayub .

Coorientadora: Simone Hickmann Flôres.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Ciência e Tecnologia de Alimentos, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Porto Alegre, BR-RS, 2015.

1. Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). 2. Potencial de Aquecimento Global (PAG). 3. Arroz . 4. Sistemas de cultivo orgânico e mínimo . I. Záchia Ayub , Marco Antonio , orient. II. Hickmann Flôres, Simone, coorient. III. Título.

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UFRGS com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Flávia Aparecida Nunes
Tecnóloga em Alimentos

Dissertação

submetida como parte dos requisitos para obtenção do grau de

MESTRE EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE ALIMENTOS

Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos (PPGCTA)

Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

Aprovada em: ___/___/___

Homologada em: ___/___/___

Pela banca examinadora:

Por:

Prof. PhD Marco Antônio Záchia Ayub
Orientador PPGCTA/UFRGS

Prof.^a Dra. Simone Hickmann Flôres
Co-orientadora PPGCTA/UFRGS

Prof. Dr. Alessandro de Oliveira Rios
Docente – PPGCTA /UFRGS

Prof. PhD Luiz Fernando de Abreu Cybis
Docente – IPH /UFRGS

Prof. Dr. Marçal José Rodrigues Pires
Docente - Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS)

Porto Alegre/2015

DEDICATÓRIA

Dedico aos meus pais: Eva e Antônio, as minhas irmãs
Daiane e Vânia, e ao meu namorado Pablo que sempre
me apoiaram e estiveram ao meu lado.

Amo vocês!

AGRADECIMENTOS

A meus pais Eva e Antônio, as minhas irmãs Vânia e Daiane, por seu intenso apoio, amor e por estarem sempre comigo.

Ao meu namorado Pablo, por compreender, apoiar e pelo carinho.

A minha amiga Brunna por compartilhar cada momento vivido nestes 2 anos (alegrias, apreensões, saudades, aprendemos a morar sozinhas, na marra né?).

A Daniele por me auxiliar a qualquer momento. Obrigada Dani pelo carinho, apoio.

Ao Eugenio pelo apoio nas corridas realizadas no centro (a caminho da rodoviária).

Aos meus orientadores Marco Antônio Záchia Ayub e Simone Hickmann Flôres, pelos ensinamentos, atenção e por terem confiado na minha capacidade.

Aos colegas do BiotecLab pela parceria, auxílios, risos, caronas.

A CAPES por auxiliar financeiramente este projeto e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos por oportunizar a realização deste trabalho.

A Universidade (UFRGS) e ao Instituto de Ciência e Tecnologia de Alimentos pelos conhecimentos e estrutura.

Ao professor Marcus Seferin que me permitiu utilizar as estruturas da PUCRS para o delineamento do trabalho, pelos ensinamentos, bem como ao Wagner Menezes por me ensinar ACV (uso do software e na montagem do trabalho), ao Vinicius Maciel por me auxiliar com a parte de análise de sensibilidade final, á todos muito obrigada.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	09
LISTA DE TABELAS	10
LISTA DE ABREVIATURAS.....	13
RESUMO	14
ABSTRACT	15
INTRODUÇÃO	16
2 OBJETIVOS	19
2.1 Objetivo geral	19
2.1 Objetivo específico	19
3 CAPÍTULO I: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1 Mudança climática.....	20
3.2 Aquecimento global e GEE.....	22
3.3 O cultivo do arroz e as emissões de GEE.....	23
3.4 Beneficiamento do arroz	27
3.4.1 Unidade funcional (1kg de proteína)	28
3.5 Sistema de cultivo (orgânico e convencional) e a questão ambiental	30
3.6 Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)	32
3.6.1 Histórico da ACV.....	33
3.6.2 Metodologia da ACV.....	34
3.6.3 ACV no Brasil	37
3.6.4 Estrutura computacional do ICV.....	37
3.6.5 Potencial de Aquecimento Global (PAG) e fatores de caracterização	39
3.6.6 Estudos em arroz utilizando ACV.....	40

4 MATERIAIS E MÉTODOS	44
5 CAPÍTULO II: ARTIGO CIENTÍFICO - Environmental Performance of Rice Production and Greenhouse Gases Emissions: Comparison between white and brown rice produced under minimal tillage or organic farming using Life Cycle Assessment	47
6 CAPÍTULO III: ARTIGO CIENTÍFICO - Global warming potential of parboiled rice and parboiled brown rice: A comparison between two tillage system: minimal and organic cultivation	84
7 DISCUSSÃO GERAL.....	121
8 CONCLUSÃO	124
9 PERSPECTIVAS	125
10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	126

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

Figura 1: Apresentação dos sistemas de cultivos utilizados	26
Figura 2: Etapas do ciclo do arroz para os dois sistemas de cultivo (mínimo e orgânico)	46

CAPÍTULO II

Figure 1. PCA graphic. Results are expressed as the scattered plot of the rice types (1A), and the important stages for environmental impacts, in terms of GWP and the total CO ₂ emission, of the corresponding rice types (1B).....	54
Figure 2. Flowchart depicting the steps included in both cultivation systems (minimal tillage and organic farming) and their respective emissions	57

CAPÍTULO III

Figure 1. Flowchart depicting the steps included in both cultivation systems (minimal tillage and organic farming) for parboiled and brown parboiled rice.....	84
--	----

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1. Comparativo dos métodos de AICV35

Tabela 2. Aplicação internacional da metodologia da ACV no sistema orizícola42

CAPÍTULO II

Table 1. Characterization of factors of the LCIA methods53

Table 2. GHG emissions (in kg CO₂-eq/kg protein) using the IPCC 2013 method for the stages of cultivation, drying, processing, and packaging of rice for minimal tillage and organic farming systems.....58

Table 3. Inventory of inputs and outputs in the cultivation stage (units per kg of protein).....60

Table 4. Inventory of inputs and outputs during drying, transport of grain, and packaging of rice.....63

Table 5. Eigenvalues for rice and global warming66

Table 6: Comparison between the results of GWP in kg CO₂-eq/kg of protein under regime of different impact assessment methods applied to rice beneficiation (white and brown) for minimal tillage and organic farming systems.....68

Table 07: GWP (in kg CO _{2-eq} /kg of protein) for the stages of drying, processing and packing of rice under minimal tillage and organic cultivation systems from different impact assessment methods (CML 2001, EDIP 2003, and IPCC 2013).....	69
---	----

Table 8: Global warming potential in kg CO _{2-eq} /kg of protein of inputs in the cultivation stage, for white and brown, both cultivation systems	74
---	----

CAPÍTULO III

Table 1: Characterization factor of LCIA methods for the main substances in the study.....	90
--	----

Table 2: Data used in the process	93
---	----

Table 3: Inputs and outputs of cultivation stage by kg of protein.....	95
--	----

Table 04: Inputs and outputs of the phase drying, fluxes grain and packaging of rice.....	101
---	-----

Table 5: Results of GWP under regime of different impact assessment methods applied to parboiled rice and parboiled brown rice for minimal tillage and organic cultivation systems	103
--	-----

Table 6: Global Warming Potential for the stages of drying, processing, and packing of parboiled rice and parboiled brown rice under minimal tillage and organic cultivation systems according to different impact assessment methods.....	104
--	-----

Table 7: Emissions of the inputs in the cultivation stage for parboiled rice and parboiled brown rice for minimal tillage and organic cultivation systems.....109

Table 8: The changes of parameters in kg/ha for fertilizers and diesel110

Table 9: Sensitivity analysis of GHG emissions for the input of fertilizers and diesel for all parboiled rice111

LISTA DE ABREVIATURAS

ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida
CH₄	Metano
CML	<i>Center of Environmental Science</i>
CO₂	Dióxido de carbono
EDIP	Environmental Design of Industrial Products
FU	<i>Functional Unit</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
IRGA	Instituto Rio Grandense do Arroz
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
GEE	Gases de efeito estufa
GWP	<i>Global Warming Potential</i>
MTB	<i>Brown rice under minimal tillage</i>
MTW	<i>White rice under minimum tillage</i>
MTBP	<i>Brown parboiled rice of minimal tillage</i>
MTWP	<i>White parboiled rice of minimal tillage</i>
N₂O	Óxido nitroso
ORB	<i>Brown rice under organic system</i>
ORW	<i>White rice under organic system</i>
ORBP	<i>Brown parboiled rice obtained by organic cultivation</i>
ORWP	<i>White parboiled rice obtained by organic cultivation</i>
PAG	Potencial de Aquecimento Global
PCA	<i>Principal component analysis</i>
SEEG	Sistema de Estimativa de Gases de Efeito Estufa
SOSBAI	Sociedade Sul-Brasileira de Arroz Irrigado

RESUMO

A segurança alimentar e alterações climáticas são dois dos mais prementes desafios que a humanidade enfrenta neste século. A agricultura é a maior fonte de emissões de gases de efeito estufa (GEE), portanto, alterações nas práticas agrícolas tem um considerável efeito no aquecimento global. A metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem sido utilizada no setor agroalimentar com o propósito de identificar oportunidades para melhorar o desempenho ambiental de produtos em vários pontos do seu ciclo de vida. Este estudo modelou o Potencial de Aquecimento Global (PAG) da produção do arroz branco, integral, parboilizado e parboilizado integral obtidos através de dois sistemas de cultivo: mínimo (MT) e orgânico (OR), sendo os resultados comparados por três diferentes métodos de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV): o *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC 2013), o *Center of Environmental Science* (CML 2001) e o *Environmental Design of Industrial Products* (EDIP 2003). Com uma unidade funcional de 1 kg de proteína, ao considerar apenas as etapas de cultivo, secagem e beneficiamento, a pesquisa demonstrou que arroz branco sob sistema de cultivo mínimo (MTW) apresentou maior PAG (32,50 kg CO₂-eq/kg de proteína), enquanto que o arroz integral sob sistema de cultivo orgânico (ORB) foi o menor, (18,80 kg CO₂-eq/kg de proteína). O arroz integral sob o sistema de cultivo mínimo (MTB) e o arroz branco sob sistema de cultivo orgânico (ORW) contribuíram com 30,10 kg CO₂-eq/kg de proteína e 26,10 kg CO₂-eq/kg de proteína, respectivamente. O arroz parboilizado sob sistema de cultivo mínimo (MTWP) também apresentou valor acentuado de 25,87 kg CO₂-eq/kg de proteína, seguido pelo arroz parboilizado integral sob sistema mínimo (MTBP) 24,12 kg CO₂-eq/kg de proteína. O sistema orgânico demonstrou menores valores, 18,27 kg CO₂-eq/kg de proteína para o parboilizado (ORWP) e 17,52 kg CO₂-eq/kg de proteína para o parboilizado integral (ORBP). Em síntese, o cultivo foi o *hotspot* do ciclo para todas as quatro formas de beneficiamento do arroz analisadas. A fase de desenvolvimento da planta e a entrada de fertilizantes contribuíram para a obtenção de maior percentual de emissão de GEE. De forma geral, os diferentes métodos utilizados apresentaram resultados similares entre si, entretanto o IPCC 2013 e o EDIP 2003 foram considerados mais consistentes, uma vez que são geridos pelo Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima, um dos modelos mais robustos cientificamente. Mediante o exposto, é possível propor mudanças nos padrões de produção e consumo do arroz como formas de mitigação

dos problemas ambientais, e simultaneamente sugerir análises similares para outras cadeias produtivas dentro da alimentação.

ABSTRACT

Food security and climate change are two of the most pressing challenges facing humanity in this century. Agriculture is the major source of greenhouse gas (GHG) emissions, thus changes in agricultural practices might have a significant effect on global warming. Life Cycle Assessment (LCA) methodology has been used in the agrifood sector in order to identify opportunities to improve the environmental performance of products at various points of their life cycle. In this study we modeled the Global Warming Potential (GWP) of white rice, brown rice, parboiled, and parboiled brown rice produced obtained by two systems: the minimal tillage (traditional) and organic farming. The results were compared by three different methods of Life Cycle Impact Assessment (LCIA): the IPCC 2013, the CML 2001 and the EDIP 2003. With a functional unit of 1 kg of protein, considering only the stages of cultivation, drying and processing, the research has shown that white rice under minimum tillage system (MTW) showed higher GWP, of 32.50 kg CO_{2-eq}/kg of protein, whereas the organic rice system (ORB) was the lowest, showing emissions of 18.80 kg CO_{2-eq}/kg of protein. Brown rice under minimal tillage system (MTB) and white rice under organic cultivation system (ORW) contributed 30.10 kg CO_{2-eq}/kg of protein and 26.10 kg CO_{2-eq}/kg of protein, respectively. The parboiled rice under minimal tillage system (MTWP) also presented a large value, 25.87 kg CO_{2-eq}/kg of protein, followed by the brown parboiled rice under minimum system (MTBP), 24.12 kg CO_{2-eq}/kg of protein. The organic system showed lower values: 18.27 kg CO_{2-eq}/kg of protein for parboiled (ORWP) and 17.52 kg CO_{2-eq}/kg of protein for the parboiled brown rice (ORBP). In short, the cultivation was the cycle hotspot for all four forms of rice processing analyzed. The plant development stage and the fertilizer input contributed for the larger percentage of GHG emission. Generally, the methods showed similar results, but we considered the IPCC 2013 and EDIP 2003 as more consistent in the results because they are managed by the Intergovernmental Panel on Climate Change, one of the most scientifically robust models. As a result, it is possible to suggest changes in the production system and consumption profiles of rice as way to environmental mitigations, while proposing similar analyses for other agriproducts in the food industry.

INTRODUÇÃO

O arroz (*Oryza sativa*) é o segundo cereal mais cultivado no mundo, sendo os países asiáticos os maiores produtores e consumidores deste cereal. Entretanto, o Brasil, com uma produção anual, base casca, de 12 milhões de toneladas de arroz nas safras de 2012 e 2013, está entre os maiores produtores do mundo, ocupando a 6ª posição e 1ª posição em relação aos países do Mercosul (SOSBAI, 2014). O arroz é uma cultura com maior potencial de aumento de produção principalmente na Região Sul, uma vez que o Estado do Rio Grande do Sul (RS) se destaca como maior produtor nacional, sendo responsável por 68,9 % do total produzido no país (IRGA, 2014; SOSBAI, 2014). Atualmente a produção de arroz irrigado no sul do país tem sido realizada, em maiores proporções, por meio do sistema de cultivo mínimo, o qual difere-se das práticas convencionais por apresentar menor mobilização do solo durante a operação de semeadura (SOSBAI, 2014). Este sistema de cultivo mínimo abrange 74,8 % da área semeada, correspondendo a 771.510 ha (IRGA, 2014).

O consumo de arroz proporciona um excelente balanceamento nutricional, fornece 20 % da energia e 15 % da proteína diária necessária ao homem, destacando-se pela sua fácil digestibilidade (SOSBAI, 2014). Atualmente, não há pesquisas voltadas ao percentual de arroz encaminhado às diferentes formas de beneficiamento: parboilizado, parboilizado integral, arroz polido e integral, tanto a nível estadual quanto nacional.

Mesmo assim, no ano de 2010, o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), demonstrou que o arroz polido é a forma beneficiada mais consumida no Brasil (IBGE, 2014). Por conseguinte, em 2011 a Associação Brasileira da Indústria do Arroz Parboilizado (ABIAP) informou que o consumo de arroz parboilizado cresceu de 5% para 25% no mercado interno e corresponde por 50% das exportações nacionais de arroz no país (ABIAP, 2015)

Em síntese, ao analisar a cadeia dos alimentos, a intensa busca por novos produtos e o aumento de rendimentos não tem sido suficientes para suprir as necessidades da população mundial. Simultaneamente estas pressões sob os sistemas agrícolas estão degradando intensamente a terra, a água, a biodiversidade e o clima (FOLEY *et al.*, 2011).

O setor de alimentos, incluindo a parte agrícola, o transporte, a industrialização e a distribuição, é responsável por considerável impacto ao meio ambiente, relacionado ao uso intenso de energia, agroquímicos, maquinários agrícolas no campo e o uso de combustíveis fósseis, (FAO, 2013; FUSI *et al.*, 2014). Somente a agricultura é responsável por 35 % das emissões global de Gases de Efeito Estufa (GEE), em grande parte devido ao desmatamento de florestas tropicais, além de emissões de metano (CH₄) a partir do gado de corte e do cultivo do arroz, além de emissões de óxido nitroso (N₂O) provenientes da aplicação de fertilizantes no solo (FOLEY *et al.*, 2011). Os impactos ambientais relacionados a agricultura incluem os causados pela expansão (quando pastagens e cultivares expandem-se por novas áreas, em substituição ao ecossistema natural) e os causados pela intensificação (quando faz-se o gerenciamento para obtenção de terras mais produtivas, através do uso de fertilizantes, irrigação e mecanização) (BURNEY *et al.*, 2010).

No presente, o homem necessita repensar a maneira de como usa os recursos naturais para obtenção de alimentos. Conforme relatado por Tilman *et al.* (2002) a solução do problema agrícola seria empregar estratégias que dobrem a produção de alimentos e reduzam os impactos ambientais agrícolas, tais como: segurar a expansão agrícola, fechando lacunas (com determinação dos fatores da causa) que resultam no baixo rendimento em terras de menor desempenho, o melhorias na eficiência do cultivo (principalmente de fertilizantes), manejo integrado de pragas para minimizar o uso de pesticidas, bem como a redução dos resíduos gerados. Além disso, será crucial o levantamento de novos incentivos e de políticas públicas para assegurar a sustentabilidade agrícola e dos serviços ecossistêmicos, se o objetivo for atender as demandas de melhoramento dos rendimentos sem comprometer a integridade ambiental e da saúde pública (TILMAN *et al.*, 2002).

A agricultura orgânica pode ser outra alternativa para a minimizar os GEE emitidos a atmosfera. Todavia, o baixo rendimento requer mais terras para obtenção de rendimentos semelhantes ao do convencional, o que resulta em um sistema bem mais impactante (MEIER *et al.*, 2015). De acordo com a Cooperativa Central dos Assentamentos do Rio Grande do Sul Ltda. (COCEARGS), a produção total de arroz orgânico somente para a safra de 2010/2011 atingiu aproximadamente 17.231 t de grãos, o que abrange uma área de 3.880 ha. A produção de arroz via sistema orgânico representa menos que 1 % do que é produzido no sistema de cultivo mínimo, entretanto a aplicação de práticas que auxiliariam no aumento dos rendimentos por

hectare, poderiam melhorar o percentual produtivo deste sistema sem ter que recorrer à aquisição de mais terras, resultando assim em menores emissões de GEE.

Em suma, a fim de proporcionar sistemas, produtos ou processo mais sustentáveis muitos estudos alimentares tem inserido a metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Esta ferramenta baseia-se na identificação dos potenciais de impactos ambientais interligados ao longo do ciclo de vida de processos, produtos e ou serviços (ISO 14040, 2006). Os resultados podem formar a base para à tomada de decisão de gestores políticos, produtores, responsáveis industriais, bem como consumidores, os quais podem decidir por produtos mais ambientalmente amigáveis (ROY *et al.*, 2009).

A partir dessas considerações, o presente trabalho se propõem a empregar a metodologia da ACV para avaliar o Potencial de Aquecimento Global (PAG) oriundo da produção de arroz polido, integral, parboilizado polido e parboilizado integral, através de dois diferentes sistemas de cultivo, mínimo (considerado um sistema tradicional) e orgânico, ao passo que compara os resultados finais com três métodos de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV). Deste modo, pretende-se colaborar com o desenvolvimento desta ferramenta de gestão ambiental, além de analisar e confrontar sua aplicabilidade ao longo da cadeia das diferentes formas de beneficiamento do arroz. Ademais, a pesquisa almeja fornecer dados a produtores de ambos sistemas, indústrias beneficiadoras e demais partes interessadas, com o intuito de auxiliar no aprimoramento das discussões a respeito da sustentabilidade da cadeia orizícola.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho ambiental da produção do arroz, estimando o potencial de aquecimento global a partir de dois sistemas de cultivo (mínimo e orgânico) e de diferentes formas de beneficiamento do arroz (polido integral, parboilizado polido e parboilizado integral) através do uso da metodologia da ACV. Conjuntamente, foi confrontado os resultados finais com três diferentes métodos de caracterização: IPCC 2013, EDIP 2003 e CML 2001.

2.2. Objetivos específicos

- 1) Analisar e quantificar as emissões (para o ar, água e solo) geradas na cadeia orizícola, apontando os hotspots (atividades ou processos responsáveis pela principal parcela dos impactos ambientais do ciclo), com abrangência da etapa de plantio até a fase de envase do arroz.
- 2) Comparar o potencial de aquecimento global, em kg CO₂-eq/kg de proteína, das diferentes formas de beneficiamento de arroz (polido e integral, parboilizado e parboilizado integral) a partir dos diferentes sistemas de cultivo (mínimo e orgânico).
- 3) Comparar os resultados finais da Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) por meio de três diferentes métodos de caracterização: IPCC 2013, CML 2001 e EDIP 2003.

CAPITULO I

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Mudanças climáticas

O clima da Terra está em constante mudanças em decorrência de processos naturais como erupções vulcânicas, alterações na radiação solar e variações de órbita. Esta variação do clima em escala global ou dos climas regionais da Terra ao longo do tempo é definida como mudanças climáticas. No século passado, as atividades humanas, tais como a geração de energia a partir de combustíveis fósseis e o desmatamento intensificaram o processo natural de produção de gases introduzindo assim, ainda mais GEE na atmosfera. Em virtude disso houve uma maior absorção de calor elevando assim, a temperatura global.

Para o Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima da ONU (*Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC*), a contínua emissão de GEE causará mais aquecimento e mudanças de longa duração em todos os componentes do sistema climático, com aumento da probabilidade de impactos severos, invasivos e irreversíveis para os ecossistemas e à população (SMITH, 2014). A habilidade de produzir alimentos será afetada de várias maneiras: o aumento do nível do mar, juntamente com a elevação das temperaturas e mudanças nos padrões de precipitação que afetarão o crescimento de culturas, o desenvolvimento animal, o rendimento da pesca e aquicultura. Eventos climáticos extremos se tornarão frequentes e graves, o que vai, por sua vez, aumentar a instabilidade da produção e dos preços, assim os rendimentos da produção de alimentos em geral serão muito afetados (GODFRAY *et al.*, 2011).

A partir disso, pode-se dizer que as mudanças climáticas são consequências das atividades humanas. Para Myhre, *et al.* (2013), somente nos últimos cinquenta anos, mais da metade da elevação média da temperatura global tem origem antropogênica, com 95 % de certeza.

Atualmente, de toda água doce existente na Terra, 70 % desta é captada e encaminhada a sistemas de irrigação para produção de alimentos necessários ao abastecimento, tanto da população quanto da produção animal, ao mesmo tempo que 30 % da terra do Planeta, é utilizada para o desenvolvimento de culturas e sistemas de pastagens (FAO, 2013). O crescimento populacional global tem fomentado a produção de alimentos para o abastecimento nutricional, contudo esta demanda em grande escala tem ameaçado o ecossistema em virtude de exercer grandes pressões em áreas aráveis e nos sistemas hídricos (ROY *et al.*, 2009; FAO, 2013). Logo, a situação torna-se extremamente preocupante, uma vez que a tendência para os próximos 35 anos é dobrar a produção de alimentos para satisfazer a população mundial projetada (ROY *et al.*, 2009; FAO, 2013).

Desde a Revolução Industrial, a queima de combustíveis fósseis ascendeu substancialmente as concentrações globais de CO₂ para aproximadamente 40 % (IPCC, 2001; NOAA/ESRL, 2013). Além do crescimento agrícola, os processos industriais e as mudanças no uso da terra, enfatizada pela prática de desmatamento, têm fomentado a expansão das quantias de CO₂ na atmosfera (RAUPACH *et al.*, 2007). A partir disso, pode-se dizer que a influência humana nas alterações de ecossistemas locais tem modificado ao longo do tempo o clima, a uma escala global.

Vários estudos tem sido feitos para demonstrar o impacto ambiental provocado pela produção de alimentos (BERLIN, 2002; BLENGINI e BUSTO, 2009; CALDERÓN *et al.*, 2010; DAVIS *et al.*, 2010; ROY *et al.*, 2009; TILMAN *et al.*, 2002; XUE e LANDIS, 2010). Entretanto a agricultura é caracteriza como o *hotspot* do ciclo dos produtos alimentícios (ROY *et al.*, 2009).

Em análises de ACV em queijos suíços semiduros a agricultura foi a fase mais impactante (HOSPIDO *et al.*, 2003). Berlin (2002) em um estudo em ACV também demonstrou o impacto ambiental proporcionado pelo ciclo de vida da produção de queijo suíço semiduro. De acordo com a pesquisa, a produção do leite na fazenda foi identificada como a fase de maior impacto ambiental, seguida das etapas de elaboração do queijo no laticínio, etapa de corte dos queijos e a produção do invólucro (embalagem). Os autores relataram que para reduzir os impactos faz-se necessário a redução das perdas de leite e queijo no laticínio. Além disso, outra medida seria o aumento do rendimento dos queijos, o qual proporcionaria menor demanda da produção do leite na fazenda resultando em um menor impacto ao meio ambiente.

Atualmente a demanda por alimentos fomentada pelo crescimento populacional aumenta a necessidade de regulamentações que visem a adoção de práticas de conservação agrícolas ao passo que incentivem a disseminação de dietas ambientalmente saudáveis a fim de reduzir o impacto ambiental da produção de alimentos (STAVI e LAL, 2013). A implementação de produções alimentícias mais sustentáveis auxiliaria na minimização das emissões de gases à atmosfera, proporcionando assim menores mudanças climáticas ao longo dos anos.

3.2 Aquecimento global e GEE

Os gases metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), o dióxido de carbono (CO_2), vapor de água, clorofluorcarbono (CFC), este em menores proporções, são responsáveis pelo efeito estufa, os quais absorvem uma parte da irradiação infravermelha emitida pela superfície da Terra e irradiam, uma parte da energia de volta para a superfície. Por conseguinte, a superfície recebe quase o dobro de energia da atmosfera em comparação com a energia recebida do Sol, o que resulta no aquecimento da superfície (LASHOF e AHUJA, 1990; FORSTER *et al.*, 2007).

A intensificação das atividades antropogênicas, a partir da revolução industrial proporcionou o aumento da emissão de determinados gases de efeito estufa para a atmosfera com aumento do aquecimento do Planeta, o qual é designado como Aquecimento Global (FORSTER *et al.*, 2007).

A indústria de alimentos é considerada como um dos maiores setores industriais do mundo, em função disto requer grande consumo de energia. A produção de energia aumenta consideravelmente as emissões de gases de efeito estufa (GEE), os quais resultam o aquecimento global, sendo este talvez o problema mais grave que a humanidade enfrenta hoje (ROY *et al.*, 2009).

Os gases CH_4 e N_2O contribuem fortemente ao aquecimento global, uma vez que são muito mais eficazes na absorção da radiação infravermelha do que o dióxido de carbono (CO_2). Estes gases são produzidos ou consumidos através de processos microbianos no solo, mas a variação destes fluxos (entre o solo e a atmosfera) depende intensamente de características físicas do solo, da temperatura e do conteúdo hídrico aplicado, bem como da porosidade do solo local (SMITH *et al.*, 2003).

O CH₄ é formado no solo a partir da degradação de compostos orgânicos em ambientes estritamente anaeróbios sob baixas concentrações de compostos inorgânicos como nitrato (NO₃), óxido de manganês (MnO₂), óxido de ferro (Fe(OH)₃) e sulfato (SO₄²⁻) (LE MER e ROGER, 2001; DUBEY, 2005). Em áreas de arroz sob alagamento, quanto maior o tempo de ambiente anaeróbio e reduzido, rico em material orgânico em decomposição, maior é a produção de CH₄ biogênico (MOSIER *et al.*, 2004; ZHANG *et al.*, 2011; SKINNER *et al.*, 2014). Vários fatores são considerados como fomentadores da produção de CH₄ biogênico em campos de arroz, tais como: tipo de variedade da planta (AULAKH *et al.*, 2000), tipo de solo, condições anaeróbias, potencial de oxido-redução do solo, pH do meio, regime de água, temperatura, fertilização e teor de carbono orgânico no solo (CONRAD, 2002; WUEBBLES e HAYHOE, 2002; SMITH *et al.*, 2003; MOSIER *et al.*, 2004). Além desses fatores, segundo Dubey (2005) a maior parte do CH₄, quando produzido é encaminhada a atmosfera principalmente via planta, devido a presença do maior número de aerênquima, considerado como um tecido que permite a difusão de metano e outros gases formados no solo chegarem até a atmosfera.

Quanto ao N₂O, este gás é gerado a partir dos processos de nitrificação e desnitrificação, sendo esses fortemente influenciados pela temperatura do solo, umidade, pH e carbono disponível aos microrganismos e adição de fertilizantes nitrogenados (BOUWMAN *et al.*, 2002; BARNARD *et al.*, 2005). Na etapa de nitrificação nas regiões do solo onde há O₂ disponível, o íon NH₄⁺ oriundo da mineralização do N orgânico e ou da fertilização é oxidado a N-NO₃⁻, já na desnitrificação acontece a redução do N-NO₃⁻ a N₂O e N₂, sendo assim emitidos à atmosfera (BOUWMAN *et al.*, 2002; BARNARD *et al.*, 2005; SIGNOR e CERRI, 2013)

3.3 O cultivo do arroz e as emissões de GEE

Com a intensificação nos solos agrícolas a agricultura tornou-se extremamente dependente de insumos externos que consistem da utilização de sementes de variedades melhoradas, de fertilizantes e agrotóxicos, mecanização das operações no campo, a fim de aumentar a produtividade. Os insumos químicos e mecânicos tem causado impactos negativos nos diferentes compartimentos dos ecossistemas sendo representado por erosões e compactação dos solos, contaminação de águas

superficiais e subterrâneas, bem como danos à saúde e efeitos nos organismos edáficos e aquáticos (CAMPANHOLA *et al.*, 1997).

A agricultura, dentre as atividades geradoras de GEE, mundialmente contribui com 35% nas emissões (FOLEY *et al.*, 2011). A produção de alimentos potencializa ainda mais a participação do setor agrícola nas emissões, uma vez que em seus processos industriais requer de intenso e constante uso de energia, transporte, e consumo de combustíveis fósseis (FAO, 2013; STAVI e LAL, 2013; FUSI *et al.*, 2014).

Roy *et al.* (2009) em seu artigo de revisão de literatura relatou que a produção agrícola é o *hotspot* no ciclo de vida da produção de alimentos sendo que nos últimos anos há uma grande quantidade de trabalhos em LCA envolvendo a produção alimentícia a qual, engloba todas as fases do ciclo: agrícola, industrial, transporte incluindo muitas vezes a produção de biodiesel e bioetanol.

Considerado como base alimentícia da metade da população mundial, o arroz, segundo cereal mais cultivado no mundo, contribui ativamente nas emissões de GEE, principalmente em áreas sob inundação, que destacam a produção de gás metano (CH₄) e de óxido nitroso (N₂O) (SMITH *et al.*, 2003; LINQUIST *et al.*, 2012). No Brasil somente no ano de 2013, segundo dados da SEEG (2013), o cultivo do arroz irrigado ou de várzea, produziu 9.785.861 t CO₂-eq, dos quais 15 % correspondem as emissões oriundas apenas do cultivo realizado no RS.

De acordo com a SOSBAI (2014) o RS se destaca como maior produtor nacional de arroz. Uma vez que a produção orizícola aumenta há um incremento na produção de metano biogênico ou seja, do total de CH₄ produzido no Brasil (46.993 t de CH₄), sendo que 79 % destas emissões foram procedentes da região sul do país (SEEG, 2013).

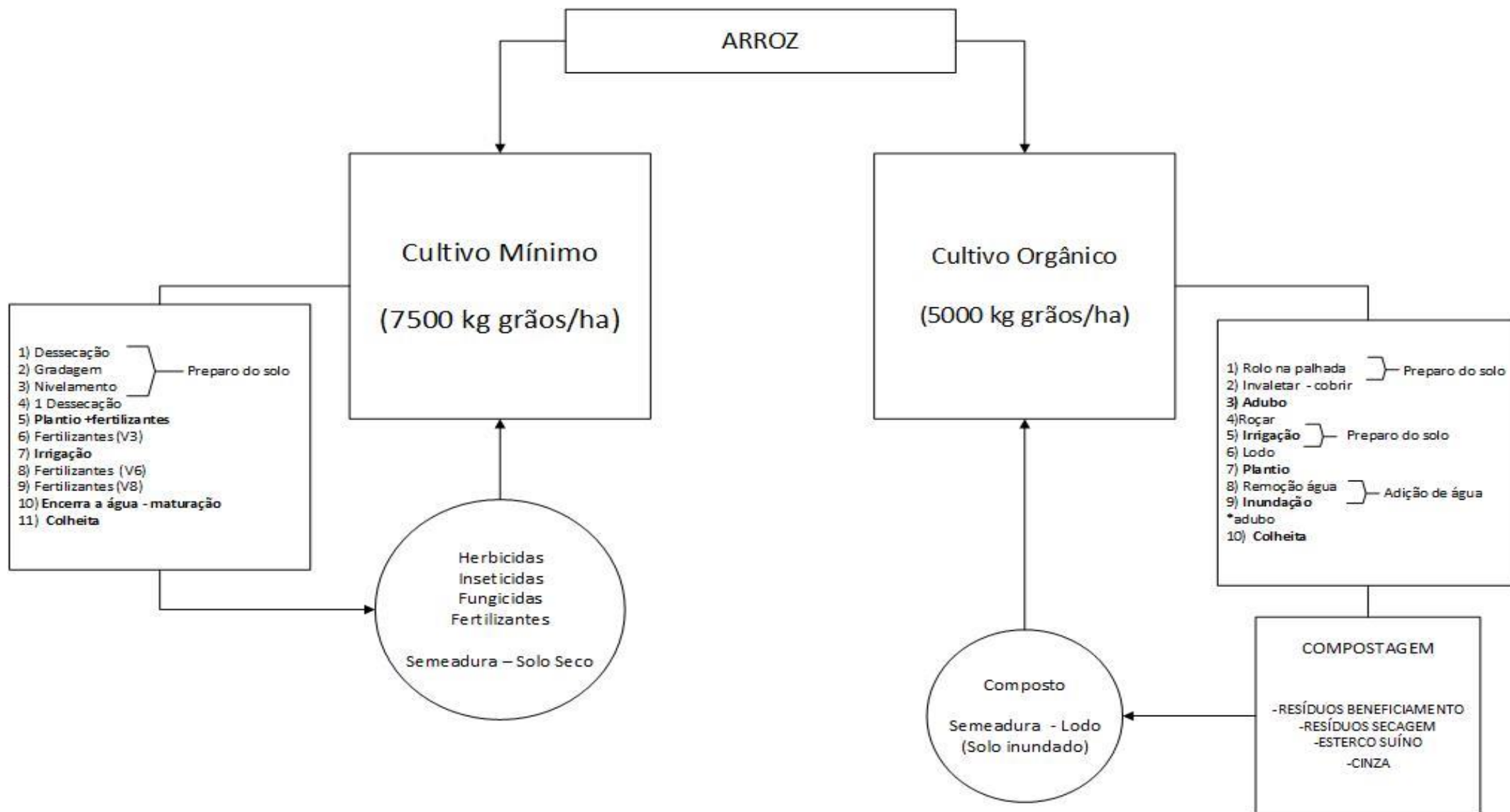
O modo mais comum de se cultivar arroz no estado do Rio Grande do Sul é sob a forma de cultivo mínimo, com predomínio de cultivo de 74,8 % (SOSBAI, 2012; IRGA, 2014). Este sistema de cultivo diferencia-se do cultivo convencional pelo preparo antecipado do solo (de outono ou primavera) e pela menor mobilização do solo durante a operação de semeadura. O sistema de cultivo convencional representa apenas 13 % no estado na produção do arroz (IRGA, 2014).

O sistema pré-germinado é outra forma de cultivo praticada no estado, com predomínio de 12,2 % (IRGA, 2014). Este sistema difere-se dos demais pela operação de semeadura ser realizada em solo previamente inundado com lâmina da água e por inserir semente pré-germinadas, distribuídas a lanço.

Concomitante ao modo pré-germinado, muitos agricultores no sul do país tem interligado esta prática a agricultura orgânica. Em suma, entende-se como sistema orgânico os sistemas que adotaram métodos culturais, biológicos e mecânicos em contraposição ao uso de materiais sintéticos, uso de microrganismos geneticamente modificados e radiações ionizantes, em qualquer fase do processo de produção, processamento, armazenamento, distribuição e comercialização (BRASIL, 2003). Neste estudo além da produção de arroz sob sistema pré-germinado este é interligado a agricultura orgânica. Deste modo, o sistema pré-germinado e orgânico é definido neste estudo como cultivo orgânico. A Figura 1 mostra a explanação dos sistemas.

Quanto ao rendimento dos grãos o sistema de cultivo mínimo apresenta um rendimento médio de 7.500 kg de grãos por hectare podendo atingir 9.000 a 10.000 kg de grãos em condições ótimas de temperatura, cultivar, solo, clima e radiação solar. O sistema de cultivo orgânico exibe um rendimento médio de 5.000 kg de grãos por hectare, entretanto em condições ótimas de solo, condições climáticas, ótimo desenvolvimento da germinação das sementes, nível de água e gerenciamento de adubo orgânico pode atingir aproximadamente 9.000 kg de grãos por hectare.

Figura 1: Apresentação dos sistemas de cultivos utilizados



3.4 Beneficiamento do arroz

As etapas pós-colheita dos grãos de arroz ocorrem de acordo com as especificidades locais da cooperativa e ou indústria graneleira. Após a colheita, os grãos são encaminhados à secagem para redução do teor de água até obtenção de um percentual de 12 % a 13 % de umidade, bem como a remoção de impurezas e matérias estranhas trazidas do campo (SOSBAI, 2014).

Posteriormente a massa de grãos é encaminhada a armazenagem e ou encaminhada ao beneficiamento. De acordo com a Lei do Ministério da Agricultura e Abastecimento nº 6.309/75 o arroz é classificado nos seguintes grupos: arroz em casca e arroz beneficiado, sendo estes classificados ainda em subgrupos: arroz natural e arroz parboilizado (para arroz em casca); arroz: integral, polido, parboilizado e parboilizado integral (para arroz beneficiado). O arroz em casca é o produto fisiologicamente desenvolvido, maduro, que não passa por qualquer preparo industrial ou processo tecnológico, já o arroz beneficiado é definido como o produto maduro que se encontra desprovido da casca (BRASIL, 1975).

O grão de arroz consiste da cariopse e de uma camada protetora, a casca, a qual quando removida obtêm-se o arroz integral e se houver o polimento da cariopse, origina-se o arroz polido (WALTER *et al.*, 2008). Quando a massa de grãos é submetida a um processo hidrotérmico designado como parboilização obtêm-se o arroz parboilizado, cujo pode ser consumido na forma integral ou polido (WALTER *et al.*, 2008).

Segundo as dimensões do arroz beneficiado, o arroz é distribuído em 5 classes, independentes do sistema de cultivo: longo-fino, longo, médio, curto e misturado. Na classificação do arroz são considerados grãos inteiros, quebrados e quirera com um limite máximo de defeito por tipo, exemplo: Arroz Beneficiado Polido, segundo a Lei do Ministério da Agricultura e Abastecimento nº 6.309/75 é de 10 % para o tipo 1, 20 % para o tipo 2, 30 % para o tipo 3, 40 % para o tipo 4 e 50 % para o tipo 5.

3.4.1 Unidade funcional (1 kg de proteína)

As preferências alimentares dos seres humanos estão fundamentadas sobretudo nos aspectos sensoriais, tais como aparência, cor, sabor e textura, os quais consistem de interações complexas entre vários componentes de menor ou maior porte do alimento. As proteínas exercem grande influência sobre os atributos sensoriais dos alimentos variando a intensidade de acordo com as suas funcionalidades no alimento (DAMODARAN *et al.*, 2010).

O arroz responde pelo suprimento de 20 % das calorias consumidas na alimentação de pessoas no mundo (SOSBAI, 2014). É um alimento altamente nutritivo, fornecedor de vitaminas, minerais, além de ser excelente fonte energética devido à elevada concentração de amido e proteica, pois contém os oito aminoácidos essenciais ao homem (KENNEDY *et al.*, 2002; WALTER *et al.*, 2008). Além disso, cabe ressaltar que a concentração do conteúdo proteico varia, sendo afetado devido à características genotípicas, aplicação de adubo nitrogenado, radiação solar e a temperatura durante a fase de desenvolvimento do grão (WALTER *et al.*, 2008).

Quando analisa-se os aspectos nutricionais a qualidade de uma proteína está relacionada ao seu conteúdo de aminoácidos essenciais capaz de satisfazer os requerimentos nutricionais do homem, bem como a biodisponibilidade (BOBBIO *et al.*, 2001; DAMODARAN *et al.*, 2010). Embora a qualidade nutricional de uma proteína vegetal possa ser deficiente em um aminoácido essencial, esta situação pode ser melhorada misturando-a com outra proteína que seja rica neste aminoácido, normalmente mistura-se à proteínas das leguminosas, fornecendo assim um nível completo e balanceado dos aminoácidos essenciais na dieta (DAMODARAN *et al.*, 2010).

Em alimentos de origem vegetal, como os cereais, as proteínas presentes no arroz são ricas em metionina, fator o qual, torna o arroz um dos alimentos base da alimentação humana. No Brasil, este cereal constitui-se num alimento de grande importância para a cultura e culinária local, apresentando um consumo per capita de 108 g por dia fornecendo 10 % das proteínas da dieta (KENNEDY *et al.*, 2002).

Alguns estudos em ACV tem considerado 1 kg de proteína como unidade funcional do sistema (BERLIN, 2002; DANESHI *et al.*, 2014; de VRIES e de BOER, 2010; MACWILLIAM *et al.*, 2014; NIJDAM *et al.*, 2012; SCHAU e FET, 2008; ZHU e van IERLAND, 2004). Segundo Schau e Fet (2008) a unidade funcional poder ser escolhida de uma maneira mais sofisticada ressaltando outras funções no estudo como por exemplo a qualidade do alimento. Estes mesmos autores descrevem que a qualidade de um produto alimentício pode ser descrita pela textura, viscosidade ou representada pelo teor de nutriente de um produto (quantidade de vitaminas, minerais, proteínas, etc.).

A escolha de um nutriente comum nos alimentos a serem comparados é um fator a mais do que apenas a quantificação mássica para a análise dos alimentos, proporciona uma ótima oportunidade para ser utilizado como base para a unidade funcional em estudos de ACV (SCHAU e FET, 2008). A utilização de proteína como unidade funcional fornece resultados mais amplos na análise.

De Vries e de Boer (2010) demonstrou que ao utilizar proteína como unidade funcional obteve-se que a produção de um quilograma de proteína de carne apresenta maior impacto seguido da proteína da carne de porco e em menores proporções de impacto a proteína da carne de frango. Os mesmos autores consideraram 1 kg de carne como UF, fator o qual, demonstrou que para a produção de 1 kg de carne é necessário a obtenção de mais terras e energia ao passo que apresenta o maior índice de emissão para PAG, seguido da produção de 1 kg de carne de porco, frango, produção de ovos e leite.

Os autores Zhu e van Ierland (2004) também utilizaram proteína como unidade funcional. A pesquisa comparou proteína animal (carne suína) com a proteína vegetal (ervilhas) a partir da ACV utilizando cinco categorias de impacto: GWP, acidificação, eutrofização, toxicidade e uso de recursos naturais (uso da água e uso do solo). Como resultados, os autores obtiveram que a cadeia suína na categoria de acidificação contribui 61 vezes mais do que a cadeia vegetal; 6,4 vezes mais para GWP; 6 vezes mais para eutrofização; 6,1 vezes mais para recursos naturais do que a cadeia vegetal (ervilhas). Mediante o exposto a cadeia vegetal é mais ambientalmente amigável do que a cadeia suína. A substituição da proteína animal pela proteína vegetal demonstra ser promissora na redução das pressões ambientais principalmente para a acidificação.

3.5 Sistemas de cultivo (orgânico e convencional) e a questão ambiental

A prática da agricultura utilizada para o cultivo de arroz exige mudança no uso do solo e de outros recursos naturais na área. No início do processo de evolução agrícola, não se dimensionou os males que causaria, mas hoje por meio de inúmeras pesquisas têm-se observado que as práticas agrícolas contribuem ativamente nos impactos ambientais.

Nas últimas décadas, o uso de fertilizantes tem aumentado, uma vez que estes têm como função repor ao solo os elementos retirados em cada colheita, com a finalidade de manter ou mesmo ampliar o seu potencial produtivo. Nas áreas de cultivo de arroz no RS o uso de fertilizantes tem aumentado o rendimento dos grãos por hectare proporcionando em média 7.500 kg de grãos por hectare.

Entretanto, a aplicação de fertilizantes na cultivar potencializa a formação de N_2O , uma vez que auxilia os processos de nitrificação e desnitrificação (BOUWMAN *et al.*, 2002; BARNARD *et al.*, 2005) . Deste modo, este fato torna-se preocupante, uma vez que o estado do RS se destaca como o maior produtor nacional de arroz, sendo responsável por mais de 68,9 % do total de grãos produzido no Brasil, através de sistemas de cultivo convencional, mínimo e pré-germinado, dos quais os sistemas de cultivo convencional e mínimo apresentam respectivamente 13 % e 74,8 % de área semeada no sul do país (IRGA, 2014; SOSBAI, 2014). Isto significa que estes dois sistemas de cultivo, apresentam uma considerável área de produção e infelizmente caracterizam-se por adicionarem na cultivar fertilizantes minerais, além de defensivos agrícolas (herbicidas, inseticidas, fungicidas), compostos os quais, danificam substancialmente o meio ambiente.

Em resposta às crescentes preocupações relativas à segurança alimentar e as questões ambientais, desde o final da década de 90, as áreas de terras para a agricultura orgânica tem se expandido (WILLER e KILCHER, 2009). Segundo a FAO (2013), a agricultura orgânica visa promover e melhorar a saúde do ecossistema, baseada na minimização do uso de insumos externos, a fim de fazer melhor uso dos recursos naturais locais disponíveis. Inúmeros adeptos da agricultura orgânica tem surgido nos últimos anos impulsionados pela vontade de adquirir alimentos saudáveis e oriundos de sistemas ambientalmente amigáveis.

Em virtude disso, muitos estudos têm sido conduzidos para comparar o impacto ambiental proporcionado pelo sistema de cultivo convencional e orgânico, dos quais vários tem empregado a metodologia da ACV para tal comparação. Enquanto algumas pesquisas consideram que o impacto do cultivo orgânico é menor que o do convencional (DALGAARD *et al.*, 2001; HAAS *et al.*, 2001; WOOD *et al.*, 2006), outras informaram que este resultado é dependente do tipo de produto agrícola analisado (WILLIAMS *et al.*, 2006; NEMECEK *et al.*, 2011), das categorias de impacto avaliadas (CEDERBERG e MATTSSON, 2000; BLENGINI e BUSTO, 2009), bem como das condições do clima e do solo durante todo o ciclo da cultivar (MEISTERLING *et al.*, 2009; LIU *et al.*, 2010).

Estudos feitos por Blengini e Busto (2009), na Itália, relataram que a agricultura orgânica têm o potencial de reduzir os impactos ambientais por unidade de área cultivada. Por outro lado, por apresentar baixo rendimento em relação ao cultivo convencional, necessita de um maior número de terras para obtenção da mesma quantia de alimentos produzido pelo sistema convencional (MEIER *et al.*, 2015). Diante disso, o benefício por unidade de produto da agricultura orgânica torna-se reduzido (BLENGINI e BUSTO, 2009).

Hokazono e Hayashi (2012), realizaram um estudo em ACV comparando a produção de arroz orgânico com outros sistemas de cultivo do Japão, usando uma série de dados obtidos a partir de um estudo de cinco anos em um campo experimental, a fim de identificar a variação temporal dos impactos ambientais durante a conversão da agricultura convencional para a orgânica. O estudo concluiu que somente os impactos ambientais do sistema orgânico flutuaram no decorrer dos anos para todas as categorias de impacto analisadas (aquecimento global, acidificação, eutrofização e uso de energia não-renovável), em virtude dos diferentes rendimentos. Todavia as variações reduziram ao longo dos últimos anos e o desempenho médio destes cinco anos de agricultura orgânica foi menor que o da agricultura convencional. Logo, a equipe mencionou que a agricultura orgânica pode superar ainda mais a agricultura convencional após este período de conversão de cinco anos, podendo assim ser considerada ambientalmente mais amigável do que a agricultura convencional.

Desta maneira, não está definitivamente comprovado que o sistema de cultivo orgânico é superior ao convencional em termos ambientais, tendo em vista que muitos estudos não levam em consideração a necessidade de um longo tempo para que agricultura orgânica alcance um estado de equilíbrio, após a conversão do sistema convencional, (HOKAZONO e HAYASHI, 2012). Ademais, fatores como unidade funcional escolhida, topografia, gerenciamento agrícola, disponibilidade de insumos e diferentes rendimentos também influenciam o desempenho ambiental do sistema orgânico (LIU *et al.*, 2010).

Em síntese, faz-se necessário novos estudos para obtenção de maiores rendimentos neste sistema, com o intuito de reduzir o impacto por unidade de produto. Além da inserção de práticas agrícolas mais sustentáveis, cabe também ao consumidor, principalmente aqui no Brasil, exigir produtos sustentáveis e optar por estes produtos na hora da compra. Em países desenvolvidos os consumidores exigem alimentos seguros e de alta qualidade produzidos com mínimo impacto adverso ao meio ambiente (ROY *et al.*, 2009).

3.6 Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

A metodologia da avaliação de ciclo de vida consiste na análise do potencial de impactos ambientais de produtos, processos ou serviços através da compilação e avaliação dos fluxos mássicos e energéticos ao longo do seu ciclo de vida, desde a aquisição de matérias-primas, produção, uso, tratamento pós-uso, reciclagem até a disposição final, a fim de reduzir a carga ambiental existente (GUINEE, 2001; ISO 14040, 2006). É uma ferramenta que pode ser utilizada em vários ramos como: instituições de pesquisa e universidades; indústrias; serviços de consultorias em ACV; governo e entidades públicas; redes e organizações dedicadas a promoção do conceito de ciclo de vida.

Cada ramo visualiza a ACV de uma maneira: as instituições acadêmicas objetivam o desenvolvimento e refinamento de métodos enquanto as empresas estão interessadas mais na implementação e resultados ao invés dos aspectos metodológicos (BAITZ *et al.*, 2013). Baitz *et al.* (2013) identificaram requisitos para a aplicação da ACV em empresas, tais como: o método deve ser confiável, de modo assegurar a credibilidades das informações e dos seus respectivos resultados além de ser apto para fornecer informações quantitativas e relevantes para o processo de

tomada de decisão. De um modo geral, a ACV é capaz de possibilitar que companhias, consumidores e/ou outras partes interessadas possam comparar diferentes produtos e serviços, bem como avaliar e otimizar o desempenho ambiental dos mesmos.

Salienta-se que um estudo utilizando a ferramenta da ACV pode ser mais ou menos minucioso, ou seja, quando analisa apenas o processo de extração de matérias-primas até a etapa do produto final, já envasado, designa-se como do berço ao portão (*cradle to gate*), já quando são incluídos a etapa de distribuição, uso e disposição final dos resíduos, considera-se como um estudo do berço ao túmulo (*cradle to grave*).

3.6.1 Histórico da ACV

Os primeiros trabalhos reconhecidos como ACV remontam ao final dos anos 60 e o começo dos anos 70 do século XX, período em que surgiam preocupações ambientais em nível global, interligadas ao controle da poluição, aos recursos e eficiência energética e ao tratamento de resíduos (Guinee *et al.*, 2011). Em 1969, o *Midwest Research Institute (MRI)* desenvolveu um estudo para a companhia Coca-Cola, o qual foi considerado como um dos primeiros estudos em ACV. Este tinha como objetivo analisar os diferentes tipos de embalagens para refrigerantes e identificar quais apresentavam menores índices de emissões, para a quantificação do uso de recursos, sendo reconhecido como *Resource and Environmental Profile Analysis (REPA)* (GUINEE *et al.*, 2011).

Na década de 80 o interesse pela ACV cresceu rapidamente e vários trabalhos foram desenvolvidos. Entretanto, o maior desenvolvimento da ACV ocorreu na década de 90 devido aos esforços da *Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)* no desenvolvimento científico dos aspectos metodológico, bem como da *International Organization for Standardization (ISO)*, a qual dedicou-se à normalização formal dos métodos e procedimentos (GUINEE *et al.*, 2011). Neste período surgiram os precursores dos métodos de avaliação de impacto do ciclo de vida utilizados atualmente, como por exemplo: o CML 1992, o EDIP/UMIP 97, o Eco-indicador 95 e o Eco-indicador 99 (CHERUBINI e RIBEIRO, 2015).

Desde os anos 90 até o presente houve um notável crescimento das atividades da ACV globalmente, sendo que a Europa, destaca-se como a região com maior número de artigos publicados e maior número de redes relacionadas com a ACV.

3.6.2 Metodologia da ACV

Um estudo de ACV é dividido em quatro etapas: definição do objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação do impacto do ciclo de vida e interpretação segundo a *International Organization for Standardization (ISO)*, numerada de acordo com a série: ISO 14040 - Princípios Básicos e Estrutura (ISO 14040, 2006) e ISO 14044 - Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e Orientações (ISO 14044, 2006). Todas as etapas correlacionam-se entre si, ou seja, apresentam um caráter interativo, a qualquer momento ao longo da execução da pesquisa consegue-se reformular as etapas anteriores para adequação do estudo.

A Definição do Objetivo e Escopo visa demonstrar a motivação do estudo, os objetivos, o público alvo, a função do sistema, a unidade funcional e o fluxo de referência utilizado. A Análise de Inventário (ICV) é a etapa, a qual envolve a identificação e a quantificação dos fluxos mássicos e energéticos para o ciclo de vida em estudo. É a fase em que ocorre a coleta de dados, cujos dados podem ser definidos como primários, construídos a partir de questionários, mensurados e/ou calculados, ou através de dados secundários oriundos da literatura e/ou base de dados (GUINEE, 2001; ISO 14040, 2006).

A Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV), correlaciona os fluxos do inventário com seus potenciais impactos ambientais ou seja, transforma os dados do inventário em categorias de impacto que podem representar danos ao meio ambiente, saúde humana e até mesmo a depleção dos recursos naturais (CHEHEBE, 2002). Diferentes métodos podem ser utilizados para o cálculo dos impactos, entretanto cada método pode diferir numericamente em suas equivalências, nas substâncias abordadas em uma determinada categoria de impacto, na classificação em categoria de impactos ou no decorrer da etapa de normalização (RENOU *et al.*, 2008; CAVALETT *et al.*, 2013).

A escolha do método de avaliação de impacto da pesquisa dependerá das categorias de impacto, as quais pretende-se avaliar. Alguns métodos serviram de base para a definição das doutrinas de AICV, dentre eles: EPS (*Environmental Priority Strategies*), *Swiss Ecoscacity* (ou *Ecopoints*) e CML 1992 (CHERUBINI e RIBEIRO, 2015). A tabela 1 apresenta especificamente os diferentes métodos de caracterização utilizados no estudo.

Tabela 1: Comparativo dos métodos de AICV

Métodos AICV	CML 2001	EDIP 2003	IPCC 2013
Desenvolvedor	<i>Centre of Environmental Studies (CML), University of Leiden, na Holanda</i>	<i>Technical University of Denmark, na Dinamarca</i>	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, na Suíça)</i>
Categorias de impacto	Aquecimento Global (PAG), para um intervalo de tempo de 20, 100 e 500 anos	Aquecimento Global (PAG) para um intervalo de tempo de 100 anos	Aquecimento Global (PAG), para um intervalo de tempo de 20, 100 e 500 anos
	Eutrofização	Eutrofização Terrestre e Aquática	-
	Acidificação	Acidificação	-
	Depleção Abiótica	Recursos	-
	Depleção da Camada de Ozônio (5,10,15, 20, 25, 30 e 40 anos)	Depleção da Camada de Ozônio	-
	Oxidação Fotoquímica	Formação de ozônio (vegetação e humana)	-
	Toxicidade Humana	Resíduos (perigoso, radioativo)	-
	Eco Toxicidade Terrestre	Eco Toxicidade Humana (ar, solo e água)	-

Tabela 1: (continuação)

	Eco Toxicidade Água (potável)	Eco Toxicidade do Solo (crônica)	-
	Eco Toxicidade Marinha	Eco Toxicidade da Água (aguda e crônica)	-
	Uso da terra	-	-
	Radiação ionizante	-	-
Nº de substâncias caracterizadas	54	94	204

Prosseguindo com as etapas de ACV, a fase de Interpretação é o último procedimento, o qual é interativo e sistemático capaz de avaliar, analisar, identificar, verificar os resultados das fases anteriores, a fim de relatar os resultados da interpretação do ciclo de vida de um produto, processo ou serviço, (ISO 14040, 2006).

Paralelamente, em um estudo é necessário escolher bases de dados e softwares para o delineamento da ACV. A base de dados ecoinvent, do *ecoinvent Center*, em 2007 tornou-se a mais disponível e referenciada a nível mundial (CHERUBINI e RIBEIRO, 2015). Atualmente esta base de dados encontra-se totalmente estruturada na versão 3.0, a qual contém aproximadamente 6.000 atividades de transformação, 3.000 atividades de mercado e 70 mixes de produção (ECOIVENTCENTER, 2013). No momento, existem pelo menos 38 bases internacionais de dados de ACV, sendo que a base de dados brasileira ainda está em construção, que é coordenada pelo Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia - IBICT (CHERUBINI e RIBEIRO, 2015).

Com relação aos softwares de gestão e manipulação de dados, segundo Cherubini e Ribeiro (2015), na Europa e no Brasil há uma maior tendência ao uso do SimaPro® desenvolvido pela Pre Consultants, da Holanda, do Gabi, desenvolvido pela PE International, da Alemanha, e do Umberto, desenvolvido pelo Instituto Ifu-Hamburg, da Alemanha.

3.6.3 ACV no Brasil

A ACV no Brasil ainda é recente, as primeiras ações aconteceram em 1994 com a criação de um subcomitê específico sobre ACV com o apoio de empresas e segmentos econômicos e técnicos importantes do país, como a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (CHERUBINI e RIBEIRO, 2015). Atualmente a comunidade brasileira de ACV é representada pelo Programa Brasileiro de Ciclo de Vida (PBACV), pela Associação Brasileira de Ciclo de Vida (ABCV) e por mais de 27 grupos e ou laboratórios de pesquisa, 18 empresas de consultorias em ACV e 64 empresas/indústrias que usam esta ferramenta como prática de gestão ambiental (CHERUBINI e RIBEIRO, 2015).

Contudo, no Brasil a ACV encontra algumas barreiras, tais como: ausência de um inventário nacional consolidado, com disponibilidade de dados em diversos setores (FREITAS de ALVARENGA *et al.*, 2012); custo elevado para condução de um estudo, pois exige equipe técnica qualificada, uso de base de dados e softwares, os quais acrescem ainda mais o valor do projeto; necessidade de um maior tempo para o delineamento da pesquisa fator que, muitas vezes dificulta sua aplicação na área empresarial; ausência de equipe qualificada fator que, pode colocar a pesquisa em risco, uma vez que a interpretação dos resultados gerados pode ser mal conduzida (CHERUBINI e RIBEIRO, 2015).

Estas barreiras têm dificultado muito a realização de trabalhos brasileiros. As pesquisas já elaboradas muitas vezes divergem de outros trabalhos, em virtude dos fatores acima citados, bem como da ausência de uma base de dados nacional, fator que leva o dirigente do estudo recorrer a dados internacionais para o delineamento da ACV, com aumento das incertezas do estudo.

3.6.4 Estrutura computacional do ICV

O sistema computacional no desenvolvimento do inventário de ciclo de vida (ICV) considera o processo como uma série de conversões de unidades e de escalas, ou seja, o inventário pode ser visto como um conjunto de equações algébricas lineares na forma matricial (HEIJUNGS e SUH, 2002).

Nestas matrizes, cada coluna representa o processo e as linhas representam os fluxos, por exemplo; na etapa do cultivo o processo seria o próprio cultivo e os

fluxos seriam representados pelas entradas e saídas, neste caso mássicos, como entrada da quantia de sementes, assim como entrada de fertilizantes, diesel, as saídas de emissões para o ar, para a água, etc.

O sistema computacional divide em dois fluxos caracterizados como econômicos e ambientais para cada processo. Nesta etapa há um vetor **s**, o qual determina quanto de cada fluxo econômico é requerido pelo fluxo de referência, ou seja o que é demandado pelo sistema (HEIJUNGS e SUH, 2002). A matriz tecnológica **A** e vetor de demanda, são definidos na Equação 3.1:

$$As = f \quad (3.1)$$

Onde:

- A é a matriz tecnológica;
- s é o vetor dos fatores de escala;
- f é o vetor de demanda (HEIJUNGS e SUH, 2002).

Logo, tem-se o vetor dos fatores de escala, Equação 3.2. Salienta-se que a inversão de matriz requer obrigatoriamente uma matriz quadrada, não-singular:

$$s = A^{-1} \cdot f \quad (3.2)$$

onde:

- s é o vetor dos fluxos econômicos;
- A^{-1} é a matriz inversa;
- f é o vetor de demanda (HEIJUNGS e SUH, 2002).

Já para os fluxos ambientais tem-se a matriz de intervenções **B**, a qual aplica-se os fatores de escala, utilizando o vetor de fatores de escala **s**, anteriormente encontrado (Equação 3.3) (HEIJUNGS e SUH, 2002).

$$g = B \cdot s \quad (3.3)$$

onde:

- g é o vetor dos fluxos ambientais;
- B é a matriz de intervenções;
- s é o vetor dos fatores de escala (HEIJUNGS e SUH, 2002).

3.6.5 Potencial de Aquecimento Global (PAG) e fatores de caracterização

O Potencial de Aquecimento Global (PAG), da sigla em inglês *Global Warming Potential (GWP)*, foi desenvolvido com o intuito de confrontar as ações dos diferentes GEE no aquecimento global. O PAG é a medida do impacto que um gás particular de efeito estufa tem sobre o forçamento radiativo, em um determinado horizonte temporal (IPCC, 2001). Sua introdução foi realizada para estimar especificadamente os impactos potenciais futuros de emissões de diferentes GEE sobre o sistema climático (LASHOF e AHUJA, 1990).

Logo, considera-se como forçamento radiativo uma medida da influência de um fator na alteração do equilíbrio de energia de entrada e saída do sistema Terra-atmosfera, ou seja, o fator é estimado como um possível mecanismo de mudança do clima (FORSTER *et al.*, 2007). Este forçamento é representado em *watts* por metro quadrado (W/m^2), ou calor por unidade de área da superfície da terra (FORSTER *et al.*, 2007).

O PAG tem o CO_2 como referência e é analisado como uma forma de fornecer uma medida simples dos efeitos radiativos relativos à diferentes gases estufa (IPCC, 2001). O cálculo baseia-se na razão do forçamento radiativo, o qual é considerado resultado de um quilograma de um GEE com um quilograma de dióxido de carbono, por um período de tempo determinado em vinte, quinhentos ou cem anos, conforme a opção do dirigente do estudo (RAMASWAMY *et al.*, 2001; FORSTER *et al.*, 2007). A Equação 3.4 demonstra o cálculo do fator de caracterização.

$$PAG_i = \frac{\int_0^{TH} a_x \cdot [x(t)] dt}{\int_0^{TH} a_r \cdot [r(t)] dt} \quad [Kg \text{ CO}_{2eq} / Kg \text{ substância}] \quad (3.4)$$

Onde:

- TH é o horizonte de tempo escolhido;
- A_x é a eficiência de radiação devido a unidade de aumento na atmosfera da abundância do gás em questão;
- $[x(t)]$ é o decaimento (dependente do tempo) da abundância do gás e a correspondente quantidade do gás de referência no denominador.

Desta maneira, após a obtenção do resultado total das intervenções (em massa ou volume) de uma determinada fonte conforme descrito no item 3.6.4, o software multiplica este valor com o fator de caracterização relativo ao período de tempo (20, 100, ou 500 anos) escolhido pelo dirigente do estudo (IPCC, 2001; FORSTER *et al.*, 2007). A partir disso, obtêm-se o PAG, sendo o resultado expresso em kg CO₂ equivalente (IPCC, 2001), consoante demonstrado na Equação 3.5.

$$PAG = \sum_{mi} * PAG_i \quad [Kg \text{ CO}_{2eq}] \quad (3.5)$$

onde:

- mi quantidade da intervenção em massa ou volume;
- i fator de caracterização (IPCC, 2001).

Em suma, o CO_{2-eq} provê um padrão universal de medidas, podendo-se assim avaliar os diferentes gases de efeito estufa (FORSTER *et al.*, 2007).

3.6.6 Estudos em arroz utilizando ACV

Há poucos estudos focados na cadeia produtiva do arroz que utilizam a utilizando a ACV como ferramenta. A tabela 2 descreve alguns estudos, os quais aplicaram a metodologia da ACV em arroz.

De um modo geral, todos os estudos identificaram que a cadeia orizícola tem contribuído ativamente para a degradação do meio ambiente independentemente da região de produção. Variações na escolha da unidade funcional proporcionaram resultados mais amplos quanto aos possíveis impactos ambientais ao longo do ciclo de vida do arroz. Uma vez que a unidade funcional é a unidade de referência base para a comparação entre sistemas diferentes, Hokazono e Hayashi (2012) ao comparar três unidades funcionais obteve que para a categoria de aquecimento global com uma unidade funcional de área (ha), o sistema convencional apresentou menor índice de emissão do que o sistema orgânico, diferindo-se dos demais resultados os quais, demonstravam que o sistema convencional era o mais impactante.

Além disso, para todos os estudos e para a presente análise a agricultura foi o *hotspot* do ciclo do arroz em virtude das emissões oriundas no campo. (BLENGINI e BUSTO, 2009; HOKAZONO e HAYASHI, 2012; BRODT *et al.*, 2014; THANAWONG *et al.*, 2014). Paralelamente, a entrada de fertilizante no solo somente potencializou as emissões sendo que as demais entradas como operações com maquinário agrícola, transporte, gerenciamento da palha, entre outras etapas foram os demais contribuintes, mas em menores proporções (BLENGINI e BUSTO, 2009; HOKAZONO e HAYASHI, 2012; BRODT *et al.*, 2014).

Outro fator com grande participação nos impactos ambientais é o menor rendimento dos grãos. Blengini e Busto, (2009) ao relataram que o sistema orgânico e de sequeiro apresentaram o potencial de reduzir o impacto por unidade de área cultivada, entretanto devido ao baixo rendimento dos grãos os benefícios ambientais acabaram se reduzindo para o sistema de sequeiro e quase cancelado para o sistema orgânico.

Outro estudo em ACV em arroz feito por Thanawong *et al.*, (2014) o GWP por kg de arroz variou entre 2,97 e 5,55 kg kg CO₂-equi. Este resultado foi maior comparado a outras regiões, uma vez que o rendimento do arroz obtido na Tailândia é também inferior variando de 2625 kg/ha e 2188 kg/ha. Já para Brodt *et al.*, (2014) em virtude do alto rendimento por hectare e as baixas emissões provenientes do campo o resultado final foi relativamente baixo comparado aos demais estudo em ACV.

Em vista disso, pode-se perceber que ao longo do ciclo de vida do arroz há fatores que auxiliam na degradação ambiental. Logo, faz-se necessário adotar práticas que veiam minimizar ou suprimir estes fatores negativos, contribuindo assim, para a formação de uma cadeia orizícola sustentável.

Tabela 2: Aplicação internacional da metodologia da ACV no sistema orizícola.

País	Objetivo	Unidade Funcional	Conclusão	Autor / ano
Bangladesh	Avaliaram o ciclo de vida do arroz parboilizado (fase pós-colheita) por processos locais: aquecidos em fornalhas, caldeira pequena e sem tratamento térmico	1 t arroz	Todos os processos constaram efeito negativo no ambiente, entretanto a carga ambiental varia de processo para processo. O consumo de energia e as emissões de CO ₂ diminuem gradualmente (aquecimento em fornalha > caldeira pequena > sem tratamento térmico)	(ROY <i>et al.</i> , 2007)
Verceli, Itália	Análise de cenários relativos a processos alternativos de arroz, sistemas: orgânico, sequeiro	1 kg de arroz branco polido, envasado e entregue ao supermercado	O cultivo orgânico e de sequeiro tem o potencial de reduzir o impacto por unidade de área cultivada, entretanto devido ao baixo rendimento dos grãos os benefícios ambientais acabam se reduzindo para o sistema de sequeiro e quase cancelado para o sistema orgânico	(BLENGINI e BUSTO, 2009)
Japão	Avaliaram aquecimento global e o potencial de eutrofização do arroz produzido em sistema orgânico, convencional e sustentável (sistema com herbicidas e fertilizantes aplicado em quantias limitadas, inferiores ao normal)	(3 UF) Área (ha), massa (1kg arroz) e valor monetário	O sistema orgânico e o sistema sustentável apresentaram maior impacto do que a agricultura convencional, mas é dependente da unidade funcional: Aquecimento global – UF _{massa} (Orgânico<sustentável<convencional); igual resultado para eutrofização Aquecimento global UF _{ha} (Convencional<sustentável<orgânico); eutrofização UF _{ha} (Orgânico<sustentável <convencional), UF _{monetário} (Orgânico<sustentável<convencional), igual resultado para eutrofização Além disso, se aplicadas novas tecnologias no sistema orgânico, tem-se a probabilidade de redução das cargas ambientais e se avaliasse o indicador biodiversidade o cultivo orgânico apresentaria um impacto positivo	(HOKAZONO <i>et al.</i> , 2009)

Tabela 2: (continuação)

País	Objetivo	Unidade Funcional	Conclusão	Autor / ano
Taihu, China	Análise do impacto ambiental da produção de arroz	1 t arroz	Redução do intenso uso de fertilizantes nitrogenados e aumentos da eficiência são pontos chaves para controlar os impactos ambientais, diminuindo o consumo de recursos e as emissões a partir do sistema de cultivo orizícola	(WANG <i>et al.</i> , 2010)
Japão	Comparação da produção de arroz orgânico com outros sistemas de cultivo: convencional e sustentável (aplicação de 50% menos da quantia de fertilizantes e de herbicidas)	1kg de arroz integral seco e descascado	Os impactos ambientais do sistema orgânico flutuaram no decorrer dos anos para todas as categorias de impacto analisadas, em função dos diferentes rendimentos. Contudo as variações reduziram ao longo dos últimos anos e o sistema de cultivo orgânico passa a ter o mesmo nível de emissão do que o sistema convencional.	(HOKAZONO e HAYASHI, 2012)
Califórnia, EUA	Estimaram as emissões de GEE a partir do sistema intensivo de produção da Califórnia	1 kg de arroz polido não envasado	Os resultados foram extremamente baixos quando comparados com outros estudos em outras partes no mundo, em virtude do alto rendimento de grãos. A redução das emissões principalmente de metano, através de diferentes práticas de gerenciamento, otimização do uso de fertilizantes nitrogenados, o aumento da eficiência de combustível ou a redução do uso de maquinários apresentam grandes oportunidades para reduzir as emissões do ciclo	(BRODT <i>et al.</i> , 2014)

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste estudo de caso, visando atingir os objetivos inicialmente propostos, foi aplicada a metodologia da ACV, utilizando como modelo duas representativas cooperativas orizícolas com sistemas de cultivo distinto (mínimo e orgânico). A Cooperativa Arrozeira Extremo Sul LTDA, cuja localiza-se com unidades beneficiadoras nas cidades de Pelotas e Camaquã, obtêm os grãos de arroz da cidade de Santa Vitória do Palmar no Estado do Rio Grande do Sul sob supervisão da Agroriza Planejamento e Assistência Técnica. A área em questão pratica o sistema de cultivo mínimo a 40 anos, com período de pousio a cada 5 anos com uma área de produção de 1400 hectares.

A outra indústria do estudo é a Cooperativa de Produção Agropecuária Nova Santa Rita Ltda. (COOPAN). Esta localiza-se no Assentamento Capela no município de Nova Santa Rita, o qual pertence à Microrregião Porto Alegre e à Mesorregião Metropolitana de Porto Alegre - RS. A COOPAN segue a orientação política do Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra – MST, uma vez que fundada e localizada dentro do Assentamento Capela. O Assentamento Capela abrange uma área de 2.169,37 hectares dos quais 580 hectares pertencem à COOPAN, sendo apenas destinados para o plantio de arroz orgânico 220 hectares. A COOPAN produz arroz a 20 anos, sendo que 15 anos são somente destinados a produção de arroz orgânico.

A coleta de dados para os dois sistemas de cultivo foi realizada através de visitas técnicas providas do uso de questionário, o qual teve o propósito de investigar minuciosamente o funcionamento das etapas de cultivo, secagem e beneficiamento, bem como quantificar todas as entradas e saídas presentes. Nas visitas técnicas foram feitas entrevistas com supervisores e responsáveis pelo processo industrial e ou agrícola, ou seja a pesquisa utilizou-se de dados primários, coletados diretamente da cadeia produtiva do arroz.

Além da obtenção de dados primários a pesquisa utilizou de dados secundários provenientes da literatura, referentes às emissões para o ar ocorridas durante o desenvolvimento da planta para ambos os sistemas, bem como as emissões para a água (DI e CAMERON, 2002; TOWPRAYOON, 2005; WANG, 2013; QUIÃO *et al.*, 2013). Além destes inclui-se as emissões para o ar proveniente da queima da casca de arroz (IRFAN, 2014) e as emissões para o ar em virtude do sistema de compostagem praticado pelo sistema de cultivo orgânico.

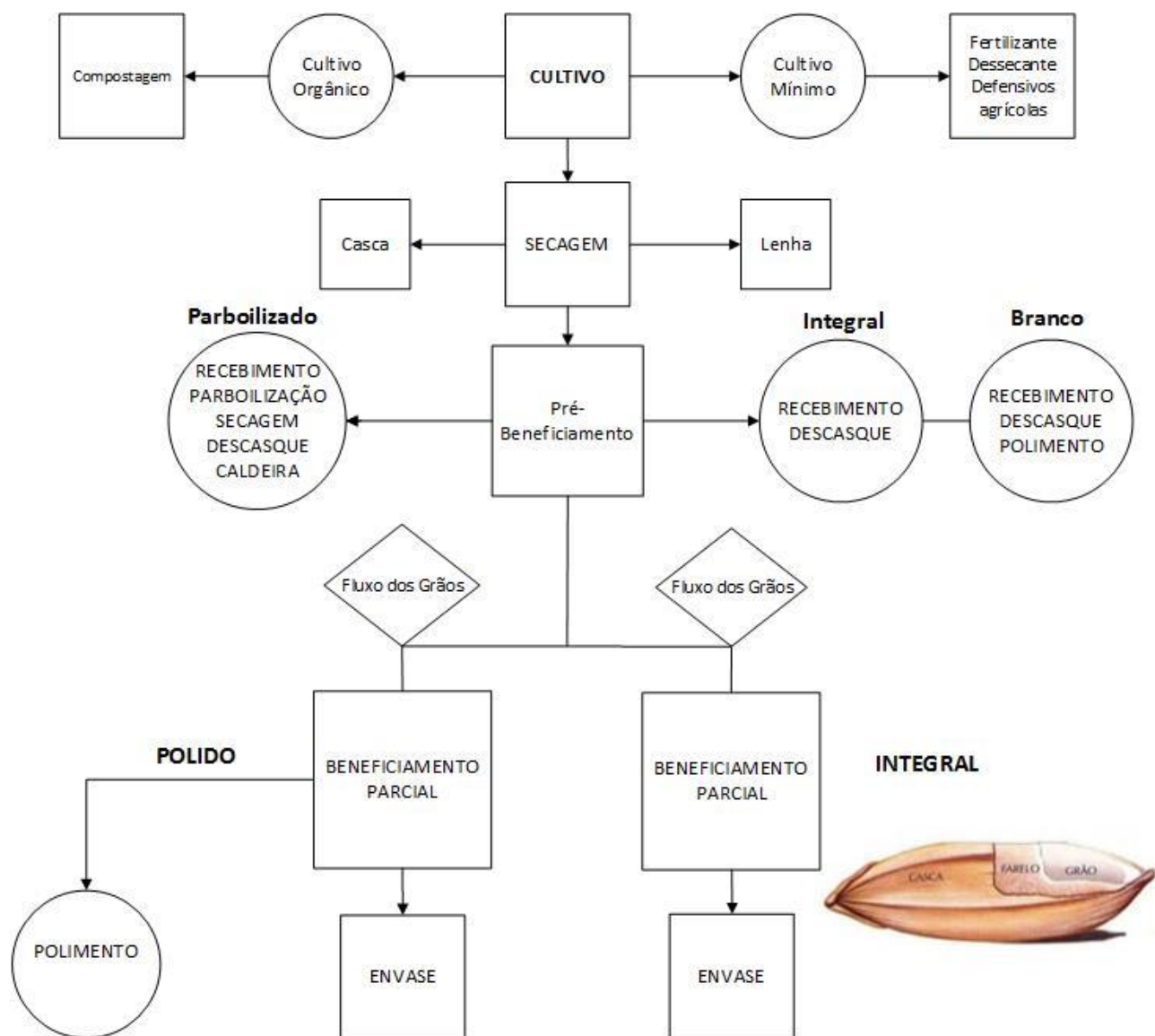
Por conseguinte, a fronteira geográfica desse estudo foi designada de acordo com a localização da produção dos materiais que participam do ciclo de vida do arroz produzido por estas empresas. Já a fronteira tecnológica delimitou-se pelas tecnologias ou sistemas produtivos empregados pelas empresas e por produtores rurais. Com relação a fronteira temporal optou-se por dados recentes e relativos as últimas safra entre os anos de 2012 e 2014.

O estudo de caso demonstra uma abordagem definida como do berço ao portão (em inglês “cradle to gate”), isto é, considerou-se desde o preparo do solo até a saída do arroz já envasado pelo portão da fábrica, excluindo-se as etapas de distribuição e uso. A Figura 2 demonstra especificadamente as etapas inclusas em ambos sistemas de cultivos (mínimo e orgânico).

Para o delineamento da ACV utilizou-se o software SimaPro 8.0.3.14 Educacional. O inventário foi alimentado pelos dados primários e secundários além da base de dados do Ecoinvent 2.2 e 3.0 fornecida pelo próprio software. Para a Análise do Impacto do Ciclo de Vida (AICV), escolheu-se a categoria de impacto Potencial de Aquecimento Global – PAG, para um intervalo de tempo de 100 anos. A análise baseou-se em 1 kg de proteína como unidade funcional e em três métodos de caracterização IPCC 2013, CML 2001 e EDIP 2003.

A energia elétrica estabelecida em todo o sistema foi o *grid* energético brasileiro 2013 (BRASIL, 2013).

Figura 2: Etapas do ciclo do arroz para os dois sistemas de cultivo (mínimo e orgânico)



5 CAPÍTULO II: ARTIGO CIENTÍFICO

Environmental Performance of Rice Production and Greenhouse Gases Emissions: Comparison between white and brown rice produced under minimal tillage or organic farming using Life Cycle Assessment

Os resultados referentes ao trabalho de desempenho ambiental do arroz branco e integral através do sistema de cultivo mínimo e orgânico, utilizando a metodologia de ACV estão apresentados em forma de artigo submetido para publicação na revista *Journal of Cleaner Production*.

Environmental Performance of Rice Production: Comparison between white and
brown rice produced under minimal tillage or organic farming using Life Cycle
Assessment

Flávia Aparecida Nunes ^a, Marcus Seferin ^b, Simone Hickmann Flôres ^a, Marco
Antônio Záchia Ayub ^{a*}

^a Biotechnology & Biochemical Engineering Laboratory (BiotecLab), Institute of Food Science & Technology, Federal University of Rio Grande do Sul, Av., Bento Gonçalves, 9500, P.O. Box 15090, ZC 91501-970, Porto Alegre, RS, Brazil; ^bMaterials Laboratory (LAMAT), Engineering School, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS), Av. Ipiranga, 6681, Porto Alegre, RS, ZC 90619-900, Brazil

**Corresponding author:*

Tel.: +55 51 3308 6685; Fax + 55 51 3308 7048

E-mail address: mazayub@ufrgs.br (M.A.Z. Ayub)

Abstract

Knowledge on the environmental impact caused by rice cultivation, the most consumed cereal in the world, is essential to assess agricultural impact on total global anthropogenic emissions of greenhouse gases (GHG). Using life cycle assessment (LCA), we compared the global warming potential (GWP) of white and brown rice from two different cultivation systems, minimal tillage and organic, under the practices and climate conditions of the south of Brazil, the most important rice-producer region in Latin America. The “Cradle to Gate” approach was used, including the stages of cultivation, grain drying, and processing, considering the functional unit of 1 kg of protein produced. We confronted the results with three different methods of Life Cycle Impact Assessment (LCIA): IPCC 2013, EDIP 2003, and CML 2001. The GWP 100 was higher for the white rice under minimal tillage system (MTW), equivalent to 32.50 kg CO_{2-eq}/kg of protein; the lowest GWP 100 was observed for the brown rice produced by organic farming system (ORB), 18.80 kg CO_{2-eq}/kg of protein. The brown rice, under minimal tillage system (MTB), and the white rice, under organic farming system (ORW), released 30.10 and 26.10 kg CO_{2-eq}/kg of protein, respectively. Results clearly show that the cultivation stage is the hotspot of environmental impact, specially caused by the use of mineral fertilizers in the case of the minimal tillage system. In general, rice obtained under organic farming presented lower emissions as calculated by the three methods, with the IPCC 2013 and EDIP 2003 methods proving to be more robust. This research might help in the elaboration of rice production inventories, as well as in trying to provide reliable information to stakeholders in order to choose sustainable products and processes.

Keywords: Life Cycle Assessment; GHG emissions; rice minimal tillage; rice organic farming; rice processing; LCIA methods.

1. Introduction

Rice (*Oryza sativa*), the second most cultivated cereal worldwide, is considered the staple food of more than three billion people in the world, being one of the most important foods for human nutrition (SOSBAI, 2012). In special, Asian countries have rice consumptions in between 100 and 150 kg/person/year (SOSBAI, 2012). Rice is an important protein source, composition varying from 4.3 to 18.2 % (mass fraction of grain) depending on genotypic characteristics, solar radiation, temperature, and nitrogen fertilization (WALTER, *et al.*, 2008).

According to Smith *et al.* (2007), the agricultural sector is responsible for about 10-12 % of the global anthropogenic emissions of GHG. Rice production has received special attention because its culture is associated with the emission of methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O), two important greenhouse gases contributing to climate changes (BRODT *et al.*, 2014). Linnquist *et al.* (2012) reported that from the total global warming potential (GWP) of rice fields, methane emissions contribute 92 %, followed by N₂O emissions. As rice production is expected to grow in the next years because of population growth and demand, we can expect higher GHG emissions caused by this agricultural activity (CAI *et al.*, 2007).

An agricultural system capable of providing good yields of production and, at the same time, minimal environmental impact would be the ideal production system model. For instance, in order to reduce the impact generated by management practices applied by conventional farming of rice production, the minimal tillage system has been

widely used because there is less soil mobilization during the sowing operation (SOSBAI, 2012). Another approach is the development of organic production. MÄDER et al. (2002), propose that a more sustainable agriculture model could be achieved by organic practices as an alternative to conventional farming.

In parallel to new agriculture practices, the use of the life cycle assessment (LCA) methodology has contributed to reduce the environmental impact by providing thorough analysis of the potential environmental impacts of the products, processes or services. Using the compilation and evaluation of mass flows and energy involved in any productive process, decisions on practices and uses, both qualitatively and quantitatively, can be made (GUINÉE, et al., 2002; ISO 14040, 2006).

Although the literature on the GHG emissions produced by rice cultivation is comprehensive (as reviewed by BLENGINI and BUSTO, 2009), the LCA of rice production practices and processing are scarce (BRODT et al., 2014; BLENGINI and BUSTO, 2009; HOKAZONO and HAYASHI, 2012; THANAWONG et al., 2014).

In this context, the aims of this research were to estimate the Global Warming Potential (GWP) from the production and processing of white and brown rice obtained by two different methods of production: conventional minimal tillage and organic farming, using the life cycle assessment methodology. Data were analyzed and compared by three different characterization methods: the IPCC 2013, the EDIP 2003, and the CML 2001.

2. Materials and Methods

2.1. Aims and scope of research

The aim of this research was to evaluate the environmental performance of rice cultures and processing estimating the global warming potential by using LCA methodology. We followed the ISO 14040 (2006) for the definition of LCA flow, which consists of four stages: 1) goal and scope definition; 2) inventory analysis; 3) impact assessment; 4) and interpretation. It is noteworthy that all these stages are correlated with each other, having an interactive character.

The Goal and Scope Definition shows the motivation of the study, objectives, targeted audience, the function of the system, the functional unit, and the reference flow.

The Inventory Analysis (LCI) stage concerns the data collection of mass and energy input and output (air, water and solid emissions) of the life cycle in the study, including the description and verification of data.

The Life Cycle Impact Assessment (LCIA) quantifies how inventory flows contribute to environmental impacts. The LCIA identifies the environmental load in a life cycle. In this stage, conversion methods are used to characterize factors that differ numerically in their equivalences and or in the substances inserted in a particular impact category.

The global warming potential category (GWP), which is used as an indicator of global warming, considering the time-horizon of 100 years, was considered for the analysis. The base method we used was the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC 2013), but we also compared the results using two other impact methods: CML 2001 (Environmental Science Center at the University Leiden), and

EDIP 2003 (Environmental Design of Industrial Products, Denmark). Table 1 shows the characterization factors used by the compared methods in this study. The computational implementation of the inventory of life cycle was carried out using the software SimaPro 8.0.3.14 Faculty (Pre Consultants, Amesfoort, Netherlands), and the ECOINVENT 2.2 and 3.0 (ecoinvent Center, Swiss)

Table 1: Characterization of factors of the LCIA methods

Substances	Methods (in kg CO ₂ -eq/kg of protein) ^a		
	IPCC 2013 ^b	EDIP 2003 ^c	CML 2001 ^d
CO ₂ fossil	1	1	1
CH ₄ fossil	28	25	23
CH ₄ biogenic	25.25	22.25	20
N ₂ O	265	298	296

^a 100 -Year time horizon.

^b Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC 2013).

^c Environmental Design of Industrial Products, Denmark (EDIP 2003).

^d Environmental Science Center at the University Leiden (CML 2001)

2.2. Principal component analysis (PCA)

The Principal Component Analysis (PCA) is the statistical method that is used to reduce the dimensionality of a data set consisting of a large number of interrelated variables, while retaining as much as possible of the variation present in the data set. This is achieved by transforming to a new set of variables, the principal components (PCs), which are uncorrelated, and that are ordered so that the first few retains most of the variation present in the all of original variables (JOLLIFFE, 2002).

The total emissions obtained in the LCA were organized in a matrix of rice types versus stages of cultivation, drying, and processing (Table 2), and the PCA graphic. The results were expressed as one scattered plot of the rice types (Figure 1A), and another showing the important stages for environmental impacts, in terms of GWP and the total CO₂ emission, of the corresponding rice type (Figure 1B).

The statistical analysis was performed using STATISTICA 8.0 software (Statsoft, SP, Brazil).

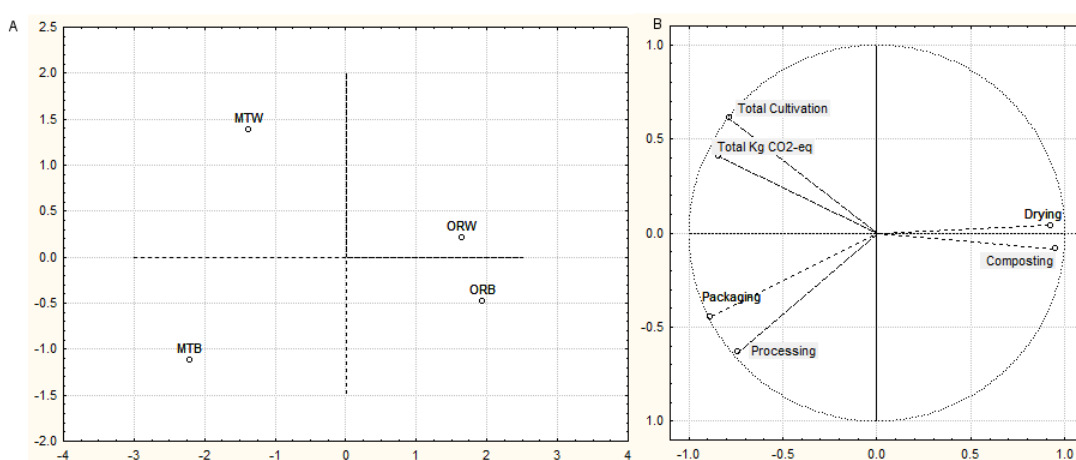


Figure 1. PCA graphic. Results are expressed as the scattered plot of the rice types (1A), and the important stages for environmental impacts, in terms of GWP and the total CO₂ emission, of the corresponding rice types (1B).

2.3. LCA study for white and brown rice under different cultivations system

This study aimed to compare the global warming potential of white and brown rice obtained by minimal and organic production systems in order to provide data that could contribute to decision-making for a more sustainable production. Furthermore, we compared the results using three characterization methods, providing better support to the closing remarks.

2.4. Product system and boundaries

This section describes the application of LCA methodology to the rice chain production, as determined by the ISO 14040 (2006). The model systems of two representative rice production cooperatives were chosen, one producing this cereal using the minimal tillage technology, the other, growing organic rice. Both types of rice are produced under the paddy system, i.e., the cultivation is carried out in flooded land.

For the data survey of the minimal tillage, the study covered the region of Santa Vitória do Palmar in the state of Rio Grande do Sul (33°32'2" S and 53° 30'59" W). Information on rice cultivation stage and drying of grains were obtained from Agroriza Planejamento e Assistência Técnica, company that represents the local farmers. These farmers have been practicing the minimal tillage system for more than forty years, with a fallow period every five years, totaling a production area of 1,400 hectares.

Data on the rice processing, for both white and brown, have been obtained from the Cooperativa Arrozeira Extremosul Ltda, which has its industrial headquarters located in the city of Pelotas (31°46'19" S and 52°20'33" W), with a second industrial unit nearby (Camaquã, RS; 30°51'04" S and 51°48'44" W).

The cooperative has a monthly output of approximately 15 million tons of rice occupying the 6th position among the fifty largest rice processing industries of Rio Grande do Sul (data available for 2013).

All information about the organic farming system and of processing of brown rice was obtained from the Cooperativa de Produção Agropecuária Nova Santa Rita Ltda (COOPAN (29°49'58" S and 51°16'28" W)). It is located in Assentamento Capela, in the city of Nova Santa Rita, which is a cooperative of small farmers. According to

data from INCRA (National Institute for Colonization and Agrarian Reform, Brazil), Assentamento Capela covers an area of 2,169.37 ha, of which 580 ha belong to COOPAN, using 220 ha for organic rice cultivation that has been in practice for the last 15 years.

Annual production of organic rice is around 800 tons (2012/2013) per harvest. Drying and processing data of polished and brown rice are considered primary the data obtained directly from the COOPAN technical information.

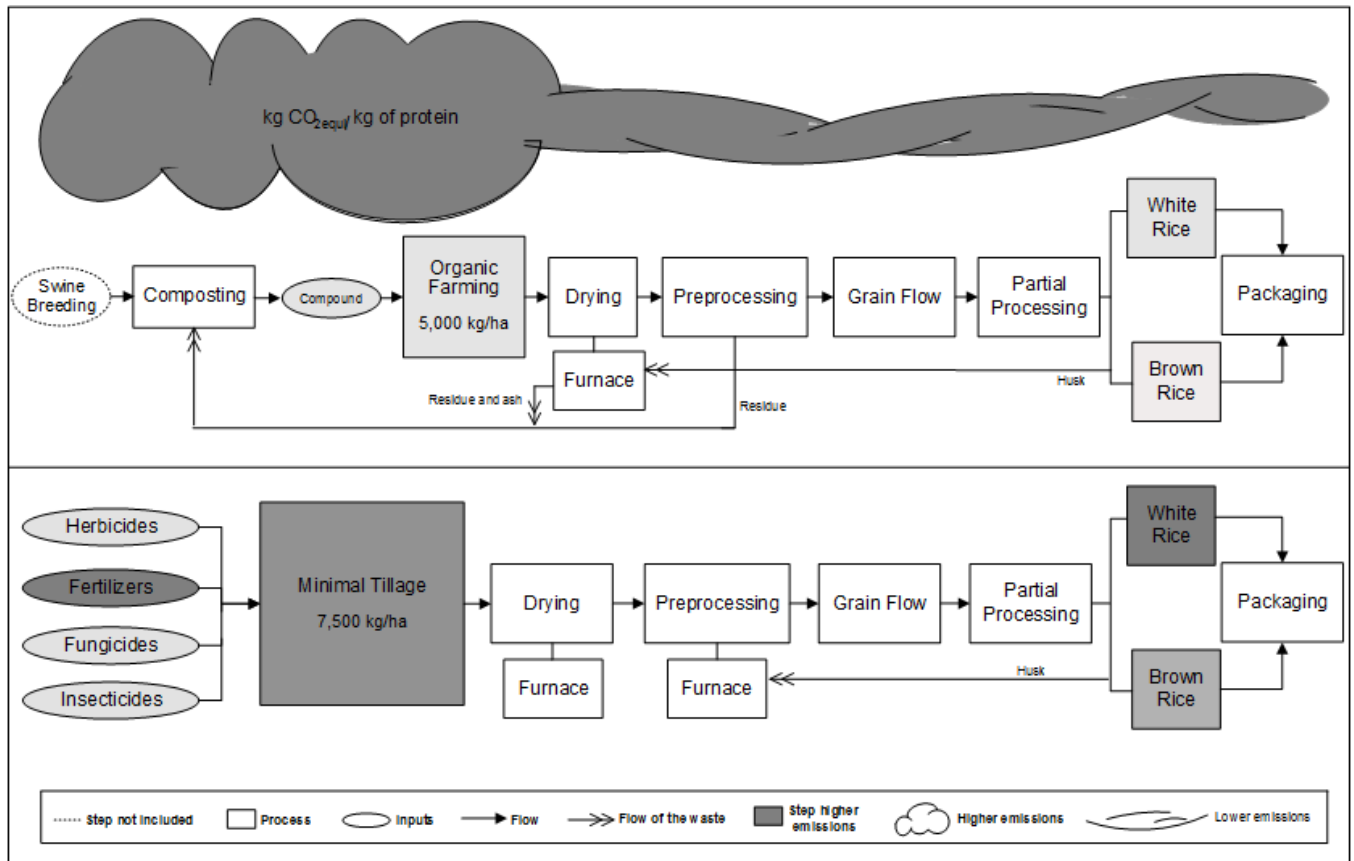
In this way, the geographic border of this study was designed according to the location of the production areas of these companies. The technological frontier was delimited by the production systems employed by companies and farmers. Regarding the temporal border, it was chosen the most recent data available between the years 2012 and 2014.

Primary data was considered in this research, which was obtained during technical visits to production fields and processing plants. Interviews were carried out with processing supervisors and farmers.

The case study demonstrates an approach defined as cradle-to-gate, considering production from soil preparation to rice packed at the factory gate, excluding the distribution and consumption stages. The flowchart depicted in Figure 2 demonstrates the steps included in both cropping systems (minimal and organic) and their emissions.

It is also included in the system the fertilizer inputs, herbicides, packaging, diesel, transport, and emissions outputs into atmosphere and water. The life cycle of swine breeding for the supply of manure was not considered in the system. The rice straw and the diesel used for agricultural defensive applications by air were not included in the agricultural system.

Figure 2. Flowchart depicting the steps included in both cultivation systems (minimal tillage and organic farming) and their respective emissions.



2.5. Functional unit and reference flow

The function of the system aims to show the purpose of the final product. For this study, the function of the system is the protein nutritional supply to the population through the consumption of white and/or brown rice, whether provided by minimal or organic farming.

It was chosen as a functional unit “one kilogram of protein”, because each of these processed rice have different protein contents. In Table 2 is presented the necessary amount of rice to obtain 1 kg protein.

Table 2: GHG emissions (in kg CO₂-eq/kg protein) using the IPCC 2013 method for the stages of cultivation, drying, processing, and packaging of rice for minimal tillage and organic farming systems.

Description	kg of rice	Total	Composting	Cultivation	Drying	Processing ^a	Packaging
MTW ^a	13.89	32.50	-	29.92	0.56	1.80	0.23
MTB ^b	13.16	30.10	-	22.61	0.39	6.73	0.36
ORW ^c	16.67	26.10	3.51	18.65	1.92	1.83	0.18
ORB ^d	12.51	18.80	2.55	13.51	1.35	1.22	0.17

^a Includes (preprocessing, partial processing, grain flow).

2.6. Minimal tillage

The implementation of rice production under minimal tillage system consisted of planting in previously prepared soil, with time for the formation of a vegetation cover, which is controlled by the use of herbicides (SOSBAI, 2012). It differs from conventional cultivation because it reduces soil mobility during the sowing period. In the state of Rio Grande do Sul, the percentage of the area sown by minimal tillage system, for the harvest of 2012/2013, was 74.8 % (Produção Agrícola Municipal 2013, 2014). Therefore, this system is highly representative of rice production in the most important region producer in Latin America.

Under this system, there is initially a desiccation of the area, aiming at controlling grasses and weeds, thus facilitating the minimal tillage. Harrowing follows, with sufficient numbers of cuttings for a good planning of the area. After that, leveling curves are constructed that serve as delimitation between blocks of planted area, which also

function as water containers for the paddy fields. Finally, a new desiccation is carried out 2 weeks before sowing.

Rice sowing occurs in October, with the application of NPK fertilizer and urea before irrigation. In stage V3, in which a collar is formed on the third sheath of the main culm, there is a further complement of N and K. After irrigation, two more applications are made at V6 and V8 stages. The closure of the water in the rice field takes place from the point of physiological maturity of the plant. Table 3 shows the inputs and outputs in this cultivation system. After harvesting, follows grain drying and the rice are sent to the processing plant.

Table 3: Inventory of inputs and outputs in the cultivation stage (units per kg of protein).

Description	Sub-compartment	Unit	Source	Amount _a			
				Organic		Minimal	
				White	Brown	White	Brown
Yields		Kg/ha	Local data	5.000		7.500	
Inputs known of nature							
Water, BR		m ³	Local data	0.12	0.09	0.01	0.01
Occupation, arable, organic		m ² /ha	Local data	33.34	25.02	-	-
Occupation, arable		m ² /ha	Local data	-	-	18.52	17.55
Inputs known of technological sphere (materials and fuels)							
Rice seed		kg	Local data	0.67	0.50	0.18	0.17
Compost		kg	Local data	50.01	37.53	-	-
Glyphosate		g	Local data	-	-	0.01	0.01
Urea, as N		kg	Local data	-	-	0.56	0.53
Ammonium nitrate, as N		kg	Local data	-	-	0.54	0.51
Triple superphosphate, as P ₂ O ₅		kg	Local data	-	-	0.19	0.18
Potassium chloride, as K ₂ O		kg	Local data	-	-	0.36	0.34
Fungicides		g	Local data	-	-	5.00E-04	4.74E-04
Insecticides		g	Local data	-	-	1.48E-04	1.4E-04
Diesel - Plantation		kg	Local data	0.42	0.32	0.12	0.12
Diesel - Harvest		kg	Local data	0.08	0.06	0.06	0.06
Transport seeds, lorry 16-32tons		ton/km	Local data	0.90	0.68	0.09	0.09
Transport compost, lorry 7.5-16tons		ton/km	Local data	0.003	0.003	-	-
Transport herbicides, lorry 7.5-16tons		ton/km	Local data	-	-	0.37	0.35
Transport fertilizers, lorry 7.5-16tons		ton/km	Local data	-	-	0.31	0.30
Inputs known of technological sphere (electricity and heat)							
Electricity, Pump (motor 50CV)		J/h	Local data	441,388	331,239	245,186	232,300
Electricity, Pump (motor 30 CV)		J/h	Local data	264,833	198,744	147,112	139,380
Outputs - Emissions to air							
Methane (CH ₄)	-	kg	(WANG, 2013) ^b (TOWPRAYOON, 2005) ^c	0.44 ^b	0.33 ^b	0.45 ^c	0.43 ^c
Nitrogen monoxide	-	kg	(WANG, 2013) ^b (TOWPRAYOON, 2005) ^c	8.00E-04 ^b	6.00E-04 ^b	6.85E-04 ^c	6.49E-04 ^c
Outputs - Emissions to water							
Nitrate (NO ₃ ⁻)	river	Kg N	(DI and CAMERON, 2002) ^d	2.67E-04 ^d	2.00E-05 ^d	-	-
Nitrate (NO ₃ ⁻)	-	Kg N	(QIAO, <i>et al.</i> , 2013) ^f	-	-	5.56E-04 ^f	5.26E-04 ^f
Ammonium, ion (NH ₄ ⁺)	-	Kg N	(QIAO, <i>et al.</i> , 2013) ^f	-	-	4.04E-04 ^f	3.83E-03 ^f

2.7. Organic farming

In this study, the organic cultivation is characterized by the use of pre-germinated technology and what is ordinarily called organic system.

The pre-germinated farming system is characterized by using pre-germinated seeds spread onto previously flooded soil with a water blade of approximately 5 cm in height (SOSBAI, 2012). This pre-germination occurs in porous bags or tanks, which are hydrated by soaking in water for 24 to 36 h, and left in the shade for the same period, thereby initiating the pre-germination. It is noteworthy that the pre-germinated system occupies approximately 12.2 % of the cultivated rice area in the state of Rio Grande do Sul (Produção Agrícola Municipal 2013, 2014). Briefly, it is understood as organic system the one that have adopted culture, biological, and mechanical methods as opposed of using synthetic materials, use of genetically modified micro-organisms or seeds and ionizing radiation, at any stage of the production process, storage, distribution, and commercialization (BRASIL, 2003).

Soil management occur in the inter-harvest period and stubble, soil preparation and plant development, which begins with harrowing of the soil followed by cultivation flooding during 25 to 30 days. It follows the sludge formation caused by the straightening and leveling of the ground to receive the pre-germinated seeds. The seeds are thrown in the mud, characterizing the sowing. The soil is divided into blocks, which are flooded for 2 to 3 days, followed by draining for another 3 to 4 days, the whole process repeated 3 to 4 times. This flooding process causes seed dormancy of wild plants (weeds), as well as the decantation of soil and mineral particles, in this way avoiding the leaching.

Organic composting is used as fertilizer, which is applied 40 to 50 days after sowing. This organic composting is made up of gray compost (30 %), pig manure (30 %), and rice processing residues (40 %). The mixture of these materials is disposed in stacks of 2 to 3 m of high. These stacks remain fermenting for 6 or 7 months being revolved 3 times in this period, between December and June. After this, the prepared compound is spread onto the ground. Table 3 demonstrates the inventory of organic farming.

Each type of seed has a development cycle, usually ranging from 120 to 160 days. Two or three days prior to harvest, the ground is drained. After harvest, the rice is sent to the processing plants.

2.8. Drying

Immediately after arriving at the processing plant, the rice undergoes a pre-cleaning step to eliminate impurities, being subsequently dried until water content of 12-13 % is reached. In the pre-cleaning stage, 4 % and 2.5 % of residues are generated from the total amount of grains, for organic farming and minimal tillage, respectively.

2.9. Processing

In Table 4 is presented the inventory for the processing steps, including transportation during the stages. For processing reasons, it is considered as “white” or “polished” rice the product that, in the processing, is separated from the germ, the outer layer and most parts of the inner layer of the tegument (BRAZIL, 1975). Brown rice

differs from the polished for being a product that has only the hull removed during processing, keeping intact the germ and other parts of the grain. For the present analysis, the rice types were defined as MTW (white rice under minimal tillage system); MTB (brown rice under minimal tillage system); ORW (white rice under organic farming system), and ORB (brown rice under organic farming system).

Table 4: Inventory of inputs and outputs during drying, transport of grain, and packaging of rice.

Description	Unit	Source	Amount ^a			
			Organic		Minimal	
			White	Brown	White	Brown
Husk	kg/h	Prod. data	0,583	0,438	-	-
Wood, unspecified	m ³ /ha	Prod. data	-	-	3,70E-05	3,51E-05
Transport packaging, lorry 3.5-7.5tons	tkm	Prod. data	0,381	0,286	1,565	1,483
Transport for processing, lorry 16-32tons	tkm	Prod. data	0,048	0,036	0,406	0,384
Transport for drying, lorry 7.5-16tons	tkm	Prod. data	1,000	0,751	0,444	0,421
LDPE resin E (Packages 1 kg)	kg/h	Prod. data	0,017	0,013	0,028	0,026
LDPE resin E (Packages 5 kg)	kg/h	Prod. data	0,048	0,036	0,030	0,095
Electricity forklift	J	Prod. data	50,804	38,126	-	-
Emissions by air by husk	kg/h	(IRFAN, 2014)				

*In this section was disclosed just a few fluxes of the whole process

^a Amount needed in the production of 1.0 kg of protein.

The processing stage includes the shelling of the grain, the grain separation from husk and, for ORB, a pre-polishing step, being all energy inputs included in J/h. The grain flow stage includes the entries of packing transportation and the transport until the processing (Table 4), for all the types rice. After these stages, follows the partial processing, in which flows of rice are separated for white or brown rice.

The ORW and MTW produce the following co-products: bran, classification flour, and broken grains, all expressed in kg/h. For the inventory of MTB and ORB were considered all these items, except bran and whitening of rice.

The final stage is the packing in bags of 1 and 5 kg, similar to all types of rice been considered. Inputs are the bags, the recycling of plastic chips, and energy data

of the packing. For the ORW and ORB, it was also include the electric energy of electric forklifts, whereas for the MTW and MTB, the forklifts were operated using NGV (natural gas vehicle).

2.10. Inventory Analysis

In this section, we explain how the data were collected and processed in the rice LCA system.

2.10.1 Inputs in the rice cultivation

In the minimal tillage system, pesticides considered were fungicides (Vitavax, 40 % concentration), insecticides (Standak, 25 % concentration), and glyphosate (Glyphosato 48 %, concentration), all given in g/ha. Regarding the fertilizers, because the ECOINVENT 2.2 does not provide values for the NPK inventory, and since this product is a mixture of nitrogen, phosphorus, and potassium, we considered, as inputs, the individual values of ammonium nitrate (for N), triple superphosphate (for P_2O_5), and potassium chloride (for K_2O).

It was considered as input of materials of the technological sphere, the diesel truck EURO 5, running on road, for the transport of the following inputs: herbicides, fertilizers, and seeds for minimal tillage, and compost for organic farming, as well as for all stages in which trucks were used for transport (Table 3). Diesel with low sulfur content was considered in the inventory for agricultural machinery (tractors, harvesters, etc.), for both cultivations. According to the collected data, for the minimal and organic farming, the sum of diesel oil with low sulfur content of all the equipment

needed for planting represented 80 L/ha and 150 L/ha, respectively. As for the operation of the harvesters, 40 L/ha and 30 L/ha of diesel are needed for minimal tillage and organic farming, respectively. To obtain the diesel values in kg, a density of diesel oil of 0.84 kg/L was considered.

For the inputs of the technological sphere for established electricity throughout the system, was considered the Brazilian power grid in 2013 (BRAZIL, 2013). In relation to the data about emissions during the development of the plant, they were obtained from the literature, according to Table 3.

2.10.2 Input in the drying stage

The minimal tillage system uses wood as fuel in the drying system, differing from the organic farming, which uses rice husk as fuel in the furnace. Table 4 shows quantities of fuels inputs in each system, as well as the atmospheric emissions due to burning of rice husk.

3. Results and discussion

3.1 Global process PCA analysis

The emissions of GHG obtained during the cultivation phase and the subsequent phases of drying, processing, and packaging, are shown in Table 2. These data were submitted to Principal Component Analysis (PCA), which allowed a global analysis of the results, indicating which descriptors best characterized the samples. In addition, it showed the subsistent relations between them.

In the PCA, each product is located next to the vector that characterizes it. The main components explained 92.6 % of the total variability obtained between both systems. Thus, the two components utilized are considered sufficient to represent the dispersion of the samples, having, therefore, a great and understandable two-dimensional exposure. Figures 1 A and B illustrate the correlation between the variables and the different types of rice (processing and cultivation). Table 5 shows the environmental impact of cultivation stage inputs, for white and brown rice, for the two cultivation systems.

Table 5: Eigenvalues for rice and global warming

Value number	Eigenvalues	% Total variance	Cumulative eigenvalues	Cumulative %
1	4.41	73.48	4.40	73.48
2	1.15	19.16	5.55	92.64
3	0.44	7.36	6.00	100.00

Results depicted in Figures 1 A and B show that the MTW had the highest contribution to global warming, characterized by descriptive terms kg CO_{2-eq}/kg and total cultivation, and the lowest contributor to composting, since it does not have this stage in its system. On the other hand, the ORB presented the lowest contribution to global warming and a lower discriminating power for composting relative to ORW, which also used composting. The kg CO_{2-eq}/kg emission of ORW is heavily influenced by drying stage and composting and weakly influenced by packaging and processing stages. MTB showed negative scores in the PCA, being characterized by the processing and packaging stages, but with little influence of drying and composting stages.

Table 6 shows the global system impact of the three impact assessment methods (CML 2001, EDIP 2003, and IPCC 2013), in kg CO_{2-eq}/kg of protein, for both

cultivations. In Table 7 are shown the comparative results for the three impact assessment methods considering only the stages of drying, processing, and packaging.

According to the data collected in this study, the processing of MTW produces 3.4 times more grains per hour than the ORW rice type. Therefore, MTW has an impact potential on average 1.52 times lower than the ORW analyzed by all three methods (Table 7).

Considering only the stages of drying, processing, and packaging, data showed in Table 7 suggest that the MTB rice type was the one with biggest environmental impact in terms of kg CO_{2-eq}/kg protein for all methods tested. The consumption of energy was the main contributor for this higher value: the partial processing stage contributed, on average, with 5.47 kg CO_{2-eq}/kg of protein for all methods. The ORB, which has a production 7 times higher per hour than the MTB, is, on average, 2.76 times less impacting than the MTB for the global warming category, by the three applied methods. One of the reasons for this sharp difference between the MTB and the other rice types is possibly the low productivity of MTB beneficiation.

Table 6: Comparison between the results of GWP in kg CO₂-eq/kg of protein under regime of different impact assessment methods applied to rice beneficiation (white and brown) for minimal tillage and organic farming systems.

Emissions to air	IPCC 2013 ^a				EDIP 2013 ^b				CML 2001 ^c			
	MTW ^d	MTB ^e	ORW ^f	ORB ^g	MTW	MTB	ORW	ORB	MTW	MTB	ORW	ORB
Total ^h	32.50	30.10	26.10	18.80	30.78	28.62	23.60	16.88	29.05	27.22	21.71	15.67
Total cultivation	29.92	22.61	22.16	16.06	28.24	21.37	19.73	14.35	26.53	20.08	17.89	13.01
Substances*												
CH ₄ biogenic	18.54	14.03	20.54	14.94	16.34	12.36	18.10	13.17	14.69	11.11	16.27	11.83
CO ₂ fossil	6.55	4.96	1.30	0.95	6.55	4.96	1.30	0.95	6.55	4.96	1.30	0.95
N ₂ O	4.38	3.31	0.19	0.14	4.93	3.73	0.21	0.15	4.89	3.70	0.21	0.15
CH ₄ fossil	0.42	0.29	0.13	0.03	0.39	0.3	0.11	0.08	0.36	0.27	0.10	0.07
Other substances	0.03	0.02	0,00	0,00	0.03	0.02	0,00	0,00	0.04	0.03	0.01	0.01

^aGWP CH₄ biogenic = 25.25; GWP CO₂ fossil =1; GWP N₂O = 265 and GWP CH₄ fossil = 28 times of CO₂ (100 Year time horizon) for method IPCC 2013.

^b GWP CH₄ biogenic = 22.25; GWP CO₂ fossil =1; GWP N₂O = 298 and GWP CH₄ fossil = 25 times of CO₂ (100 Year time horizon) for method EDIP 2003.

^c GWP CH₄ biogenic = 20; GWP CO₂ fossil =1; GWP N₂O = 296 and GWP CH₄ fossil = 23 times of CO₂ (100 Year time horizon) for method CML 2001.

^d MTW – white rice; system of minimal tillage

^e MTB – brown rice; system of minimal tillage

^f ORW– white rice; system of organic farming

^g ORB – brown rice; system of organic farming

^h Total = Includes all rice lifecycle (cultivation , drying, processing and packaging).

*Substances - issued through the air compartment

Table 07: GWP (in kg CO₂-eq/kg of protein) for the stages of drying, processing and packing of rice under minimal tillage and organic cultivation systems from different impact assessment methods (CML 2001, EDIP 2003, and IPCC 2013).

Description	IPCC 2013 ^a	EDIP 2003 ^b	CML 2001 ^c
MTW ^d	2.58	2.54	2.52
MTB ^e	7.49	7.25	7.14
ORW ^f	3.94	3.87	3.82
ORB ^g	2.74	2.53	2.66

For method and type of rice acronyms see Tables 1 and 7.

Although some studies have reported the potential reduction of environmental impacts by organic farming (Blengini and Busto, 2009), the environmental benefits per kg of final product end up being reduced because of the low yield obtained in this culture system. Hokazono and Hayashi (2012) reported this fact, mentioning that small variations in the organic rice yield directly affects the magnitude of the environmental impacts on the mass unit. However, the functional units of both studies differentiate themselves from the considered boundaries system, thus the results are not comparable.

The results obtained in our work allow us to state that, under the practices of the producers considered here, the organic farming has a lower impact in terms of kg CO₂-eq/kg of protein than the minimal tillage. Moreover, when the cultivation hotspot is excluded from the system of all rice types, the MTB presents the highest emission of CO₂-eq/kg protein because this specific rice has the smallest mass production.

The drying stage for ORW and ORB rice types produces 3.4 times more emissions contributing to global warming in terms of kg CO₂-eq/kg of protein than the same operation for MTW and MTB because of the higher consumption of energy.

3.2. Percentage of emission of white and brown rice of minimal tillage and organic cultivations

We also assessed the emitted substances throughout the cultivation stage for the two systems and for all methods (Table 6). For this analysis, we considered the cultivation phase because the rice grains undergo the same management conditions differing only on the type of practice (minimal tillage or organic). Furthermore, the cultivations stage showed to be a major emissions contributor when compared to other stages (drying and processing). Within the same system - minimal tillage or organic – there were no differences in emissions between white and brown rice types. However, the differences were important when comparing the percentage of emissions between the two cultivations systems. Table 6 shows the emissions of the inputs in the cultivation stage, for white and brown rice on both systems.

Considering all methods, the minimal tillage showed on average 39 % of emission due to the use of fertilizers. Out of these, 25.5 % resulted from the use of ammonium nitrate, 10.5 % corresponded to the application of urea, and 3 % came from other fertilizers, of which, 2 % from triple superphosphate (P_2O_5) and 1 % from the use of chloride potassium (K_2O). Regarding cultivation, considering only the phase of development of the plant, this stage contributed 57 % of the emissions. The other 4 % of the emissions were distributed among other categories, such as input rice seed, use of agricultural machinery (diesel), pesticides, transportation (of pesticides, fertilizers, and seeds), and from consumption of energy for the irrigation system.

As for the organic farming, by virtue of using only organic composting, the organic white and brown rice types showed lower GWP compared to minimal tillage product, with results shown in Table 6. The ORW is 25 % less impacting than MTW, whereas ORB produces 60 % smaller impact than the MTB.

For both types of organic rice, the stage of plant development contributed on average 71.5 % of emissions of greenhouse gases, 16 % of which represented by the composting process, for all methods. The remaining stages contributed 12.5 %, which included input of seeds, use of agricultural machinery (diesel), consumption of energy for the irrigation system, and transport of seeds and compost.

For the present analysis, the cultivation stage of both systems was considered one of the hotspots of rice life cycle, where the plant development phase contributes with large amounts of methane (Dubey, 2005; Mosier *et al.*, 2004).

The second designated hotspot was the input of fertilizers. The white rice obtained under minimal tillage was considered having the highest emissions mainly because of fertilizer inputs. According to Sampanpanish (2012) and Iqbal *et al.* (2009), the input of fertilizers in agricultural systems, especially in rice fields, is one of the main factors contributing to the increase in emissions of greenhouse gases. SMITH *et al.* (2014) reported that syntethic fertilizers are seen as the second source of GHG emissions.

LCA studies carried out by Hokazono *et al.*, (2009) suggested that organic agriculture is able to reduce the environmental impact and generate increased agricultural income. In the general, organic farming can have lower soil-derived GHG emissions because of the technical management and properties of the area, such as soil characteristics, climate, cultivars, etc. (SKINNER *et al.*, 2014).

In the organic farming, the flooding carried out in the sowing period allows the decomposition of organic compounds, which releases nitrogen, phosphorus, and potassium to the soil, thus replacing the entry of synthetic fertilizers in preparation. According to Scivittaro and Gomes (2007) in the flooded system, chemical, physical and biological transformations favor the availability of nutrients in the system, especially concerning phosphorus and potassium.

3.2.1 Biogenic CH₄ emissions according to the three LCIA methods

In flooded areas of rice cultivation, the methane is considered as a main source of atmospheric anthropogenic sources (SMITH, 2007).

According to Table 6, the total of biogenic CH₄ produced by the organic cultivation contributed with 92.7 % of the GWP. In face of these results, the stage with highest biogenic methane in organic farming is the plant development phase, followed by composting and rice seed input, with CH₄ emissions of 72 %, 15.7 %, and 4.6 %, respectively. On the other hand, for the minimal tillage system, the input of seeds and the plant development stage contributed with 1.6 % and 98 % of the biogenic CH₄ emissions, respectively.

Globally, about 70-80 % of atmospheric CH₄ is biogenic, caused by anaerobic digestion of organic matter (LE MER and ROGER, 2001). In flooded rice cultivation, the long time of anaerobic and reduced environment decomposing organic material favors the high production of biogenic CH₄ (MOSIER *et al.*, 2004; SKINNER *et al.*, 2014; ZHANG *et al.*, 2011;). Under the practices of organic farming studied in this research, the producers flooded the cultivation area while still preparing the soil for sowing. This practice extends the time of anaerobic decomposition of organic matter,

which produces more nutrients to be used by plants, with the price of greatly enhancing the emission of biogenic CH₄ compared to the minimal tillage system.

3.2.2 CO₂ emissions according to the three LCIA methods

In the present study, fossil CO₂ was the second most important greenhouse gas released by the minimal tillage system (Table 6), with emissions of 23 % of the total CO₂ emissions. Of this amount, 21 % were originated by the input of fertilizers, of which, 11 % caused by the inputs of ammonium nitrate, triple superphosphate, and chloride potassium in the system. Urea input contributed 10 %, whereas the use of phosphate and potassium fertilizers had an impact of 2.9 % in the emissions of CO₂ (Table 8).

Table 8: Global warming potential in kg CO₂-eq/kg of protein of inputs in the cultivation stage, for white and brown, both cultivation systems

Description	Minimum Tillage ^a		Description	Organic Farming ^a	
	MTW	MTB		ORW	ORB
Total	29.92	22.61	Total	22.16	16.06
CM-Cultivation	18.24	13.80	CO-Cultivation	15.91	11.53
Ammonium nitrate (as N)	6.82	5.16	Composting	3.51	2.55
Urea (as N)	2.95	2.23	Seeds	1.94	1.41
Triple superphosphate (as P ₂ O ₅)	0.60	0.45	Diesel - Plantation	0.41	0.30
Seeds	0.55	0.41	Transport seeds, lorry 16-32 tons	0.22	0.16
Chloride potassium (as K ₂ O)	0.29	0.22			
Transport herbicides, lorry 7.5-16 tons	0.13	0.10			
Diesel - Plantation	0.12	0.9			
Transport fertilizers, lorry 7.5-16 tons	0.11	0.09			
Diesel - Harvest	0.06	0.05			

^a Using the IPCC 2013 method.

The fossil CO₂ released by the organic system corresponded to 7 % of the total amount. In this cultivation, there are no inputs of mineral fertilizers, contributing, thus, to lower CO₂ emissions. In the organic system, the highest contributing factor for CO₂ emissions was the seed input, which amounted to 3.24 %, contrasting with the minimal tillage at this stage, with emissions lower than 1%.

About the required diesel input for the planting and harvesting stages in the organic system, plus the seed transport, it was responsible for 2.96 % of emissions of fossil CO₂, of which, 1.90 % correspond to diesel use.

Some authors have stated that changes in CO₂ fluxes in the soil are clearly related to soil properties, plant root growth (ZHANG *et al.*, 2014), soil temperature, growth stage of the plant, culture practices (DENIER VAN DE GON *et al.*, 2002; INUBUSHI *et al.*, 2003; IQBAL *et al.*, 2009), and application of fertilizers (IQBAL *et al.*, 2009; KAHRL *et al.*, 2010; SAMPANPANISH, 2012). IQBAL *et al.*, (2009) reported that the application of nitrogen increases CO₂ fluxes because of increased microbial respiration and root activity.

According to Hokazono (2009), conventional rice production systems are characterized by high GHG emissions because of the use of chemical fertilizers in large amounts. Thus, it is important to mention the effect caused by the input of fertilizers in the farming system. In the urea production process itself, there is a huge use of energy, requiring the use of fossil fuels (WOOD and COWIE, 2004). The use of these chemical fertilizers, connected to all factors above, contributed to the high CO₂ emissions of the minimal tillage cultivation system.

3.2.3 N₂O emissions according to the three LCIA methods

The third greenhouse gas in importance with an expressive emission was the nitrous oxide (Table 6). In the minimal tillage, the input of ammonium nitrate as a source of N contributed with 25.43 % of total gas emissions, of which, 17 % are due to N₂O emissions. Regarding the organic farming, the emissions of N₂O were extremely low because there was no addition of synthetic fertilizer.

Some researchers have correlated the application of fertilizers to the subsequent increase in N₂O emissions from the soil (BHATIA *et al.*, 2010; DAS and ADHYA, 2014; RUSSOW *et al.*, 2008). According to Das and Adhya (2014), the application of N-fertilizers immediately increases the N₂O emissions in function of nitrogen availability for the microorganisms present in the soil, which have a fundamental role in controlling the production of N₂O (VENTEREA, 2005).

In the minimal tillage system, the input of ammonium nitrate contributed with 98 % of N₂O emissions, directly causing the increase in the emissions of this greenhouse gas.

3.3 Comparative analysis of the results by the three methods of LCIA

According to Cavalett *et al.* (2013), comparing LCIA methods is difficult because the impact categories considered diverge for different methods. These differences are in the number of analyzed substances, in the category of impact classification, and the normalization stage.

In our analysis, the three methods showed similar results for all substances, with equal values for CO₂ (Table 6). The IPCC 2013 method showed higher results for all rice types, followed by EDIP 2003 and CML 2001. This fact may be related to the characterization factors that each method uses in LCIA, as well as their respective number of substances causing impact. The CML 2001 was the method considering fewer numbers of substances (54), whereas the EDIP 2003 and the IPCC 2013 characterized 94 and 204 substances, respectively.

Uncertainties can be reduced by adopting various methods of assessment, especially in scenarios such as the rice production in Brazil, to which a consolidated impact assessment method cohesive with local specificities does not exist. This fact, led us to opt for the use of three LCIA methods to obtain greater reliability on the conclusions (ALVARENGA *et al.*, 2012; PIEKARSKI *et al.*, 2012).

4. Conclusion

Life Cycle Assessment is a standardized methodology aiming at analyzing products, processes, or services from an environmental perspective. The application of LCA for the analysis of organic paddy fields revealed that environmental load of product can be reduced, mainly for brown rice as a final product. The rice types produced under minimal tillage practices showed higher global warming potential, especially the MTW, by any of the methods of analysis that were employed. In order to obtain greater reliability for the results, we decided to use and compare data from three LCIA methods, with the IPCC 2013 proving to be considerably more robust for the analysis of the investigated systems than CML 2001 and EDIP 2003.

The cultivation stage was found to be the environmental hotspot, pushed by the use of synthetic fertilizers, emphasizing the need for agricultural practices able to optimize inputs in relation to acceptable yields of production in order to reduce GHG emissions. Reduce information on the environmental impacts of main crops production is available, suggesting that more LCA of agricultural practices, using various impact categories and other functional units, are required to allow better decision-make.

In conclusion, we believe this research could help producers, industry researchers, policy-makers, and consumers to make a better-informed decision on the process and products of rice concerning their environmental impacts.

Acknowledgments

The authors wish to thank the collaborating companies COOPAN AND EXTREMOSUL, which helped in the data collection for the research. We would also like to thank Mr. Wagner Menezes in the assistance for the LCA design. The first author received scholarships from CAPES (Brazil).

References

- Alvarenga, R.A.F., Junior, V.P.S., 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.
- Bhatia, A., Sasmal, S., Jain, N., Pathak, H., Kumar, R., Singh, A., 2010. Mitigating nitrous oxide emission from soil under conventional and no-tillage in wheat using nitrification inhibitors. *Agríc. Ecosyst. Environ.*, 136, 247-253.

Blengini, G. A., Busto, M., 2009. The life cycle of rice: LCA of alternative agri-food chain management systems in Vercelli (Italy). *J. Environ. Manag.*, 90, 1512-1522.

Brazil, 1975. Lei nº.6309, de 15 dezembro 2003. Norma de Identidade, Qualidade, Embalagem e apresentação do arroz. *Diário Oficial da União*. Brasília, DF.

Brazil, 2003. Lei nº 10.831 de 23 dezembro 2003. Agricultura Orgânica. *Diário Oficial da União Brasília*, DF.

BRAZIL, 2013. Ministry of Mines and Energy (Ministério de Minas e Energia). *Brazilian Energy Balance 2013: Year 2012*. Empresa de Pesquisa Energética (EPE). Rio de Janeiro, 2013, CDU 620.9:553.04(81).

Brodts, S., Kendall, A., Mohammadi, Y., Aslihan, A., Yuan, J., Lee, I., Linquist, B., 2014. Life cycle greenhouse gas emissions in California rice production. *Field Crops Res.*, 169, 89-98.

Cai, Z., Shan, Y., Xu, H., 2007. Effects of nitrogen fertilization on CH₄ emissions from rice fields. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 53, 353-361.

Cavalett, O., Chagas, M. F., Seabra, J.E.A., Bonomi, A., 2013. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *The Intern. J. Life Cycle Assess.*, 18, 647-658.

Das, S., Adhya, T. K., 2014. Effect of combine application of organic manure and inorganic fertilizer on methane and nitrous oxide emissions from a tropical flooded soil planted to rice. *Geoderma*, 21, 185-192.

Denier Van de Gon, H.A.C., Kropff, M. J., Van Breemen, N., Wassmann, R., Lantin, R. S., Aduna, E., Corton T. M., Van Laar, H. H., 2002. Optimizing grain yields reduces CH₄ emissions from rice paddy fields. *PNAS*, 99, 12021-12024.

- Di, H.J., Cameron, K.C., 2002. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: Sources, factors and mitigating strategies. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 64, 237–256.
- Dubey, S. K., 2005. Microbial ecology of methane emission in rice agroecosystem: a review. *Appl. Ecol. Environ. Res.*, 3, 1-27.
- Fukumoto, Y., Osada, T., Hanajima, D., Haga, K., 2003. Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄ emissions during swine manure composting without forced aeration - Effect of compost pile scale. *Bioresour. Technol.* 89, 109–114.
- Guinée, J. B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Koning, A. de, Oers, L. van., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., Bruijn, H. de, Duin, R. van., Huijbregts, M.A.J., 2002. Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp.1-692.
- Hokazono, S., Hayashi, K., 2012. Variability in environmental impacts during conversion from conventional to organic farming: a comparison among three rice production systems in Japan. *J. Clean. Prod.*, 28, 101-112.
- Hokazono, S., Hayashi, K., Sato, M., 2009. Potentialities of organic and sustainable rice production in Japan from a life cycle perspective. *Agron. Res*, 7, 257-262.
- IBGE. 2014. Municipal Agricultural Production 2013. IBGE, Rio de Janeiro.
- Inubushi, K., Cheng, W., Aonuma, S., Hoque, M. M., Kobayashi, K., Miura, S., Kim, H. Y., Okada, M., 2003. Effects of free-air CO₂ enrichment (FACE) on CH₄ emission from a rice paddy field. *Glob. Change Biol., Japan*, 9, 1458-1464.
- Iqbal, J., Hu, R., Lin, Hatano, R., Feng, M., Lan, L., Ahamadou, B., Du, L., 2009. CO₂ emission in a subtropical red paddy soil (Ultisol) as affected by straw and N-fertilizer applications: A case study in Southern China. *Agricult, Ecosyst. Environ.*, 131, 292-302.

Irfan, M., Riaz, M., Arif, M.S., Shahzad, S.M., Saleem, F., Rahman, N., Berg, L. van den, Abbas, F., 2014. Estimation and characterization of gaseous pollutant emissions from agricultural crop residue combustion in industrial and household sectors of Pakistan. *Atmosph. Environ.*, 48, 189-197.

ISO 14040, 2006. *Environmental Management: Life Cycle Assessment, Principles and Guidelines*. Int. Stand. Organ., Geneva.

Jolliffe, I.T., 2002. *Principal Component Analysis*. Springer, New York.

Kahrl, F. Li, Y., Su, Y., Tennigkeit, T., Wilkes, A., Xu, J., 2010. Greenhouse gas emissions from nitrogen fertilizer use in China. *Environ. Sci. Policy*, 13, 688-694.

Le Mer, J., ROGER, P., 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. *European J. Soil Biol.*, France, 37, 25-50.

Linquist, B. A., Borbe, M.A.A., Pittelkow, C.M., Kessel, C. van., Groenigen, K. J. van., 2012. Fertilizer management practices and greenhouse gas emissions from rice systems: A quantitative review and analysis. *Field Crops Res.*, 135, 10-21.

Mäder, P., Fliebbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., Niggli, U., 2002. Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Sci.* 296, 1694-1697.

Mosier, A., Wassmann, R., Verchot, L., King, J., Palm, C., 2004. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. *Environ. Dev. Sustain.*, 6, 11-49.

Piekarski, C.M., Luz, L.M., Zocche, L., Francisco, A.C., 2012. Life Cycle assessment methods: A discussion of methods adoption in Brazilian specificity. *Mag. Ind. Manag.*, 08, 222-240.

Qiao, J., Yang, L., Yan, T., Xue, F., Zhao, D., 2013. Rice dry matter and nitrogen accumulation, soil mineral N around root and N leaching, with increasing application rates of fertilizer. *Eur. J. Agron.* 49, 93–103.

Russow, R., Spott, O., Stange, C. F., 2008. Evaluation of nitrate and ammonium as sources of NO and N₂O emissions from black earth soils (Haplic Chernozem) based on 15N field experiments. *Soil Biol. Biochem.*, 40, 380-391.

Sampanpanish, P., 2012. Use of organic fertilizer on paddy fields to reduce greenhouse gases. *Sci. Asia, Bangkok*, 38, 323-330.

Scivittaro, W. B., Gomes, A., 2007. Adubação e Calagem para o Arroz Irrigado no Rio Grande do Sul Pelotas. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica. Available in: <<http://www.bdpa.cnptia.embrapa.br/busca?b=pc&biblioteca=vazio&busca=autoria:%22SCIVITTARO,%20W.%20B.%22>>. On access: 12, October, 2014.

Skinner, C., Gattinger, A., Muller, A., Mäder, P., Fließbach, A., Stolze, M., Ruser, R., Niggli U., 2014. Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management: A global meta-analysis. *Sci. Total Environ.*, 468-469, 553-563.

Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., 2007: Agriculture. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. [Metz, B., Davidson, O.R., Bosch, P.R., Dave, R., Meyer, L.A. (eds)]., Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA, 497-540.

Smith, P., Bustamante, M., Ahammad, H., Clark, H., Dong, H., Elsiddig, E.A., Haberl, H., Harper, R., House, J., Jafari, M., Masera, O., Mbow, C., Ravindranath, N.H., Rice, C.W., Abad, C.R., Romanovskaya, A., Sperling, F., Tubiello, F.N., 2014: Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. [Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Farahani, E., Kadner, S., Seyboth, K., Adler, A., Baum, I., Brunner, S., Eickemeier, P., Kriemann, B., Savolainen, J., Schlömer, S., von Stechow, C., Zwickel T., Minx, J.C (eds)]., Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA, 811-922.

SOSBAI, 2012. Irrigated rice: Techniques recommendations research to the south of Brazil. Itajaí, SOSBAI, pp. 179.

Thanawong, K., Perret, S.R., Basset-Mens, C., 2014. Eco-efficiency of paddy rice production in Northeastern Thailand: a comparison of rain-fed and irrigated cropping systems. *J. Clean. Prod.* 73, 204-217.

Venterea, R.T., Burger, M., Spokas, K.A., 2005. Nitrogen oxide and methane emissions under varying tillage and fertilizer management. *J. Environ. Qual.*, 34, 1467-1477.

Towprayoon, S., Smakgahn, K., Poonkaew, S., 2005. Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from drained irrigated rice fields. *Chemosphere* 59, 1547–1556.

Walter, M., Marchezan E., Avila, L.A., 2008. Rice: composition and nutritional characteristics. *Rural Sci., Santa Maria*, 38, 1184-1192.

Wang, J., Chen, Z., Ma, Y., Sun, L., Xiong, Z., Huang, Q., Sheng, Q., 2013. Methane and nitrous oxide emissions as affected by organic-inorganic mixed fertilizer from a rice paddy in southeast China. *J. Soils Sediments* 13, 1408–1417

Wood, S., Cowie, A. 2004. A review of greenhouse gas emission factors for fertilizer production. *IEA Bioenerg. Task*, 38, 1-20.

Zhang, G., Zhang, X., Ma, J., Xu, H., Cai, Z., 2011. Effect of drainage in the fallow season on reduction of CH₄ production and emission from permanently flood ricefields. *Nutr. Cycling Agroecos.*, 89, 81-91.

Zhang, X., Yin, Y., Li, Y., Zhuang, H., Li, C., Liu, C., 2014. Comparison of greenhouse gas emissions from rice paddy fields under different nitrogen fertilization loads in Chongming Island Eastern China. *Sci. Total Environ.*, 472, 381-38.

6 CAPÍTULO III: ARTIGO CIENTÍFICO

Os resultados referentes ao estudo do potencial de aquecimento global do arroz parboilizado e parboilizado integral cultivados em sistema mínimo e orgânico delineados pela ferramenta da ACV estão apresentados em forma de artigo a ser submetido para publicação na revista *Journal of Cleaner Production*.

Global warming potential of parboiled rice and parboiled brown rice: A comparison between two tillage system: minimal and organic cultivation.

Flávia Aparecida Nunes ^a, Marcus Seferin ^b, Simone Hickmann Flôres ^a, Marco Antônio Záchia Ayub ^{a*}

^a Biotechnology & Biochemical Engineering Laboratory (BiotecLab), Institute of Food Science & Technology, Federal University of Rio Grande do Sul, Av., Bento Gonçalves, 9500, P.O. Box 15090, ZC 91501-970, Porto Alegre, RS, Brazil; ^bMaterials Laboratory (LAMAT), Engineering School, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS), Av. Ipiranga, 6681, Porto Alegre, RS, ZC 90619-900, Brazil.

**Corresponding author:*

Tel.: +55 51 3308 6685; Fax + 55 51 3308 7048

E-mail address: mazayub@ufrgs.br (M.A.Z. Ayub)

Abstract

We investigated the Global Warming Potential (GWP) of conventional (white) and brown parboiled rice types produced by two diverse cultivation systems, minimal tillage and organic farming, using the methodology of Life Cycle Assessment (LCA). The study was conducted in the most important rice production region of Latin America, the state of Rio Grande do Sul, in Brazil, and to reach better support for comparisons, we confronted the results using three different methods of Life Cycle Impact Assessment (LCIA): IPCC 2013, EDIP 2003, and CML 2001. Considering the functional unit of 1 kg of protein, the white parboiled rice of minimal tillage system (MTWP) presented the highest GWP of 25.40 kg CO_{2-eq}/kg protein, whereas the brown parboiled rice of minimal tillage system (MTBP) produced a GWP of 23.73 kg CO_{2-eq}/kg protein. The brown parboiled rice obtained by organic cultivation system (ORBP) produced the smallest GWP of 19.41 kg CO_{2-eq}/kg protein, followed by the white parboiled rice obtained by the organic cultivation system (ORWP), with a GWP of 20.35 kg CO_{2-eq}/kg protein. Our results showed that the cultivation was considered the hotspot of the cycle, with environmental impacts resulting from the fertilizer inputs in the minimal tillage system and, in lesser proportions, from compost input in the organic cultivation. Although all the three methods of analysis have shown that organic-produced rice had the lower levels of greenhouse gases emissions, the IPCC 2013 and EDIP 2003 presented higher robustness while explaining the results.

Keywords: Parboiled Rice; Parboiled brown rice; GHG emissions; cultivation systems; rice processing; LCIA methods.

1. Introduction

Rice (*Oryza sativa*) is the second most cultivated cereal in the world and is the cereal culture showing the highest increase in production in recent years. Rice is an extremely important nutritional source of protein to many populations, in especial in Asia and Latin America. Brazil occupies the 6th position as the largest paddy-rice producer in the world (SOSBAI, 2014), with the state of Rio Grande do Sul contributing with more than 8 million tons per year of this cereal, representing about 70 % of the country total production (IBGE, 2014; IRGA, 2014).

The ever-increasing demand for foods caused by an unchecked global population growth adds great pressure on the environment of the tillable lands, water, and genetic resources, which are the basis for the provision of foods. This scenario is predicted to worsen on the next fifty years, with production of food to double in order to meet the needs of projected world population (FAO, 2013; ROY, *et al.*, 2009). It is remarkable the environmental impact that agricultural production systems have caused in recent decades. According to Smith *et al.* (2007), the agricultural sector alone contributes with about 10 to 12 % of the total global anthropogenic GHG emissions, in especial CH₄ and N₂O, with paddy fields of rice in particular because of the need for an inundated area of land, with subsequent anaerobic degradation of organic matter (LINQUIST, *et al.*, 2012). Agricultural emissions are also related with the use of mineral fertilizers. The global consumption of fertilizers has increased considerably in the last decades, further contributing for emission of N₂O (BARNARD, 2005; FAO, 2013; SMITH *et al.*, 2014).

In search for new forms of land management that could reduce atmospheric emissions of production, a comprehensive number of researches have been done focusing on organic agriculture, with a general trend showing reduction of environmental impacts by this system (BACENETTI *et al.*, 2014; HOKAZONO and HAYASHI, 2012; NEMECEK *et al.*, 2011).

Although the consumption of white rice exceeds that of parboiled rice, it is interesting to analyze several aspects of the second, because it is generally regarded as nutritiously superior to the white rice, and because its share in the market is growing. According to the Brazilian Association of Parboiled Rice Industry (Abiap), for instance, consumption of parboiled rice has increased from 5 % to 25 % in the internal market, whereas it is responsible for 50 % of Brazilian rice exports (ABIAP, 2011).

Although the importance of applying Life Cycle Assessment (LCA) methodology to analyze products, processes, or services in order to learn the environmental impacts of human activities has been well recognized (ISO 14040, 2006; GUINÉE *et al.*, 2001), presently there are only few studies on the production chain of rice (BLENGINI and BUSTO, 2009; BRODT *et al.*, 2014; HOKAZONO and HAYASHI, 2012; ROY *et al.*, 2007; THANAWONG, 2014).

In Brazil, there are no studies comparing the environmental impacts of minimal tillage (which is considered a conventional system production, but with reduced soil mobilization during the sowing operation and the organic cultivation system. There are also no studies comparing the processing of white parboiled and brown parboiled rice types using the LCA methodology. In this way, the aims of this research were to compare the Global Warming Potential (GWP) of white parboiled and brown parboiled rice types produced under minimal tillage and organic farming systems, using LCA

methodology, as well as to compare the results using three different characterization methods: IPCC 2013, CML 2001, and EDIP 2003.

2. Materials and methods

2.1 Aims and scope

The study was conducted in accordance with the of Life Cycle Assessment (LCA) methodology following the International Organization for Standardization (ISO), numbered according to the series: ISO 14040 - Basic Principles and Structure (ISO 14040, 2006). The LCA was divided into four phases: goal and scope definition, life cycle inventory (LCI), life cycle impact assessment (LCIA), and interpretation of the results (ISO 14040, 2006).

Global Warming Potential (GWP) has been adopted as the impact category for this study, characterized as kg CO₂ equivalent (CO₂-eq) in a time scale of 100-years. Results were compared using the characterization methods CML 2001 (Environmental Science Center at the University Leiden), EDIP 2003 (Environmental Design of Industrial Products, Denmark), and IPCC 2013 (Intergovernmental Panel on Climate Change, Switzerland). Table 1 explains the characterization factors used by the methods applied in this research.

In the survey, we used the software SimaPro 8.0.3.14 Faculty (Pre Consultants, Amesfoort, The Netherlands), and the ECOINVENT 2.2 and 3.0 (ecoinvent Center, Switzerland).

Table 1: Characterization factor of LCIA methods for the main substances in the study.

Substances	Methods ^a		
	IPCC 2013 ^b	EDIP 2003 ^c	CML 2001 ^d
CO ₂ fossil	1	1	1
CH ₄ fossil	28	25	23
CH ₄ biogenic	25.25	22.25	20
N ₂ O	265	298	296

^a In kg CO₂-eq/kg of protein (100 years time horizon).

^b Intergovernmental Panel on Climate Change, Switzerland (IPCC 2013).

^c Environmental Design of Industrial Products, Denmark (EDIP 2003).

^d Environmental Science Center at the University Leiden (CML 2001).

2.1.1 Product System and boundaries

It was adopted as product system models the production chain of two representative rice production cooperatives, one directed to the organic production system and the other to the minimal tillage system. Both systems are considered as flooded land (paddy fields) of rice cultivation.

We used primary data in this research, which were obtained through technical visits and interviews with supervisors for the industrial and agricultural processes. Data were collected using a questionnaire, which aimed to investigate thoroughly the functioning of the cultivation, drying, and processing steps, and to quantify all inputs and outputs.

The data survey for the processing of parboiled and parboiled brown rice produced in the minimal tillage system was obtained from Arrozeira Cooperativa Extremosul Ltda, which is located in the city of Camaquã (RS: 30°51'04" S and 51°48'44" W) at its industrial headquarters. In 2013, this cooperative had a total monthly production of 15 tons of rice, being the 6th larger producer, among the fifty

largest rice processing industries of Rio Grande do Sul in that year (IRGA, 2014). The rice processed in the cooperative is cultivated in the region of Santa Vitoria do Palmar, in the state of Rio Grande do Sul (33°32'2" S and 53°30'59" W). The information on rice cultivation stage and drying of grains were obtained from Agroriza Planning and Technical Assistance, the company responsible for the cultivations. In this region, the minimal tillage cultivation system has been in practice for more than 40 years, in a production area of 1,400 ha, where the fallow period occurs every five years.

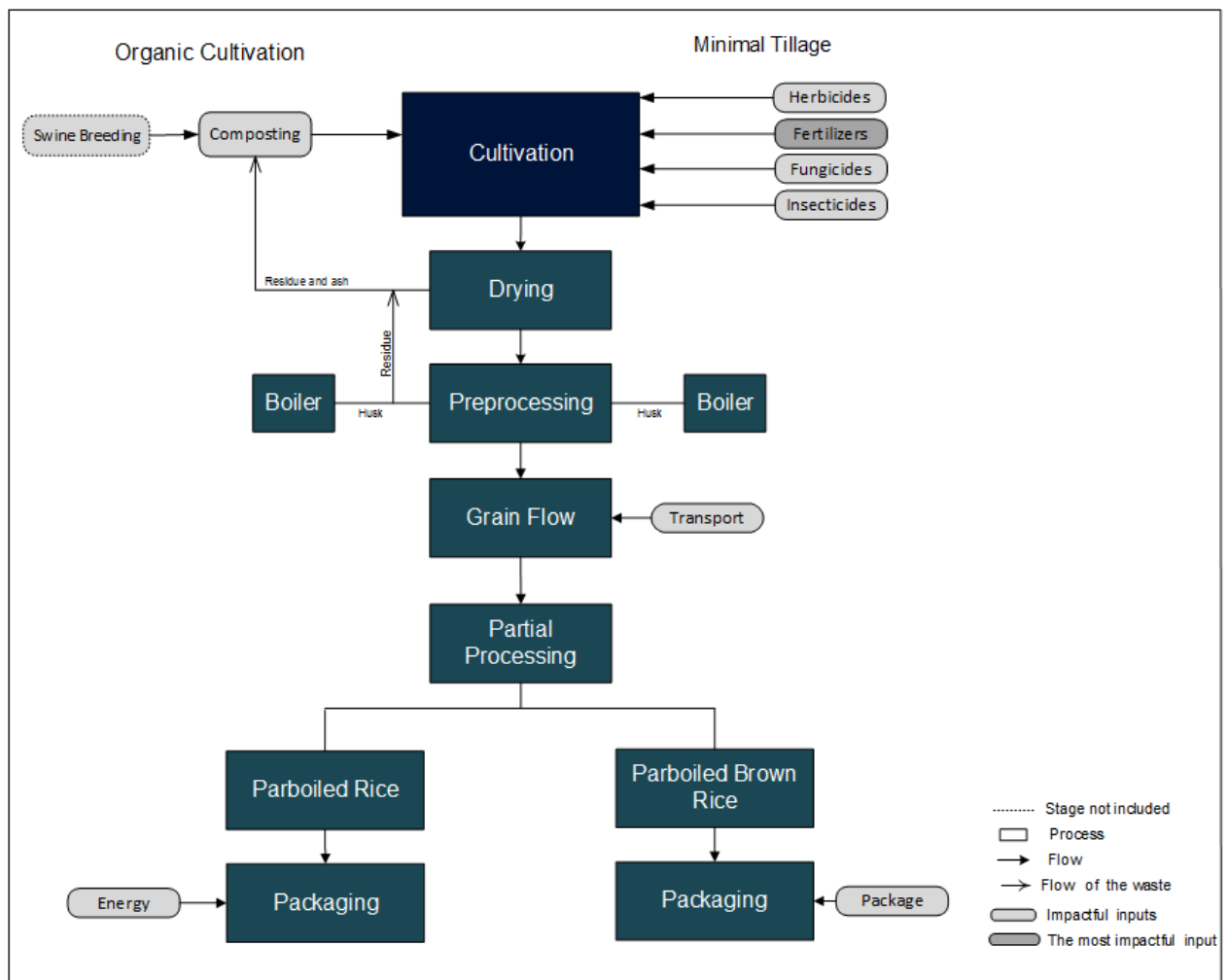
The information on the organic cultivation system and the processing of rice was obtained from the Agricultural Production Cooperative Nova Santa Rita Ltda. (COOPAN). The Cooperative is located in Assentamento Capela in Nova Santa Rita, in the state of Rio Grande do Sul (29°49'58" S and 51°16'28" W). COOPAN follows the political orientation of the Movement of Landless Rural Workers (MST). Founded and located within the Assentamento Capela, according to the INCRA (National Institute for Colonization and Agrarian Reform), the settlement covers an area of 2,170 ha, of which 580 ha belong to COOPAN, where 220 ha are destined for planting organic rice.

COOPAN has been producing organic rice for the last 15 years, with an annual production of 800 tons of grains. In the harvest 2012-2013, COOPAN processed white, brown, parboiled, and integral parboiled rice types.

The geographical boundary has been determined according to the production location of the materials involved in the life cycle of rice produced by these companies. As technological frontier, it was delimited by technologies or production systems employed by farmers and companies. As for the temporal border, we assumed the harvests occurring between 2012 and 2013.

The LCA research followed an approach of "Cradle to Gate", going from soil preparation to packed rice at the factory gate, excluding the steps of distribution and use. Thus, it was included the cultivation, drying, and processing phases, the latter being divided into pre-processing, grain flow, partial processing, and packaging. Figure 1 shows the steps of parboiled and brown parboiled rice studied in both cropping systems.

Figure 1. Flowchart depicting the steps included in both cultivation systems (minimal tillage and organic farming) for parboiled and brown parboiled rice.



In the survey, it was included as inputs agricultural defensives, packaging, fertilizers, diesel, packaging transport, transport of fertilizers, transport of agricultural defensives, fertilizers transport, transport of grains to the processing and drying industry, in addition to output emissions to the air and water. It was not considered in the study the swine-breeding life cycle for supplying manure to organic. In the minimal tillage system, we did not include in the research the rice straw and the fuel used for agricultural defensives application by planes. However, the input of fertilizers and other compounds in both systems was discussed in the sensitivity analysis.

2.1.2 Functional unit

The functional unit chosen was one kilogram of protein. It should be noted that each processed rice, parboiled or brown parboiled, according to its cultivation system, presents a varying protein content; Table 2 shows the required amount of rice to obtain 1 kg of protein, regarded as the reference flow.

Table 2: Data used in the process

Description	MTWPa (1 kg of protein)	MTBPb (1 kg of protein)	ORWPC (1 kg of protein)	ORBPd (1 kg of protein)
Amount of rice (in kg) for 1 kg of protein	13.51	13.16	13.16	12.19

^a MTWP– parboiled rice produced under minimal tillage culture system

^b MTBP– parboiled brown rice produced under minimal tillage culture system

^c ORWP– parboiled rice produced under organic farming culture system

^d ORBP– parboiled brown rice produced under organic farming culture system

2.2 Rice Cycle

In order to allow a better understanding of the differences of the rice types under consideration in the study, we present in the next sections a summarized explanation of the rice cycle stages.

2.2.1 Minimal tillage

In Rio Grande do Sul state, 74.8 % of the area was sown under minimal tillage for the 2012-20113 harvest. This culture system starts with a local desiccation of the soil in order to control weeds. Subsequently, the soil is harrowed with discs in sufficient cut numbers for a good planning of the area. All this is done with less soil mobilization, factor that differs from the old conventional systems.

In spring, occurs sowing, with the insertion of nitrogen fertilizer NPK and urea before the beginning of the irrigation process. At the beginning of tillering, stage V3 (collar formed on the third sheet of the main culm), there is one more complement of N and K in coverage. After soil irrigation, occurs two more applications of cover N in the middle and at the end of tillering in V6 and V8 stages (collar formed at the sixth and eighth sheet of the main culm). When physiological maturity is reach, follows the closure of water in rice cultivation and the exhaustion of area for site preparation for the harvest. The grains are harvested and sent to drying and later sent to processing industry in Camaquã. Table 3 shows all the inputs and outputs of this cropping system.

Table 3: Inputs and outputs of cultivation stage by kg of protein.

Description	Sub-compartment	Unit	Source	Amount ^a			
				Organic		Minimum Tillage	
				Parboiled	Brown Parboiled	Parboiled	Brown Parboiled
Yields		kg/ha	Local data	5.000		7.500	
Inputs known of nature							
Water, unspecified natural origin, BR		m ³	Local data	0.10	0.09	0.01	0.01
Occupation, arable, organic		m ²	Local data	26.32	24.38	-	-
Occupation, arable		m ²	Local data	-	-	18.01	17.55
Inputs known of technological sphere (materials and fuels)							
Rice seed, at regional storehouse/US U		kg	Local data	0.53	0.50	0.17	0.17
Composting		kg	Local data	39.48	37.53	-	-
Glyphosate, at regional storehouse/RER U		g	Local data	-	-	0.01	0.01
Urea, as N, at regional storehouse/RER U		kg	Local data	-	-	0.54	0.53
Ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U		kg	Local data	-	-	0.52	0.51
Triple superphosphate, as P ₂ O ₅ , at regional storehouse/RER U		kg	Local data	-	-	0.18	0.18
Potassium chloride, as K ₂ O, at regional storehouse/RER U		kg	Local data	-	-	0.35	0.34
Fungicides, at regional storehouse/RER U		g	Local data	-	-	4.86E-04	4.74E-04
Insecticides, at regional storehouse/RER U		g	Local data	-	-	1.44E-04	1.40E-04
Diesel - Plantation, at regional storehouse/CH U		kg	Local data	0.33	0.31	0.12	0.12
Diesel - Harvest, at regional storehouse/CH U		kg	Local data	0.07	0.06	0.06	0.06
Transport seeds, lorry 16-32 ton		tkm	Local data	0.71	0.66	0.09	0.09
Transport compost, lorry 7.5-16 ton		tkm	Local data	0.003	0.002	-	-
Transport herbicides, lorry 7.5-16 ton		tkm	Local data	-	-	0.36	0.35
Transport fertilizers, lorry 7.5-16 ton		tkm	Local data	-	-	0.31	0.30
Inputs known of technological sphere (electricity and heat)							
Electricity, Pump (motor 50 hp)		J/h	Local data	348,450	322,766	238,478	232,300
Electricity, Pump (motor 30 hp)		J/h	Local data	209,070	193,660	143,087	139,380
Outputs - Emissions to air							
Methane (CH ₄)	-	kg	(WANG, 2013) ^b (TOWPRAYOON, 2005) ^c	0.35 ^b	0.32 ^b	0.44 ^c	0.43 ^c
Nitrogen monoxide	-	kg	(WANG, 2013) ^b (TOWPRAYOON, 2005) ^c	6.32E-04 ^b	5.85E-04 ^b	6.66E-04 ^c	6.49E-04 ^c
Ammonia (by composting)		g NH ₃ -N/kg T-N	(FUKUMOTO et al, 2003)	0.33	0.31	-	-
Nitrogen monoxide (by composting)		g N ₂ O-N/kg T-N	(FUKUMOTO et al, 2003)	0.12	0.11	-	-
Methane (CH ₄) (by composting)		g CH ₄ /kg OM	(FUKUMOTO et al, 2003)	5.0E-03	4.6E-03	-	-
Outputs - Emissions to water							
Nitrate (NO ₃ ⁻)	river	Kg N	(DI and CAMERON, 2002) ^d	2.11E-04 ^d	1.95E-04 ^d	-	-
Nitrate (NO ₃ ⁻)	-	Kg N	(QIAO, et al., 2013) ^e	-	-	5.40E-04 ^e	5.26E-04 ^e
Ammonium, ion (NH ₄ ⁺)	-	Kg N	(QIAO, et al., 2013) ^e	-	-	3.93E-04 ^e	3.83E-03 ^e

2.2.2 Organic cultivation

In this research, the organic cultivation includes the pre-germination of seeds and the organic practice of farming. The pre-germinated cultivation system is designed for distribution by haul of pre-germinated seeds in soil previously flooded with water at a depth of about 5 cm (SOSBAI, 2014). These pre-germinated seeds consist in the hydration of the seeds in porous bags or tanks by immersion in water for 24 to 36 h. Subsequently, these bags are left in the shade for the same period starting up the pre-germinations cycle.

Organic system is defined as a system that have adopted cultural, biological and mechanical methods as opposed to the use of synthetic materials, genetically modified seeds and micro-organisms, and ionizing radiation at any stage of the production process, processing, storage, distribution and marketing (BRAZIL, 2003). The soil management begins with harrowing, followed by the field flooding for 25 to 30 days. This happens in the inter-harvest period and stubble, during soil preparation and plant development. The soil flattening and the presence of water promote the sludge formation, necessary for receiving the pre-germinated seeds. Sowing proceeds by haul, in which the pre-germinated seeds are thrown in the mud. The soil is then divided into blocks, which are flooded for 2 to 3 days, and are subsequently drained after 3 to 4 days. The pre-flooding promoted by this system allows the dormancy of weeds seeds, as well as the decantation of soil particles and minerals, thus avoiding the leaching of such important compounds.

In the next phase, there is the addition of organic matter provided by composting, which is applied 40 to 50 days after sowing. The composting is made up of three materials: ashes (30 %), pig manure (30 %), and rice processing residues (40 %), such as hulls. These materials are arranged in stacks of 3 m high, and remain brewing for 6 to 7 months, being revolved 2 or 3 times in this period. The composting is spread in to the ground after this period of fermentation. Table 3 demonstrates the inventory of organic cultivation.

The seed development cycle takes from 120 to 160 days, depending on the type of seed. Soil drainage takes place in 2 to 3 days before the harvest. Subsequently, the harvested grains are sent to drying and then taken to storage silos, remaining there until they are sent to the processing plant.

2.2.3 Drying

In order to reach water content between 12 and 13 % (mass fraction), the rice grains are subjected to the drying process. This is done after the harvest, when grains are sent to fixed dryer. In this stage, grains are also pre-cleaned of impurities and foreign matter from the field by passing them into sieves.

2.2.4 Processing

Parboiled rice is defined as the product that is submitted to hydrothermal treatment in order to pre-gelatinize the starch and incorporate vitamins and minerals in to the grain (BRAZIL, 1975). For this, when the rice arrives in the processing industry, it is poured into the sieves, for a second cleaning, after which the grain is

stored in silos or follows directly to parboiling. In this stage, the rice is immersed in water at a temperature of 70°C, for 6 h, after which it is dried and sent to shelling. The brown parboiled rice has only the husk (or hull) removed during shelling, whereas the white (or refined) parboiled goes through a polishing stage after shelling. Between stages, grains are routed by sieves. Finally, grains are submitted to an electronic selection in order to be separated into the rice types (1, 2, or 3 according to the size of the grain), and are subsequently packed (1 kg, 5 kg, or bags of 1,500 kg). The rice considered in this study was the type 1 for both systems.

For the sake of simplicity, we defined the rice types as MTWP (minimal tillage, parboiled rice); MTBP (minimal tillage, brown parboiled rice); ORWP (organic cultivation, parboiled rice), and ORBP (organic cultivation, brown parboiled rice).

2.3 Inventory

This section demonstrates how the data were collected and adopted in the rice LCA system.

2.3.1 Inputs in the cultivation stage

For the inventory of the minimal tillage system, the following materials were considered. Fertilizers were ammonium nitrate (as N), triple superphosphate (as P₂O₅), and potassium chloride (as K₂O), in accordance with Europe Inventory (RER U), which was taken into consideration because the software Ecoinvent does not have an inventory of mixed NPK fertilizer. Pesticides considered were fungicides, insecticides, and herbicides. Their amount used, in mass (in g/ha), was calculated taking into

consideration the concentration of the commercial formulations of Vitavax (fungicide, 40 %), Standak (insecticide, 25 %) and Glyphosate (herbicide, 48 %).

As input of technological sphere of materials and fuels, it was considered the trucks run on road diesel EURO 5/RER U for inputs of transport. Table 3 shows which inputs are related to transportation and the respective type of truck for each cropping system. For the agricultural machinery (tractors, harvesters, etc.), diesel with low sulfur content was considered in the inventory for both crop systems. According to the survey, the amount of diesel required in the minimal tillage system was 80 L/ha for planting and 40 L/ha for harvesting; in contrast, the organic system required 150 L/ha for planting and 30 L/ha for harvesting. For the inventory, it was considered diesel values in mass (kg); for this purpose, it was assumed a diesel density of 0.84 kg/L.

For the inputs of the technological sphere for electricity, we used the Brazilian power grid of 2013 (BRAZIL, 2013). We used electricity, medium voltage, (production country in Brazil), at grid.

The emission data for the plant development and the emissions from composting were obtained from literature, as it is presented in Table 3.

2.3.2 Inputs in the drying stage

The pre-cleaning of organic grains generated 4 % of residues, whereas for minimal tillage, the amount generated was 2.5 % of residues. In the organic cultivation system, the husk is used as fuel in the furnace for drying, whereas for the minimal tillage system wood is used as fuel. Table 4 shows the input of fuel amounts for each scenario. Data of the atmospheric emissions of burning rice husk was obtained from

Irfan (2014). The ashes produced in the drying of organic rice (about 20 % mass fraction of husk) were sent to composting.

2.3.3 Processing Stages

The processing stages in the inventory were divided into pre-processing, grain flow, partial processing, and packaging. The pre-processing was characterized by the reception of grain into containers and sieves in which impurities were removed (1.25 % for MTWP and MTBP; 2 % for ORWP and ORBP). At this stage, it was inserted the energy expenditure related to the reception, parboiling, drying, shelling, and the boiler used, for all types of rice. The husks obtained from the shelling process were used as fuel for the boiler. This occurs in the processing of all rice types.

The grain flow stage included specific data from the process, which are shown in Table 4. The partial processing consisted of the division of rice into white and brown parboiled streams, including the polishing operation. The packaging stage comprised of the electronic grain selection and packaging itself. The MTWP and MTBP are composed by husk (22 %), bran (5.67 %) and waste (0.125 %), whereas ORWP and ORBP are composed of husk (22.11 %), bran (5.10 %), and waste (0.67 %).

The 2.67 % of waste produced for ORWP and ORBP were sent to composting, whereas 1.4 % waste from MTPB and MTPW processing were sold to farmers as fertilizer.

In the packaging step was inserted the energetic spending, as well as outputs for technological sphere. As outputs, it was inserted the kilograms of plastic shavings obtained by the packages cutting in the packaging machines.

Table 04: Inputs and outputs of the phase drying, fluxes grain and packaging of rice.

Description	Unit	Source	Amount ^a			
			Organic		Minimum Tillage	
			Parboiled	Brown Parboiled	Parboiled	Brown Parboiled
Husk	kg/ha	Local data	2.321	2.150	-	-
Wood, unspecified	m ³ /ha	Local data	-	-	0.001	0.001
Transport for drying, lorry 7.5-16 ton	tkm	Local data	0.790	0.731	0.432	0.421
Water, river, BR	m ³	Local data	0.014	0.013	-	-
Water, river	m ³	Local data	-	-	0.034	0.033
Natural gas, at long-distance pipeline/CH U	m ³	Local data	0.001	0.001	0.001	0.001
Transport to processing, lorry 16-32 ton	tkm	Local data	0.219	0.202	0.263	0.256
Transport packaging, lorry 3.5-7.5 ton	tkm	Local data	0.175	0.162	0.471	0.459
Transport packaging (bags), lorry 3.5-7.5 ton	tkm	Local data	-	-	1.170	1.139
Diesel, low-sulphur, at regional storage/CH U	kg	Local data	-	-	0.010	0.009
LDPE resin E (Packages 5 kg)	kg/h	Local data	0.047	0.219	0.437	0.047
LDPE resin E (Packages 1 kg)	kg/h	Local data	-	-	0.608	0.066
Polypropylene injection molding E (bags)	kg/h	Local data	-	-	0.495	0.089
Electricity, forklift battery	J	Local data	5.48E+04	1.52E+07	-	-
Plastic shavings	kg/h	Local data	2.51E-04	1.57E-06	1.14E-03	1.12E-03
Heat, wood pellets, at furnace 15 kW/CH U	kJ/h	Local data	5.06E+03	4.69E+03	1.39E+04	1.35E+04
Emissions to water ^b						
COD, Chemical Oxygen Deman	mg/L	Local data		31		50.98
BOD ₅ , Biological Oxygen Demand	mg/L	Local data		34		14
Nitrogen	mg/L	Local data		0.19		< 0.002
Nitrogen, total	mg/L	Local data		1.29		5.5
Oils, unspecified	mg/L	Local data		11.9		17.7
Phosphorus, total	mg/L	Local data		-		8.93
Suspended solids, unspecified	mg/L	Local data		-		6.0
Emissions to air						
Husk burning rice	kg/h	(IRFAN, 2014)				

3. Results

3.1 LCIA Analyses

The results for GWP on cultivation, drying, and processing phases are shown in Table 5. Among the four rice types, the MTWP showed the highest values for the GWP, defined in kg CO₂-eq/kg of protein, by all methods of analyses. This result reflects the fact that, in its cultivation system, there is the input of mineral fertilizer and the extra polishing stage during processing, which requires higher energy consumption. Furthermore, the requires the highest amount of packaging, which is responsible for 74 % emissions produced by the packaging step (38 % for input bags), 22 % for 1 kg packs, and 14 % to 5 kg packets). Energy contributes 26 % for all methods.

Table 5: Results of GWP under regime of different impact assessment methods applied to parboiled rice and parboiled brown rice for minimal tillage and organic cultivation systems.

Emissions to air	IPCC 2013 ^a				EDIP 2003 ^b				CML 2001 ^c			
	MTWP ^d	MTBP ^e	ORWP ^f	ORBP ^g	MTWP	MTBP	ORWP	ORBP	MTWP	MTBP	ORWP	ORBP
Total ^h	25.87	24.12	18.27	17.52	24.48	22.83	16.50	15.89	23.10	21.55	15.08	14.65
Total cultivation	24.14	22.66	16.39	14.56	22.77	21.37	14.59	12.96	21.39	20.08	13.23	11.76
Substances*												
CH ₄ biogenic	14.95	14.03	15.20	13.50	13.17	12.36	13.39	11.89	11.84	11.11	12.04	10.69
CO ₂ fossil	5.28	4.96	0.96	0.86	5.28	4.96	0.96	0.86	5.28	4.96	0.96	0.86
N ₂ O	3.53	3.31	0.14	0.12	3.97	3.73	0.15	0.14	3.94	3.70	0.15	0.14
CH ₄ fossil	0.35	0.33	0.09	0.08	0.32	0.30	0.08	0.07	0.29	0.27	0.08	0.07
Other substances	0.02	0.02	0.00	0.00	0.03	0.02	0.00	0.00	0.03	0.03	0.01	0.01

^a GWP CH₄ biogenic = 25.25; GWP CO₂ fossil = 1; GWP N₂O = 265 and GWP CH₄ fossil = 28 times of CO₂ (100 Year time horizon) for method IPCC 2013.

^b GWP CH₄ biogenic = 22.25; GWP CO₂ fossil = 1; GWP N₂O = 298 and GWP CH₄ fossil = 25 times of CO₂ (100 Year time horizon) for method EDIP 2003.

^c GWP CH₄ biogenic = 20; GWP CO₂ fossil = 1; GWP N₂O = 296 and GWP CH₄ fossil = 23 times of CO₂ (100 Year time horizon) for method CML 2001.

^d MTWP – parboiled rice produced under minimal tillage culture system

^e MTBP – parboiled brown rice produced under minimal tillage culture system

^f ORWP – parboiled rice produced under organic farming culture system

^g ORBP – parboiled brown rice produced under organic farming culture system

^h Total - Includes all rice lifecycle (cultivation, drying, processing and packaging).

*Substances - issued through the air compartment

For the MTWP rice, among the steps (drying, processing and packaging) processing was the one that more GHG has emitted (65 %). Of these, 40% is related to grain flows step, where the largest contributor was the transport (19 % for bags transport, 17 % for packaging transport and 3 % for grain transportation from field to the industry), for all methods.

On the other end, the ORBP rice presented the lowest total global warming potential, even though its impact being higher at the drying and processing stages than for ORPW, because of the smaller amount of rice that is packaged per hour of operation (Table 6). In the processing of the ORPB step, the energy consumption contributed with 68 % of the emissions, followed by entry of packages, which was responsible for 32 %.

Table 6: Global Warming Potential for the stages of drying, processing, and packing of parboiled rice and parboiled brown rice under minimal tillage and organic cultivation systems according to different impact assessment methods.

Description	IPCC 2013	EDIP 2003	CML 2001
MTWP	1.73	1.71	1.71
MTBP	1.46	1.46	1.47
ORWP	1.88	1.91	1.85
ORBP	2.96	2.93	2.89

For method and type of rice acronyms see Tables 1 and 5.

Indeed, when considering only the drying and processing stages, the MTBP presented lower GHG emissions than all other rice types because of its bigger amount of grains being processed per hour. In this respect, some studies have pointed out that, although the production stage of organic rice is less impacting than traditional cultures, in the end, its usually smaller amount produced will compromise the total

GHG emissions due to processing and packaging of less product (ROY *et al.*, 2009; ROY, 2007; BLENGINI and BUSTO, 2009; HOKAZONO and HAYASHI, 2012).

The results presented in Table 5 allow us to see that the three methods of analyses of data (IPCC 2013, EDIP 2003, and CML 2001) returned similar values for emissions for all rice types.

3.2 Comparisons of individual GHG emissions

For the present study, it was analyzed the percentage of emission from parboiled and parboiled brown rice types for cultivation stage, since these at this stage suffer the same conditions of management and due to the cultivation be a great contributor in the emissions when compared to the other phases (drying and processing).

Biogenic methane (CH₄), nitrous oxide (N₂O), and fossil carbon dioxide (CO₂) were separately considered in this study, with results presented in Table 5 representing the GHG emissions in kg CO₂-eq/kg of protein, for the different forms the processing and cultivation systems.

The biogenic CH₄ was found to be the most important contributor for GHG emissions for the organic system, for both parboiled and parboiled brown rice. The emissions of biogenic CH₄ for ORPW and ORPB corresponded to 93 %, 92 %, 91 % of GHG total emissions, according to calculations using IPCC 2013, EDIP 2003, and CML 2001, respectively. In the case of MTWP and MTBP these emissions were 62 %, 58 %, 55 % for IPCC 2013, EDIP 2003, and CML 2001, respectively.

For the organic rice, the phases with higher formation of biogenic CH₄ were the stage of cultivation (plant development phase), followed by phases of composting, and input of seeds, with emissions representing 78 %, 17 % and 5 %, respectively, of GHG total emissions.

In the minimal tillage system the seed input and the plant development stage were also essential for the formation of this gas, with total emission percentage of 1.6 % and 98 %, respectively, of GHG total emissions.

The stage of plant development was responsible for the main emissions of biogenic CH₄, for both systems, similar to findings reported by other researchers (MOSIER, *et al.*, 2004; DUBEY, 2005).

The second most important GHG in the study was the fossil CO₂ released in the minimal tillage system. The emissions of this gas in the minimal tillage system were 22 %, 23 %, and 25 %, according to IPCC 2013, EDIP 2003, and CML 2001, respectively. In general, the largest contribution of CO₂ emissions in the minimal tillage system was related to the input of fertilizers. The application of urea, ammonium nitrate, triple superphosphate, and potassium chloride were responsible for 4.78 kg CO_{2-eq}/kg of protein for MTWP and 4.49 kg CO_{2-eq}/kg of protein for MTBP, corresponding 91 % of the CO₂ released by this system, by all methods. Individually, urea input contributed with 2.07 kg CO_{2-eq}/kg of protein for MTBP and 2.21 kg CO_{2-eq}/kg of protein for MTWP. Therefore, 22 % of the total fossil CO₂ released the urea input alone was responsible for 9 % and the remainder 13 % came from the three other fertilizers.

The ammonium nitrate was responsible for 1.79 and 1.91 kg CO_{2-eq}/kg of protein for MTBP and MTWP, respectively, corresponding to 8 % of the total fossil CO₂ released by minimal tillage. Triple superphosphate and potassium chloride emissions

totalized 2.9 %. The remaining 2.1 % of the total CO₂ emitted is represented by the other inputs in this system, as the transport of herbicides, transport of fertilizers and seeds, inputs of diesel, general engines energy, and input of agricultural defensive. Thus, the use of synthetic fertilizer has been associated with higher emissions of CO₂ in rice fields, as it has already been demonstrated (DAS and ADHYA, 2014; vand der GON *et al.*, 2002; INUBUSHI *et al.*, 2003; IQBAL *et al.*, 2009; MCSWINEY and ROBERTSON, 2005; ZHANG *et al.*, 2014). The production of synthetic fertilizers requires intensive amount of energy and fossil fuels, and soil emissions caused by intense soil preparation (FUSI *et al.*, 2014; WUEBBLES and HAYHOE, 2002).

In contrast, the emissions of fossil CO₂ in the organic cultivation system were 6 %, 7 %, and 7 %, as calculated by IPCC 2013, EDIP 2003, and CML 2001, respectively. The input of seeds, diesel consumption during sowing, and transporting of seeds, were the main emission factors, which contributed with 49 %, 24 %, and 16 %, respectively, in the fossil CO₂ emissions in the organic cultivation system. Other processes contributed with 11 % of total CO₂, of which 5 % were due to diesel input during harvest, and 4 % by the use of electricity.

Studies carried by BLENGINI and BUSTO (2009), who used LCA for the whole production process of rice in the Vercelli district, Italy, identified some hotspots such as emissions associated with the application of fertilizers and emissions of methane.

In this research, the nitrous oxide (N₂O) was found to be the third GHG with considerable emissions, representing 15 %, 17 %, and 18 %, of total emissions for IPCC 2013, EDIP 2003, and CML 2001, respectively. The emission of N₂O is entirely related to ammonium nitrate input as a source of N in the minimal tillage system, which contributed 98 % of emissions of this gas. The organic cultivation presented a very small amount of N₂O emissions because there was no insertion of mineral fertilizers in

this cultivation system, with most its N₂O emissions being due to seeds inputs (97 %) and seeds transporting (1.14 %) by any of the methods.

According to Barnard (2005), N₂O is produced and released into the atmosphere during the nitrification and denitrification process. In the nitrification of NH₄⁺ originates from the mineralization of organic N, and also fertilizers are oxidized to NO₃-N in the soil where O₂ is available; in the denitrification, N-NO₃ is reduced to N₂ and N₂O, thus released to the atmosphere (BOUWMAN and BOUMANS, 2002; Barnard et al, 2005; SIGNOR and CERRI 2013). Therefore, the inclusion of fertilizer into the agricultural system contributes to N₂O emissions.

Methane of fossil origin was the gas showing the smallest amount of emissions, 1 % in the minimal tillage system, associated with the inputs of urea, nitrate ammonium, triple superphosphate and potassium chloride, diesel and transport of herbicides, representing 45 %, 31 %, 6 %, 6 % and 8 % of its total, respectively. In the organic system, the inputs that contributed for CH₄ of fossil origin were insertions of diesel in the system (59 %); seeds inputs (30 %); transport of seeds (6 %), and composting (3.5 %). In Table 7 are presented the percentage of emissions of inputs for both systems.

Table 7: Emissions of the inputs in the cultivation stage for parboiled rice and parboiled brown rice for minimal tillage and organic cultivation systems.

Minimal Tillage	(%)	Organic	(%)
Plant development	60.9	Plant development	72.3
Ammonium nitrate (as N)	22.8	Composting	15.7
Urea (as N)	9.9	Seeds	8.3
Triple superphosphate (as P ₂ O ₅)	2.0	Diesel - Plantation	1.86
Seeds	1.8	Transport seeds, lorry 16-32ton	1.01
Chloride potassium (as K ₂ O)	1.0	Diesel - Harvest	0.37
Transport herbicides, lorry 7.5-16 ton	0.4	Electricity, Pump (motor 50 hp)	0.21
Diesel - Plantation	0.4	Electricity, Pump (motor 30 hp)	0.13
Transport Fertilizers, lorry 7.5-16 ton	0.4	Transport compost, lorry 7.5-16 ton	0.01
Diesel - Harvest	0.2		
Electricity, Pump (motor 50 hp)	0.08		
Transport seeds, lorry 16-32 ton	0.08		
Electricity, Pump (motor 30 hp)	0.05		
Glyphosate	4.2 E-04		
Fungicides	2.86 E-05		
Insecticides	1.38 E-05		

3.3 Sensitivity analysis

The use of fertilizers in the minimal tillage system contributed 36 % of GHG emissions. Therefore, we found important to perform a sensitivity analysis for fertilizer inputs (urea, ammonium nitrate, triple superphosphate, and potassium chloride), to confirm the actual contribution of these stages to the global warming category.

The midpoint value of input of each fertilizer was taken into consideration and increased or decreased in 50 % and 100 %. The analysis is presented in Table 8. For the present analysis, changes in the variables urea, triple superphosphate, and ammonium nitrate can generate impact deviations. When ammonium nitrate is varied ($\pm 100\%$), an error when estimating this variable can influence in up to 12 % the global warming impact by the CML 2001 and EDIP 2003 methods, and 10 % by the IPCC

2013. Table 9 presents such considerations obtained by sensitivity analysis. The changes in the mass of potassium did not present any variations ($\pm 100\%$ and $\pm 50\%$).

Table 8: The changes of parameters in kg/ha for fertilizers

Inputs	Amount (kg/ha)		
	Midpoint	$\pm 50\%$	$\pm 100\%$
Urea	300	450	600
Ammonium nitrate (as N)	290	435	580
Triple superphosphate (as P_2O_5)	100	150	200
Potassium chloride (as K_2O)	194.1	291	388

It was also carried out the sensitivity analysis for the organic system, considering the inputs of the composting (15,000 kg/ha), by adding or reducing the amount of it by 50 % and 100 % in the order to evaluate the influence of this variable on the global warming category. For both parboiled rice and parboiled brown rice, changes in this variable of $\pm 100\%$ may have an influence of up to $\pm 7\%$ on the global warming category (Table 9).

Table 9: Sensitivity analysis of GHG emissions for the input of fertilizers for all parboiled rice

Methods	Variation of the variable analyzed														
	IPCC 2013					EDIP 2003					CML 2001				
	-100	-50	0	50	100	-100	-50	0	50	100	-100	-50	0	50	100
Parboiled rice															
Inputs															
Urea	-5%	-2%	0	2%	5%	-5%	-3%	0	3%	5%	-5%	-2%	0	2%	5%
Ammonium nitrate	-10%	-5%	0	5%	10%	-12%	-6%	0	6%	12%	-12%	-6%	0	6%	12%
Triple superphosphate	-1%	0%	0	0%	1%	-1%	0%	0	0%	1%	-1%	-1%	0	1%	1%
Potassium chloride	0%	0%	0	0%	0%	0%	0%	0	0%	0%	0%	0%	0	0%	0%
Parboiled brown rice															
Inputs															
Urea	-5%	-2%	0	2%	5%	-5%	-2%	0	2%	5%	-5%	-3%	0	3%	5%
Ammonium nitrate	-10%	-5%	0	5%	10%	-12%	-6%	0	6%	12%	-12%	-6%	0	6%	12%
Triple superphosphate	-1%	0%	0	0%	1%	-1%	0%	0	0%	1%	-1%	0%	0	0%	1%
Potassium chloride	0%	0%	0	0%	0%	0%	0%	0	0%	0%	0%	0%	0	0%	0%
OR - Parboiled rice															
Inputs															
Composting	-7%	-4%	0	4%	7%	-7%	-4%	0	4%	7%	-7%	-4%	0	4%	7%
OR – Parboiled brown rice															
Inputs															
Composting	-7%	-4%	0	4%	7%	-7%	-4%	0	4%	7%	-7%	-4%	0	4%	7%

3.4 Sustainable agriculture

As it is demonstrated by the emissions of rice production in this work, and by the existing differences among forms of production and type of final product, it appears that it is necessary and possible to mitigate GHG emissions from this food system. Cultivation appears as the hotspot of the cycle and it would require new approaches to allow a more sustainable production. Rice production by minimal tillage system, which can be considered as traditional, seeks to optimize high yields. In our view, this system could be improved by optimizing inputs, or perhaps replace the form of soil management. The Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) has developed recommendations on how agriculture could mitigate GHG emissions, such as crop rotation and farming system design; management of nutrients and manure; fertile soil conservation, and restoration of degraded lands (Smith *et al.*, 2007). Therefore, more research is granted in order to seek best ways to develop these recommendations in rice production, with one important aspect being the minimization of the use of chemical fertilizers.

As for the organic system, one important aspect to mitigate environmental impacts would be to increase the yield of grains of rice per hectare. In addition, higher consumption of organic rice, in special less processed products such as parboiled brown rice, would increase its relative percentage in packaging, further contributing to reduce, or optimize, environmental aspects.

According to the life cycle analysis in our work, by using any of the methods, if the yields of organic system would increase by 100 % (10 tons/ha), it could contribute to the reduction of GWP by 25 %. According to Castanheira *et al.*, (2014) and Burney *et al.* (2010), production can be intensified, (meaning more production per unit area)

whilst reducing inputs and environmental impacts of agriculture thus, the increase of agricultural yield should be the highlight of the effort to reduce the future GHG emissions. In studies reporting on rice production, carried out in California, USA, lower emissions were achieved in the field by higher yields of production and optimized use of inputs (BRODT *et al.*, 2014).

Further, food education among the general population would be important in the sense of showing the impacts of consumption choices. For instance, it would be desirable that people increase the consumption of organic parboiled rice, and preferably, the organic brown parboiled rice, because the general analysis showed this type of product to be more environmentally friendly, thereby improving food security, at the same time providing greater nutritional value to consumers.

3.5 Final results comparison by the three LCIA methods

The small differences obtained for the data analysis among the three methods used for this purpose, IPCC 2013, EDIP 2003, and CML 2001, reflects the characterization factors that each method uses to modify the identified values of the inventory in the environmental impact indicator of global warming (see Table 1). There was a correlation between the results obtained by the methods and the characterization factors used: for the fossil and biogenic CH₄, EDIP 2003 and CML 2001 produced lower impacts than IPCC 2013, because the characterization of certain factors in IPCC 2013 for these substances are much higher. The opposite was observed for N₂O, with the IPCC 2013 producing the lowest result because of lower values of the characterization factor.

Another important observation is to note that, for the same product system, the methods differ in the number of substances used to evaluate that specific product: CML 2001 featured 54 substances, whereas EDIP 2003 and IPCC 2013 have 94 and 204 substances characterized, respectively, being, therefore, more robust. According to Renou et al. (2008), impact categories differ among different methods and even when these are comparable, the weights associated to different contributions within a given category vary among methods. Cavalett et al., (2013) suggested that the comparison of LCIA methods is a difficult task because, depending on the method used for analysis, the impact categories considered will not be the same. Therefore, studies based on more than one LCIA method can produce a more reliable response (FREITAS DE ALVARENGA *et al.*, 2012).

In Brazil, there are no evaluation methods of consolidated impacts or consistent data for specific local conditions, thus, the adoption of multiple evaluation methods can reduce the uncertainty arising from the study and ensure greater reliability of results obtained, justifying the choice of using three impact assessment methods in this work.

4. Conclusion

Based on the results from the environmental analysis, the traditional minimal tillage system of cultivation showed the highest impacts in terms of GWP, and, within that category, the processed “white” parboiled rice being the most impactful.

The cultivation stage was the hotspot of the cycle, for all types of rice, with plant development being the main factor for GHG emissions. In the minimal tillage system, the second most important factor of emissions was the input of mineral fertilizer, whereas for the organic system it was the composting input.

Reduction or even the suppression of the amount of synthetic fertilizers, adoption of crop rotations and especial agricultural system designs, preserve fertile soils, restore degraded areas, and increase the yields of organic rice production are all possible recommendations that can be studied in order to reduce environmental impacts of paddy rice system production, in especial the emissions of GHG.

Finally, our results suggest that it would be desirable to increase the consumption of organic parboiled rice and organic parboiled brown rice on grounds that they showed the lowest environmental impacts.

Acknowledgments

The authors wish to thank the kind collaboration of COOPAN AND EXTREMOSUL, which helped in the data collection for the research. We would also like to thank Mr. Wagner Menezes and Mr. Vinicius Gonçalves Maciel in the assistance for the LCA design. The first author received scholarships from CAPES (Brazil).

References

ABIAP, 2011. Histórico do arroz parboilizado. http://www.abiap.com.br/site-pt/content/conheca_abiap/historico.php. (accessed October 2014).

Bacenetti, J., Fusi, A., Negri, M., Guidetti, R., Fiala, M., 2014. Environmental assessment of two different crop system. *Sci. Total Environ.*, 466–467, 1066-1077.

Barnard, R., Leadley, P.W., Hungate, B.A., 2005. Global change, nitrification, and denitrification: A review. *Glob. Biogeochemi. Cycles* 19, GB 1007.

Blengini, G.A., Busto, M., 2009. The life cycle of rice: LCA of alternative agri-food chain management systems in Vercelli (Italy). *J. Environ. Manag.*, 90, 1512-1522.

Bouwman, A.F., Boumans, L.J.M., Batjes, N.H., 2002. Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data. *Glob. Biogeochemi. Cycles* 16, no 4, 1058.

Brasil, 1975. Lei n°.6309, de 15 dezembro 2003. Norma de Identidade, Qualidade, Embalagem e apresentação do arroz. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF.

Brasil, 2003. Lei n° 10.831 de 23 dezembro 2003. Agricultura Orgânica. *Diário Oficial da União Brasília*, Brasília, DF.

Brasil, 2013. Ministry of Mines and Energy (Ministério de Minas e Energia). *Brazilian Energy Balance 2013: Year 2012*. Empresa de Pesquisa Energética (EPE). Rio de Janeiro, 2013, CDU 620.9:553.04(81).

Brodt, S., Kendall, A., Moharnmadi, Y., Arslan, A., Yuan, J., Lee, I.-S., Linqvist, B., 2014. Life cycle greenhouse gas emissions in California rice production. *Field Crops Res.*, 169, 89-98.

Burney, J.A., Davis, S.J., Lobell, D.B., 2010. Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 107, 12052-12057.

Castanheira, É.G., Grisoli, R., Freire, F., Pecora, V., Coelho, S.T., 2014. Environmental sustainability of biodiesel in Brazil. *Energy Policy.*, 65, 680-691.

Cavalett, O., Chagas, M.F., Seabra, J.E.A., Bonomi, A., 2013. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *The Intern. J. Life Cycle Assess.*, 18, 647-658.

Das, S., Adhya, T.K., 2014. Effect of combine application of organic manure and inorganic fertilizer on methane and nitrous oxide emissions from a tropical flooded soil planted to rice. *Geoderma.*, 213, 185-192.

Dubey, S.K., 2005. Microbial ecology of methane emission in rice agroecosystem: A review. *Appl. Ecol. Environ. Res.*, 3, 1-27.

FAO, 2013. *FAO statistical yearbook 2013 world food and agriculture*. <http://www.fao.org/docrep/018/i3107e/i3107e00.htm>. (accessed December 2014).

Freitas de Alvarenga, R.A., da 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. *J. Clean. Prod.*, 28, 25-32.

Fusi, A., Bacenetti, J., Gonzalez-Garcia, S., Vercesi, A., Bocchi, S., Fiala, M., 2014. Environmental profile of paddy rice cultivation with different straw management. *Sci. Total Environ.*, 494, 119-128.

Guinee, J., 2001. Handbook on life cycle assessment - Operational guide to the ISO standards. *The Intern. J. Life Cycle Assess.*, 6, 255-255.

Hokazono, S., Hayashi, K., 2012. Variability in environmental impacts during conversion from conventional to organic farming: a comparison among three rice production systems in Japan. *J. Clean. Prod.*, 28, 101-112.

IBGE, 2014. Produção Agrícola Municipal. IBGE, Rio de Janeiro. [ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Producao_Agricola_Municipal_\[anual\]/2012/xls/Tabela_Temporaria_01_xls.zip](ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Producao_Agricola_Municipal_[anual]/2012/xls/Tabela_Temporaria_01_xls.zip). (accessed July 2014).

Inubushi, K., Cheng, W.G., Aonuma, S., Hoque, M.M., Kobayashi, K., Miura, S., Kim, H.Y., Okada, M., 2003. Effects of free-air CO₂ enrichment (FACE) on CH₄ emission from a rice paddy field. *Glob. Change Biol.*, 9, 1458-1464.

Iqbal, J., Hu, R., Lin, S., Hatano, R., Feng, M., Lu, L., Ahamadou, B., Du, L., 2009. CO₂ emission in a subtropical red paddy soil (Ultisol) as affected by straw and N-fertilizer applications: A case study in Southern China. *Agricult, Ecosyst. Environ.*, 131, 292-302.

Irfan, M., Riaz, M., Arif, M.S., Shahzad, S.M., Saleem, F., Naveed ur, R., van den Berg, L., Abbas, F., 2014. Estimation and characterization of gaseous pollutant emissions from agricultural crop residue combustion in industrial and household sectors of Pakistan. *Atmosph. Environ.*, 84, 189-197.

IRGA, 2014. Instituto Riograndense do arroz - Safras. <http://www.irga.rs.gov.br/conteudo/4215/safras>. (accessed July 2014).

ISO 14040, 2006. Environmental Management: Life Cycle Assessment, Principles and Guidelines. Int. Stand. Organ, Geneva.

Linquist, B.A., Adviento-Borbe, M.A., Pittelkow, C.M., van Kessel, C., van Groenigen, K.J., 2012. Fertilizer management practices and greenhouse gas emissions from rice systems: A quantitative review and analysis. *Field Crops Res.*, 135, 10-21.

McSwiney, C.P., Robertson, G.P., 2005. Nonlinear response of N₂O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays* L.) cropping system. *Glob. Change Biol.*, 11, 1712-1719.

Mosier, A., Wassmann, R., Verchot, L., King, J., Palm, C., 2004. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: Sources, sinks and mechanisms. *Environ. Dev. Sustain.*, 6, 11-49.

Nemecek, T., Dubois, D., Huguenin-Elie, O., Gaillard, G., 2011. Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. *Agric. Syst.*, 104, 217-232.

Renou, S., Thomas, J.S., Aoustin, E., Pons, M.N., 2008. Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. *J. Clean. Prod.*, 16, 1098-1105.

Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakamura, N., Shiina, T., 2009. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *J. Food Eng.*, 90, 1-10.

Roy, P., Shimizu, N., Okadome, H., Shiina, T., Kimura, T., 2007. Life cycle of rice: Challenges and choices for Bangladesh. *J. Food Eng.*, 79, 1250-1255.

Signor, D., Pellegrino Cerri, C.E., 2013. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. *Pesqui. Agropecu Trop.*, 43, 322-338.

Smith, P., Bustamante, M., Ahammad, H., Clark, H., Dong, H., Elsiddig, E.A., Haberl, H., Harper, R., House, J., Jafari, M., Masera, O., Mbow, C., Ravindranath, N.H., Rice, C.W., Abad, C.R., Romanovskaya, A., Sperling, F., Tubiello, F.N.; , 2014. Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. [Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Farahani, E., Kadner, S., Seyboth, K., Adler, A., Baum, I., Brunner, S., Eickemeier, P., Kriemann, B., Savolainen, J., Schlömer, S., von

Stechow, C., Zwickel T., Minx, J.C (eds.)], . Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA, pp. 811-922.

Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., 2007. Agriculture. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. [Metz, B., Davidson, O.R., Bosch, P.R., Dave, R., Meyer, L.A. (eds)]., Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA, pp. 497-540.

SOSBAI, 2014. Arroz irrigado: recomendações técnicas de pesquisa para o sul do Brasil / XXX Reunião Técnica da Cultura do Arroz Irrigado, 06 a 08 de agosto de 2014, Bento Gonçalves, RS, Brasil. Sociedade Sul-Brasileira de Arroz Irrigado. Santa Maria, pp 192.

Thanawong, K., Perret, S.R., Basset-Mens, C., 2014. Eco-efficiency of paddy rice production in Northeastern Thailand: a comparison of rain-fed and irrigated cropping systems. *J. Clean. Prod.*, 73, 204-217.

van der Gon, H., Kropff, M.J., van Breemen, N., Wassmann, R., Lantin, R.S., Aduna, E., Corton, T.M., van Laar, H.H., 2002. Optimizing grain yields reduces CH₄ emissions from rice paddy fields. *PNAS*, 99, 12021-12024.

Wuebbles, D.J., Hayhoe, K., 2002. Atmospheric methane and global change. *Earth-Science Reviews* 57, 177-210.

Zhang, X., Yin, S., Li, Y., Zhuang, H., Li, C., Liu, C., 2014. Comparison of greenhouse gas emissions from rice paddy fields under different nitrogen fertilization loads in Chongming Island, Eastern China. *Sci. Total Environ.*, 472, 381-388.

7 DISCUSÃO GERAL

O presente trabalho foi desenvolvido com o intuito de obter informações a respeito dos impactos ambientais provocados pela produção orizícola, nas suas diferentes formas de beneficiamento: arroz polido, arroz integral, arroz parboilizado polido e parboilizado integral, uma vez que este cereal possui uma produção considerável e por ser a cultura que exibe maior potencial de aumento de produção nos próximos anos.

Neste âmbito, no primeiro capítulo abordaram-se aspectos referentes as mudanças climáticas e a correlação com a produção de alimentos; o delineamento da cadeia orizícola e as emissões de gases de efeito estufa lançados à atmosfera. Além disso, tratou-se da metodologia da ACV, a qual tem sido muito utilizada para avaliar o desempenho ambiental de um processo, produto ou serviço ao longo do seu ciclo de vida.

O capítulo II foi discutido o potencial de aquecimento global do arroz polido e integral a partir de dois sistemas de cultivo, mínimo e orgânico, bem como confrontados os resultados com três métodos de AICV: o IPCC 2013, o CML 2001 e o EDIP 2003.

A utilização da ACV na cadeia do arroz para os diferentes sistemas de cultivo demonstrou que o arroz integral produzido organicamente apresentou menor impacto ambiental, ao passo que o arroz polido cultivado no sistema mínimo, constou ser o mais impactante entre os quatro tipos de arroz. Paralelamente, a etapa de cultivo foi considerada o *hotspot* do ciclo fomentado pela inserção de fertilizantes. Enfatiza-se a necessidade de práticas agrícolas mais sustentáveis capazes de otimizar as

entradas de fertilizantes em relação ao rendimento obtido, a fim de reduzir as emissões de GEE emitidas à atmosfera.

O capítulo III abordou as conseqüentes emissões lançadas à atmosfera através do processo de cultivo e beneficiamento do arroz parboilizado polido e parboilizado integral, considerando diferentes métodos de cultivo: mínimo e orgânico. Os produtos provenientes do sistema mínimo obtiveram um PAG maior, sendo o arroz parboilizado polido o maior contribuinte. Em virtude deste sistema inserir fertilizantes na fase do cultivo, esta etapa ficou considerada como maior *hotspot* do ciclo. Quanto ao sistema orgânico, o arroz parboilizado polido e o parboilizado integral apresentaram menor impacto ambiental. Ademais, o estudo considerou os métodos EDIP 2003 e IPCC 2013 como mais robustos nas considerações finais.

Reduzir ou suprimir as quantias de fertilizantes aplicadas em sistemas orizícolas, a adoção de rotação de culturas, a recuperação de áreas degradadas, aumento nos rendimentos principalmente em cultivo orgânico, são recomendações que podem ser estudadas, com o intuito de minimizar os impactos ambientais e em especial as emissões de GEE. A pesquisa também sugere o aumento do consumo de arroz orgânico (parboilizado integral e parboilizado polido), uma vez que estes demonstraram ser menos adversos ao meio ambiente.

De um modo geral, com este estudo pode-se observar que a cadeia orizícola tem contribuído para a degradação ambiental independentemente da sua forma beneficiada (polido, integral, parboilizado polido e ou parboilizado integral). Mundialmente há poucos estudos focados na cadeia produtiva do arroz que utilizam a ACV como ferramenta. No Brasil ainda não estudos nesta área o que dificulta a aquisição de maiores informações. Além disso, o sistema de fronteira e a unidade funcional muitas vezes não são os mesmo, fator que dificulta a comparação.

Na análise comparando apenas as etapas de secagem, beneficiamento e envase o arroz parboilizado integral do sistema de cultivo orgânico e o arroz integral do sistema mínimo apresentaram maior participação nas emissões, uma vez que há menos grãos sendo beneficiados. O menor rendimento dos grãos tem sido o fator principal na participação nos impactos ambientais. Segundo Thanawong *et al.*, (2014) o valor final em kg de CO₂-eq foi acentuado pois o rendimento dos grãos era inferior as demais regiões já analisadas. O mesmo ocorreu para Blengini e Busto (2009), que devido ao baixo rendimento dos grãos de arroz os benefícios ambientais acabaram se reduzindo para o sistema de sequeiro e quase cancelado para o sistema orgânico.

Logo, faz-se necessário investir na busca de sistemas menos impactantes ao meio ambiente, capazes de emitirem menores quantias de gases à atmosfera. Sistemas nos quais, as entradas na fase agrícola sejam otimizadas ao rendimento obtido e que o rendimento seja suficiente para que não ocorram maiores impactos devido ao baixo rendimento dos grãos.

8 CONCLUSÃO

A Avaliação do Ciclo de Vida é uma ferramenta capaz de demonstrar os problemas ambientais proporcionados pelas atividades humanas principalmente na produção de alimentos. A cadeia orizícola somente para a categoria de impacto potencial de aquecimento global apresenta enorme contribuição às mudanças climáticas, o que requer atenção quanto ao delineamento das etapas de produção e beneficiamento.

Os arrozes parboilizados (polido e integral) sob sistema de cultivo orgânico obtiveram menores participações nas emissões, enquanto que o arroz polido sob sistema de cultivo mínimo constou maior índice de emissão. Nesse contexto, embora, todos os métodos analisados tenham identificado que os produtos provenientes do cultivo orgânico, por quilograma de proteína, apresentaram menor PAG, a pesquisa determinou que os métodos IPCC 2013 e EDIP 2003, foram mais consistes nas considerações finais, uma vez que estes são geridos pelo *Intergovenmental Panel on Climate Change (IPCC)* um dos mais renomados modelos por sua robustez científica.

As operações na fase agrícola devem ser revistas, a fim de obter menores emissões de GEE minimizando assim os impactos ambientais. A recuperação de áreas degradadas, aumento nos rendimentos principalmente em cultivo orgânico, sistemas com rotação de culturas são recomendações que podem ser estudadas para obtenção de uma cadeia orizícola mais sustentável.

PERSPECTIVAS

Os resultados obtido neste trabalho demonstraram que o sistema de cultivo orgânico, por kg de proteína, proporciona menores emissões de gases de efeito estufa na atmosfera. Portanto, sugerem-se como estudos futuros:

- Análise de ACV contendo mais categorias de impacto, tais como: acidificação, potencial de eutrofização, mudança no uso do solo e depleção de ozônio.
- Análise de ACV para um intervalo de tempo menor de 20 anos.
- Aplicação de ACV em sistema de cultivo de arroz que utilizem o sistema de rotação de culturas, a fim de visualizar o PAG provido por estes sistemas.
- Aplicação de uma ACV econômica juntamente da análise ambiental.
- Realizar um ACV comparando o arroz com a carne e o feijão, os quais são considerados principais alimentos na mesa brasileira.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIAP. Histórico do arroz parboilizado. 2011 <http://www.abiap.com.br/site-pt/content/conheca_abiap/historico.php>.

AULAKH, M. S. et al. Methane transport capacity of rice plants. II. Variations among different rice cultivars and relationship with morphological characteristics. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 58, n. 1-3, p. 367-375, 2000.

BAITZ, M. et al. LCA's theory and practice: like ebony and ivory living in perfect harmony? **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 1, p. 5-13, 2013.

BARNARD, R.; LEADLEY, P. W.; HUNGATE, B. A. Global change, nitrification, and denitrification: A review. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 19, n. 1, 2005.

BERLIN, J. Environmental life cycle assessment (LCA) of Swedish semi-hard cheese. **International Dairy Journal** v.12, p. 939–953, 2002

BLENGINI, G. A.; BUSTO, M. The life cycle of rice: LCA of alternative agri-food chain management systems in Vercelli (Italy). **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 3, p. 1512-1522, 2009.

BOUWMAN, A. F.; BOUMANS, L. J. M.; BATJES, N. H. Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 16, n. 4, 2002.

BRASIL, 1975. Lei nº.6309, de 15 dezembro 2003. Norma de Identidade, Qualidade, Embalagem e apresentação do arroz. Diário Oficial da União, Brasília, DF

BRASIL. Lei nº 6309, de 15 dezembro 2003. Norma de Identidade, Qualidade, Embalagem e apresentação do arroz. Diário Oficial da União. Brasília, DF, 1975.

BRASIL, 2013. Ministry of Mines and Energy (Ministério de Minas e Energia). Brazilian Energy Balance 2013: Year 2012. Empresa de Pesquisa Energética (EPE). Rio de Janeiro, 2013, CDU 620.9:553.04(81).

BOBBIO, P. A., Bobbio F. O. Química do processamento de alimentos. 3º ed. São Paulo: Varela, 2001.

BRODT, S. et al. Life cycle greenhouse gas emissions in California rice production. **Field Crops Research**, v. 169, p. 89-98, 2014.

BURNEY, J. A.; DAVIS, S. J.; LOBELL, D. B. Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 26, p. 12052-12057, 2010 .

Calderón, L.A., Iglesias, L., Laca, A., Herrero, M., Díaz, M. The utility of Life Cycle Assessment in the ready meal food industry. **Resources, Conservation and Recycling** v. 54, p. 1196–1207, 2010

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

CAMPANHOLA, C.; LUIZ, A. J. B.; RODRIGUES, G. S. Agricultura e impacto ambiental. In: Simpósio sobre os Cerrados do Meio Norte, 1997, Teresina. **Anais. Teresina: EMBRAPA**, CPAMN, p. 159 – 169, 1997.

CEDERBERG, C.; MATTSSON, B. Life cycle assessment of milk production — a comparison of conventional and organic farming. **Journal of Cleaner Production**, v. 8, n. 1, p. 49-60, 2000.

CHEHEBE, J. R. **Análise do Ciclo de Vida de Produtos**. Qualitymark. 2002. 120.

CHERUBINI, E.; RIBEIRO, P. T. **Diálogos Setoriais Brasil e União Euripéia: desafios e soluções para o fortalecimento da ACV no Brasil**. Brasília: IBICT, 2015.

CONRAD, R. Control of microbial methane production in wetland rice fields. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 64, n. 1-2, p. 59-69, 2002.

DALGAARD, T.; HALBERG, N.; PORTER, J. R. A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 87, n. 1, p. 51-65, 2001.

DAMODARAN SRINIVASAN, PARKIN L. KIRK, F.O.R.. **Química de Alimentos de Fennema**, p. 1160, 2010.

DAVIS, J., SONESSON, U., BAUMGARTNER, D.U., NEMECEK, T. Environmental impact of four meals with different protein sources: Case studies in Spain and Sweden. **Food Research International**, v. 43, p. 1874–1884, 2010

De Vries, M., de Boer, I.J.M. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. **Livestock Science**, v. 128, p. 1-11, 2010.

DUBEY, S. K. Microbial ecology of methane emission in rice agroecosystem: A review. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 3, n. 2, p. 1-27, 2005.

ECOIVENTCENTER. **Discover ecoinvent Version 3**. CENTER, E. Zurich, Switzerland 2013.

FAO. FAO statistical yearbook 2013 world food and agriculture. 2013. <<http://www.fao.org/docrep/018/i3107e/i3107e00.htm>>

FOLEY, J. A. et al. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 337-342, 2011.

FORSTER, P. et al. **Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing**. In: **Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.)]**. UNIVERSITY, C. e PRESS. Cambridge, United Kingdom and New York. 2007.

FREITAS DE ALVARENGA, R. A.; DA SILVA JUNIOR, V. P.; SOARES, S. R. Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production. **Journal of Cleaner Production**, v. 28, p. 25-32, 2012.

FUSI, A. et al. Environmental profile of paddy rice cultivation with different straw management. **Science of the Total Environment**, v. 494, p. 119-128, 2014.

GODFRAY, H. C. J. et al. Linking Policy on Climate and Food. **Science**, v. 331, n. 6020, p. 1013-1014, 2011.

GUINEE, J. Handbook on life cycle assessment - Operational guide to the ISO standards. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 6, n. 5, p. 255-255, 2001.

GUINEE, J. B. et al. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Futures. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 1, p. 90-96, 2011.

HAAS, G.; WETTERICH, F.; KOPKE, U. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 83, n. 1-2, p. 43-53, 2001.

HEIJUNGS, R.; SUH, S. **The computational structure of life cycle assessment**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002.

HOKAZONO, S.; HAYASHI, K.; SATO, M. Potentialities of organic and sustainable rice production in Japan from a life cycle perspective. **Agronomy Research**, v. 7, p. 257-262, 2009.

HOKAZONO, S.; HAYASHI, K. Variability in environmental impacts during conversion from conventional to organic farming: a comparison among three rice production systems in Japan. **Journal of Cleaner Production**, v. 28, p. 101-112, 2012.

IBGE. Produção Agrícola Municipal 2013. 2014. <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/pesquisas/pesquisa_resultados.php?id_pesquisa=44>

IPCC. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Houghton, J.T., Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, and C.A. Johnson (eds.)]. Cambridge, United Kingdom and New York, 2001.

IRGA. Instituto Rio Grandense do Arroz - mercado. 2014. <<http://www.irga.rs.gov.br/conteudo/4684/mercado>>.

ISO 14040. Environmental Management: Life Cycle Assessment, Principles and Guidelines. **Int. Stand. Organ**, Geneva, 2006.

ISO 14044. Environmental Management- Life cycle assessment - Requirements and guidelines. **Int. Stand. Organ**, Geneva, 2006.

KENNEDY, G.; BURLINGAME, B.; NGUYEN, N. Nutrient impact assessment of rice in major rice-consuming countries. v. 51, p. 33-42, 2002.

LASHOF, D. A.; AHUJA, D. R. Relative contributions of greenhouse gas emissions to global warming. **Nature**, v. 344, n. 6266, p. 529-531, 1990.

LE MER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. **European Journal of Soil Biology**, v. 37, n. 1, p. 25-50, 2001.

LINQUIST, B. A. et al. Fertilizer management practices and greenhouse gas emissions from rice systems: A quantitative review and analysis. **Field Crops Research**, v. 135, n. 0, p. 10-21, 2012.

LIU, Y. et al. Life Cycle Assessment of fossil energy use and greenhouse gas emissions in Chinese pear production. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, n. 14, p. 1423-1430, 2010.

MACWILLIAM, S., WISMER, M., KULSHRESHTHA, S. Life cycle and economic assessment of Western Canadian pulse systems: The inclusion of pulses in crop rotations. **Agricultural Systems**, v. 123, p. 43–53, 2014

MEIER, M. S. et al. Environmental impacts of organic and conventional agricultural products - Are the differences captured by life cycle assessment? **Journal of Environmental Management**, v. 149, p. 193-208, 2015.

MEISTERLING, K.; SAMARAS, C.; SCHWEIZER, V. Decisions to reduce greenhouse gases from agriculture and product transport: LCA case study of organic and conventional wheat. **Journal of Cleaner Production**, v. 17, n. 2, p. 222-230, 2009.

MYHRE, G., D. et al. **Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: 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, United Kingdom and New York, USA.: Cambridge University Press, 2013.

MOSIER, A. et al. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: Sources, sinks and mechanisms. **Environment Development and Sustainability**, v. 6, n. 1-2, p. 11-49, 2004.

NEMECEK, T. et al. Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. **Agricultural Systems**, v. 104, n. 3, p. 217-232, 2011.

NIJDAM, D., ROOD, T., WESTHOEK, H. The price of protein: Review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes. **Food Policy** v. 37, p. 760–770, 2012

NOAA/ESRL. Trends in Atmospheric Carbon Dioxide. 2013. < <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/> >.

RAMASWAMY, V. et al. **Radiative Forcing of Climate Change**. Cambridge, United Kingdom and New York: Cambridge University Press, 2001.

RAUPACH et al. Global and regional drivers of accelerating CO₂ emissions. **PNAS**, v. 104, n. 24, p.10288-10293, 2007.

RENOU, S. et al. Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. **Journal of Cleaner Production**, v. 16, n. 10, p. 1098-1105, 2008.

ROY, P. et al. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. **Journal of Food Engineering**, v. 90, n. 1, p. 1-10, 2009.

ROY, P. et al. Life cycle of rice: Challenges and choices for Bangladesh. **Journal of Food Engineering**, v. 79, n. 4, p. 1250-1255, 2007.

SCHAU, E.M., FET, A.M., Declarations, E.P. LCA studies of food products as background for environmental product declarations. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v.13, p. 255–264, 2008

SEEG. Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG) - Observatório do Clima (OC), [2013/V1.1]. 2013. < <http://www.seeg.eco.br/> >

SIGNOR, D.; CERRI, C. E. P. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. **Pesquisa Agropecuaria Tropical**, v. 43, n. 3, p. 322-338, 2013.

SKINNER, C. et al. Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management - A global meta-analysis. **Science of the Total Environment**, v. 468, p. 553-563, 2014.

SMITH, K. A. et al. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European Journal of Soil Science**, v. 54, n. 4, p. 779-791, 2003.

SMITH, P., BUSTAMANTE, M., AHAMMAD, H., CLARK, H., DONG, H., ELSIDDIG, E.A., HABERL, H., HARPER, R., HOUSE, J., JAFARI, M., MASERA, O., MBOW, C., RAVINDRANATH, N.H., RICE, C.W., ABAD, C.R., ROMANOVSKAYA, A., SPERLING, F., TUBIELLO, F.N.; . Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. [Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Farahani, E., Kadner, S., Seyboth, K., Adler, A., Baum, I., Brunner, S., Eickemeier, P., Kriemann, B., Savolainen, J., Schlömer, S., von Stechow, C., Zwickel T., Minx, J.C (eds.)], . **Cambridge University Press**, Cambridge, United Kingdom and New York, USA, p. 811-922, 2014.

STAVI, I., LAL, R. Agriculture and greenhouse gases, a common tragedy. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 33, n. 2, p. 275-279, 2013

SOSBAI. **Arroz irrigado: recomendações técnicas de pesquisa para o sul do Brasil / XXX Reunião Técnica da Cultura do Arroz Irrigado, 06 a 08 de agosto de 2014, Bento Gonçalves, RS, Brasil**. SOSBAI: Santa Maria, p. 192, 2014.

THANAWONG, K., PERRET, S.R., BASSET-MENS, C. Eco-efficiency of paddy rice production in Northeastern Thailand: A comparison of rain-fed and irrigated cropping systems. **Journal of Cleaner Production** 73, 204–217, 2014

TILMAN, D. et al. Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**, v. 418, n. 6898, p. 671-677, 2002.

WALTER, M.; MARCHEZAN, E.; AVILA, L. A. D. Arroz: composição e características nutricionais. **Ciência Rural**, v. 38, p.1184-1192, 2008.

WANG, M. et al. Life cycle assessment of a rice production system in Taihu region, China. **International Journal of Sustainable Development & World Ecology**, v. 17, n. 2, p. 157-161, 2010.

WILLER, H.; KILCHER, L. **The world of organic agriculture: Statistics and emerging trends 2009**. Geneva: IFORM, Bonn; FiBL, Frick; ITC 2009.

WILLIAMS, A. G.; AUDSLEY, E.; SANDARS, D. L. **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, 2006.

WOOD, R. et al. A comparative study of some environmental impacts of conventional and organic farming in Australia. **Agricultural Systems**, v. 89, n. 2-3, p. 324-348, 2006.

WUEBBLES, D. J.; HAYHOE, K. Atmospheric methane and global change. **Earth-Science Reviews**, v. 57, n. 3-4, p. 177-210, 2002.

XUE, X., LANDIS, A.E. Eutrophication potential of food consumption patterns. **Environmental Science and Technology**. v.44, p. 6450–6456, 2010.

ZHANG, G. ET AL. Effect of drainage in the fallow season on reduction of CH₄ production and emission from permanently flooded rice fields. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 89, n. 1, p. 81-91, 2011.

ZHU, X., VAN IERLAND, E.C. Protein Chains and Environmental Pressures: A Comparison of Pork and Novel Protein Foods. **Environmental science & technology**, v. 1, n. 3, p. 254-256, 2004