

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO FACULDADE DE
AGRONOMIA, MEDICINA VETERINÁRIA E ZOOTECNIA
Programa de Pós - Graduação em Agricultura Tropical**

AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DA SOJA MATO-GROSSENSE

EDUARDO JACUSIEL MIRANDA

CUIABÁ – MT

2016

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO FACULDADE DE
AGRONOMIA, MEDICINA VETERINÁRIA E ZOOTECNIA
Programa de Pós - Graduação em Agricultura Tropical**

AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DA SOJA MATO-GROSSENSE

EDUARDO JACUSIEL MIRANDA

Agrônomo

ORIENTADOR: EDUARDO GUIMARÃES COUTO

**Tese apresentada à Faculdade de Agronomia,
Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade
Federal de Mato Grosso, para obtenção do Título de
Doutor em Agricultura Tropical.**

CUIABÁ – MT

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Fonte.

M672a Miranda, Eduardo.
Avaliação do Ciclo de Vida da Soja Mato-Grossense / Eduardo
Miranda. -- 2016
86 f. : il. ; 30 cm.

Orientador: Eduardo Guimarães Couto.
Co-orientador: Mark Stephen Johnson.
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Mato Grosso,
Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Programa de Pós-
Graduação em Agricultura Tropical, Cuiabá, 2016.
Inclui bibliografia.

1. Abertura de área. 2. fertilizantes. 3. milho safrinha. 4.
impactos ambientais. I. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a)
autor(a).

Permitida a reprodução parcial ou total, desde que citada a fonte.

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO FACULDADE DE
AGRONOMIA, MEDICINA VETERINÁRIA E ZOOTECNIA**

Programa de Pós - Graduação em Agricultura Tropical

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Título: AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DA SOJA MATO-
GROSSENSE **Autor:** Eduardo Jacusiel Miranda

Orientador: Eduardo Guimarães Couto

Aprovada em 03 de março de 2016

Comissão Examinadora



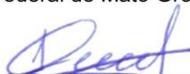
Prof. Dr. Eduardo Guimarães Couto
Universidade Federal de Mato Grosso (Orientador)



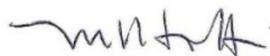
Prof. Dr. Ricardo Santos Silva Amorim
Universidade Federal de Mato Grosso



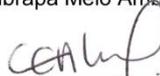
Prof. Dr. Mark Stephen Johnson
Universidade Federal de Mato Grosso (Co-Orientador)



Profa. Dra. Isabela Codolo de Lucena
Instituto Federal de Mato Grosso



Dra. Marília Ieda Silveira Folegatti Matsuura
Embrapa Meio Ambiente



Prof. Dr. Carlos Eduardo Avelino Cabral
Universidade Federal de Mato Grosso

AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DA SOJA MATO-GROSSENSE

RESUMO – A avaliação de ciclo de vida (ACV) permite uma visão holística de um sistema produtivo. Uma ACV pode ser realizada para identificar pontos críticos ao longo da cadeia produtiva o que facilita a melhoria da sustentabilidade. A grande dificuldade em realizar uma ACV de um produto agrícola de uma grande região é a obtenção de dados confiáveis que de fato representem a produção média da região. O presente trabalho foi uma ACV da soja Mato-Grossense realizada a partir de fontes primárias, diretas do produtor. O objetivo foi identificar pontos críticos onde esforços de melhoria trariam maiores retornos e estabelecer um ponto de referência ao qual futuras ACVs poderiam ser comparadas dentro de um monitoramento continuado da evolução da sustentabilidade. Foi realizada uma ACV do berço ao portão, utilizando a média das entradas e saídas de 2008 a 2012 caracterizando o ano de 2010 e a unidade funcional foi 1kg de soja. Foi considerada a produção do milho safrinha como uma coprodução da soja, sendo utilizada a expansão do sistema para evitar arbitrariedade na alocação das entradas em comum. A principal fonte de informações foi um banco de dados da APROSOJA com dados referentes ao sistema produtivo de 110 fazendas. O rendimento das operações agrícolas foi obtido do IMEA. Entre 2000 e 2010 a abertura de área para plantio de soja foi estimada a partir de estudos de imagem de satélite. Por falta de informações de 1990 a 2000 foram utilizadas as mesmas proporções de transformação de cerrado, floresta e pastagem observada entre 2000 a 2010. Para produzir 1 kg de soja foi necessária a ocupação de 1,64 m²/ano dos quais 6,5% foram provenientes da abertura do Cerrado e 9,5% da floresta. Essa abertura de área, principalmente da floresta, provocou grande parte dos impactos, em especial a emissão de gases de efeito estufa (1,77 kg de CO₂ eq/kg de soja) e formação de material particulado. Os adubos fosfatados, equivalente a 80,7 kg/ha de P₂O₅ tiveram grande impacto na fase de industrialização do adubo, contribuindo para a eutrofização de água doce, e durante o cultivo com a emissão de cádmio causando toxicidade humana. Os defensivos agrícolas tiveram grande participação na ecotoxicidade terrestre, em especial os fungicidas Carbendazim e Azoxzstrobin e o herbicida Atrazine. O milho safrinha em geral teve impacto bem menor que o milho produzido em outras partes do mundo pois utiliza muitas das entradas da soja. A adubação nitrogenada do milho é a maior fonte de impacto tanto na produção dos fertilizantes quanto na fase do cultivo. Foram coproduzidos 462 g de milho para cada kg de soja, que substitui a mesma quantia de milho no mercado global. Ao realizar a expansão do sistema incluindo a produção da soja e do milho o impacto da produção da soja reduz significativamente, tornando até negativo em algumas categorias. A transformação de áreas naturais, toxicidade humana e emissão de GEE são os grandes impactos da produção da soja. A redução da abertura de floresta e da adubação fosfatada bem como aumento da área plantada com milho safrinha reduziria os impactos ambientais gerados pela soja de MT.

Palavras-chaves: Abertura de área, fertilizantes, milho safrinha, impactos ambientais

LIFE CYCLE ANALYSIS OF THE MATO GROSSO SOYBEAN PRODUCTION

ABSTRACT – A life cycle assessment (LCA) allows a holistic view of a production system. A LCA can identify hotspots along the production chain which can help improve sustainability. The great difficulty in performing an LCA of an agricultural product of a large region is to obtain reliable data that actually represent the average production of the region. This work is a LCA of Mato Grosso soybean where the majority of the information are from primary sources, directly from the producers. The goal is to identify hotspots where improvement efforts would bring greater returns and establish a benchmark to which future LCAs could be compared within a continuous monitoring of the evolution of sustainability. It is a cradle to gate LCA with the average inputs and outputs from 2008 to 2012 to characterize the year 2010, the functional unit was 1 kg of soybean. The production of second crop (safrinha) maize was considered as a co-production of soybeans, a system expansion was done to avoid arbitrariness in the allocation of common inputs. The main source of information was APROSOJA database with information from the production system of 110 farms. Information regarding agriculture operations was obtained from IMEA. From 2000 to 2010 land use change (LUC) was estimated using information from studies based on satellite imaging. Due to lack of information from 1990 to 2000 LUC was assumed to have the same trend as from 2000 to 2010. To produce 1 kg of soybean the occupation of 1.64 m²/year was necessary of which 6.5% came from savannah and 9.1% from forest. This LUC, especially from forest, was largely responsible for much of the impact, particularly the emission of greenhouse gases (1.77 kg CO₂eq/kg soybean) and the formation of particulate matter. Phosphate fertilizers, equivalent to 80.7 kg/ha of P₂O₅ had great impacts in the industrialization phase contributing to the freshwater eutrophication, and during cultivation with the emission of cadmium causing human toxicity. Pesticides were largely responsible for terrestrial ecotoxicity, particularly the fungicide Carbendazim and Azoxystrobin and the herbicide Atrazine. The second-crop corn generally had lower impact than corn produced in other parts of the world as it used many of the soybean inputs. Nitrogen fertilization of corn is the main source of impact both during the fertilizer production as well as during cultivation. For every kg of soybean 462 g of corn were co-produced, replacing the same amount of corn in the global market. With the system expansion including the production of soybeans and corn the impact of soybean production reduces significantly, even with some negative impacts in some categories. Transformation of natural areas, human toxicity and GHG emissions are the major soybean production impacts. Reduction of forest clearing and phosphate fertilizer as well as an increase in the area planted with second crop maize would have a major impact on reducing the environmental impacts generated by soybean production in MT.

Keywords: Land use change, fertilizer, environmental impacts

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	6
2 REVISÃO DE LITERATURA	9
2.1 Objetivo e Escopo.....	10
2.2 Análises de inventário do ciclo de vida	13
2.3 Avaliação de impacto e interpretação	14
2.4 ACV já realizadas para a soja.....	16
3 MATERIAL E MÉTODOS	18
3.1 Objetivo e Escopo.....	18
3.2 CONSTRUÇÃO DO INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA	23
3.2.1 Transformação da terra	24
3.2.2 Operações agrícolas	24
3.2.3 Outros inventários de ciclo de vida.....	25
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
4.1 TRANSFORMAÇÃO DA TERRA	26
4.2 FERTILIZANTES E DEFENSIVOS	27
4.3 AICV DA SOJA.....	29
4.3.1 Mudanças climáticas.....	32
4.3.2 Eutrofização de água doce	34
4.3.3 Toxicidade Humana e Ecotoxicidade Terrestre.....	35
4.3.4 Outras categorias de impacto.....	37
4.3.5 Demanda energética e depleção de água.....	38
4.3.6 Análise de sensibilidade e fontes de erros	40
4.4 AICV DO MILHO	41
4.4 AICV DA SOJA COM O MILHO	45
4.4.1 Expansão do sistema.....	46
4.4.2 Outras formas de alocação	49
4.5 LIMITAÇÕES E COMPARAÇÃO COM OUTROS MÉTODOS	51
5 CONCLUSÕES	52
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	54
7 APÊNDICES	61

1 INTRODUÇÃO

A definição clássica de desenvolvimento sustentável está registrada no relatório de Brundtland et al. (1987) descrito como o desenvolvimento que atende as necessidades das gerações atuais sem comprometer a capacidade das gerações futuras de atenderem suas necessidades e aspirações. Como base neste conceito para ser sustentável todo empreendimento deve seguir três dimensões: ser viável economicamente, socialmente justo e ecologicamente correto. Áreas agrícolas cobrem cerca de 20% da superfície terrestre livre de gelo (Ellis et al., 2008) e são responsáveis por praticamente toda a produção agrícola da humanidade. É de extrema importância ter uma métrica confiável para definir o grau de sustentabilidade desse sistema.

A produção de soja em Mato Grosso é viável economicamente, mas a dimensão social e a ecológica são muito criticadas (Fearnside, 2001; Dalgaard et al., 2008; Morton et al., 2008; Da Silva et al., 2010; Castanheira et al., 2013). Esses estudos acadêmicos identificaram pontos ecologicamente negativos no agronegócio da soja e podem ter um efeito real no comportamento dos mercados compradores da commodity soja. Exemplo disso é a moratória da soja na qual grandes traders concordaram em não comprar soja proveniente de áreas amazônicas desmatadas após 2006. Essa foi uma ação em resposta direta à pressão dos consumidores (Gibbs et al., 2015).

Um número cada vez maior de empresas aborda os impactos ambientais associados com suas operações por meio de um plano de sustentabilidade. Esses planos devem ser regidos por métricas para acompanhar o progresso da estratégia e mostrar melhorias com o tempo. Investidores e clientes exigem essa informação

das empresas e organizações, como uma maneira de agregar valores e ao mesmo tempo, reduzir os impactos ambientais do início ao fim da cadeia produtiva.

É o caso do “Sustainability Consortium”, que reúne empresas e organizações governamentais e não governamentais com o objetivo de “gerar o conhecimento necessário para conduzir uma geração nova de produtos e redes de suprimentos inovadores que tenham como meta a redução significativa dos impactos ambientais, sociais e econômicos” (Consortium, 2015). Os membros incluem usuários de matérias-primas através da cadeia produtiva que usam métodos para abordar suas estratégias de sustentabilidade (por exemplo: BASF, Cargill, Proctor & Gamble).

Uma resposta da cadeia produtiva da soja a essa preocupação dos consumidores com a origem de seus produtos é a utilização de certificados, tais como o “Round Table on Responsible Soy Association” (RTRS), “Pro Terra”, “International Sustainability and Carbon Certification” (ISCC), ou a ISSO 14001 (Iscc, 2015; Proterra, 2015; Rtrs, 2015). A obtenção de cada um desses certificados gera custos para as fazendas e sua veracidade nem sempre é irrefutável devido a falta de uma avaliação independente (Garberg et al., 2014). Os certificados também são limitados em sua abrangência ambiental. Assim um grupo de consumidores pode preferir o certificado RTRS, enquanto que outro vai exigir o ISCC, o que obriga os produtores a obterem múltiplos certificados (Amaggi, 2015). E uma última falha dos certificados é que eles transmitem uma imagem dualista das fazendas; ou a propriedade está apta a receber o certificado ou não. Esse fato não estimula uma evolução gradual do processo produtivo em direção a uma produção mais sustentável.

Outra resposta às pressões de mercadora uma busca da sustentabilidade foi dada pela APROSOJA, juntamente com ABIOVE que organizaram o programa Soja Plus que objetiva atender às demandas de mercado por produtos sustentáveis (Sojaplus, 2015). Este programa visa ser o mais efetivo para o desenvolvimento sustentável da produção de soja brasileira. Sua missão é “promover e fomentar a gestão econômica, social e ambiental nas propriedades rurais e nos outros elos da cadeia, garantindo a melhoria contínua dos processos de produção, transformação e comercialização da soja brasileira” (Sojaplus, 2015). Para tanto várias iniciativas estão sendo realizadas como monitoramentos do solo, qualidade das águas e emissões de gases de efeito estufa. É justamente neste cenário que a avaliação de ciclo de vida (ACV) possui grandes vantagens: A ACV do processo produtivo da soja

Mato-Grossense permitirá o acompanhamento dessas iniciativas ao traduzir os insumos utilizados no processo produtivo em impactos explícitos no ar, água, solo e seus efeitos nos recursos hídricos, mudanças climáticas, saúde humana e qualidade dos ecossistemas.

Neste cenário, a ACV é uma técnica promissora. Permite a rotulagem ambiental, identificação de pontos críticos para melhoria e o monitoramento da evolução da sustentabilidade (Claudino et al., 2013). Não existem muitas ACV da soja brasileira, geralmente elas usam dados médios de produção nacional com poucas informações obtidas diretamente dos produtores (Ruviaro et al., 2012). Pois a grande dificuldade de se realizar uma ACV de um produto agrícola de uma grande região, como o estado de Mato Grosso é a obtenção de dados confiáveis que de fato representem a produção média da região (Raucci et al., 2015). É exatamente o que propõe o presente estudo, que utiliza um banco de dados com informações coletadas diretamente dos produtores. Outro grande diferencial é a inclusão do milho safrinha como um coproduto da soja, pois a mesma área aberta e corrigida para o plantio de soja é utilizado para a produção de milho o que pode ser um grande ganho ambiental ao maximizar a utilização dos recursos naturais.

Desta forma o objetivo deste trabalho é realizar a primeira ACV regionalizada para o estado de Mato Grosso, maior produtor de soja do Brasil e responsável por 9% da produção global de soja no ano de 2012 (FAOSTAT, 2015). E com essa ACV avaliar os impactos ambientais da produção da soja em Mato Grosso e determinar os pontos críticos para melhorias. Ademais será um ponto de referência ao qual futuras ACVs poderão ser comparadas dentro de um monitoramento continuado da evolução da sustentabilidade da soja Mato-Grossense.

2 REVISÃO DE LITERATURA

A avaliação de ciclo de vida (ACV) teve seu início na década de 1970 com a divulgação de recursos utilizados e emissões de nove diferentes opções de recipientes para bebidas. O estudo pioneiro se limitava a três parâmetros de utilização de recursos e quatro parâmetros de emissões, sem uma quantificação dos impactos associados (Hunt, 1974). Na década de 80 existiram vários estudos utilizando os primórdios do que seria a ACV, mas foi apenas na década de 90 que foram descritos os primeiros métodos para a quantificação dos impactos ambientais associados aos inventários de entradas de recursos e saídas de produtos e emissões. No ano de 1997 surgiu a norma ISO 14040 com os fundamentos padronizados para um estudo de ACV, que se seguiu a norma ISO 14041, padronizando a modelagem e a norma ISO 14043, regulamentando a fase de interpretação de uma ACV. Atualmente constituem o padrão para condução de uma ACV as normas atualizadas em 2006 da ISO 14040 e a ISO 14044 (Finkbeiner et al., 2006; Hauschild et al., 2015).

Em suma, a ACV é uma técnica para avaliar os impactos ambientais associados aos estágios da vida de um produto. A premissa básica é que todo produto ou serviço provoca um impacto sobre o meio ambiente, seja ele positivo ou negativo. A ACV leva em consideração todas as etapas necessárias para que um produto cumpra sua função; dos recursos naturais extraídos, à transformação desses recursos em insumos, bem como às etapas de produção do bem, uso e descarte do mesmo.

É importante ressaltar que a ACV é uma modelagem e como todo modelo, simplifica a realidade para melhor compreendê-la, mas mesmo simplificando a

realidade, a ACV é considerada uma ferramenta complexa e custosa devido à extrema complexidade do ciclo de vida de um produto.

De acordo com a norma ISO14040 (2006) e ISO14044 (2006) uma ACV é realizada em quatro etapas principais: definição do objetivo e escopo, análise de inventário do ciclo de vida (ICV), avaliação dos impactos de ciclo de vida (AICV) e interpretação dos resultados (Figura 1). Geralmente as etapas são interdependentes, o resultado de uma poderá influenciar na forma de realizar as outras.

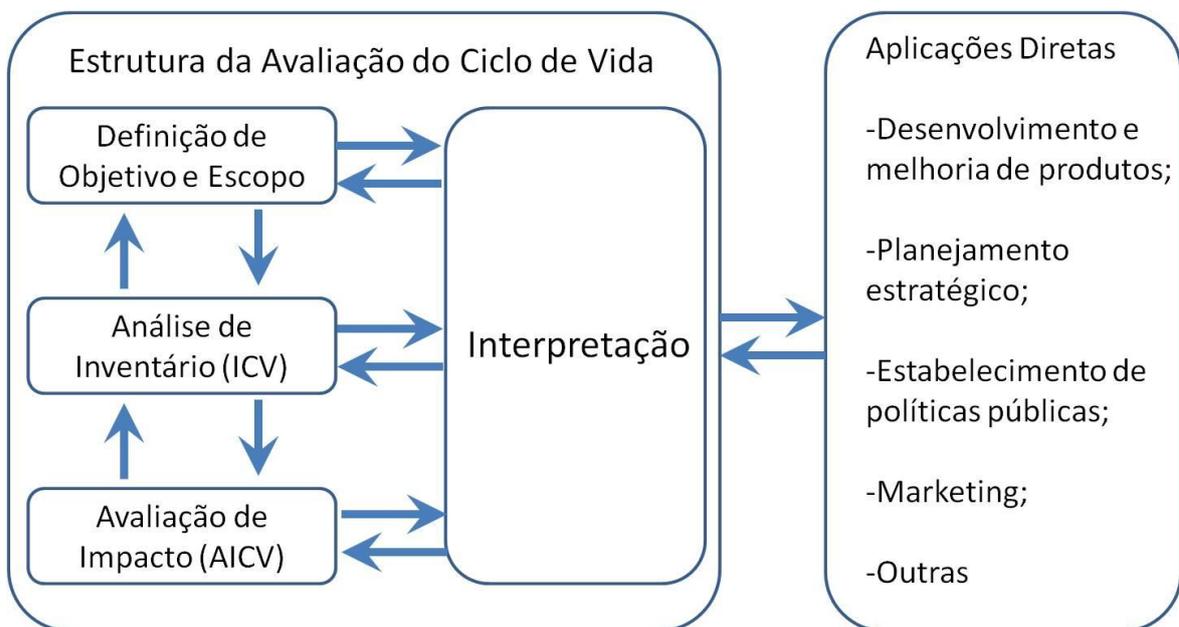


FIGURA 1. Esquema com a sequência interdependente de realização de um estudo de avaliação de ciclo de vida (ACV), adaptado da ISO 14040 (2006).

2.1 Objetivo e Escopo

A definição de objetivo e escopo é a etapa do estudo onde se define a função do sistema, unidade funcional e fluxo de referência. Função do sistema é a finalidade do produto, por exemplo, a função de uma garrafa pode ser de conter e proteger um líquido. A unidade funcional é a quantificação da função do sistema, como conter e proteger 1.000 litros de líquido. O fluxo de referência por sua vez é a quantidade de produto ou serviço necessário para atender a unidade funcional do estudo. O fluxo de referência poderia ser 1.000 garrafas pet descartáveis de 1 litro cada, 500 garrafas pet descartáveis de 2 litros cada ou mesmo 100 garrafas de 1 litro retornáveis e reutilizadas 10 vezes cada uma. Em estudos do berço ao portão não existe função do sistema ou fluxo de referência, pois não existe a fase de uso do

produto. Nesse caso, apenas se define uma unidade funcional que seja facilmente utilizada e comparável com outros estudos (Weidema et al., 2004).

Nesta etapa da ACV também são definidos os impactos ambientais e o método a ser adotado. Existem vários métodos para avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV). Alguns exemplos são: CML-IA; Ecological Scarcity 2013; EDP 2010; ILCD 2011; Impact World plus; ReCiPe; Bees+; TRACI; etc, embora a norma ISO14044 (2006) padronize os princípios básicos, não especifica o método a ser utilizado. A norma apenas recomenda o uso de um método que seja de ampla aceitabilidade geral e científica. Atualmente nenhum dos métodos disponíveis goza de um consenso no meio científico (Hauschild et al., 2015).

Nessa etapa também devem ser definidas as fronteiras do sistema (tanto espaciais como temporais), o método de alocação a ser utilizado e as limitações e suposições do estudo. As fronteiras do sistema primeiramente são definidas entre quatro opções gerais: do berço ao túmulo, considera todo o ciclo de vida, desde a extração das matérias-primas até o descarte final do produto; do berço ao portão, considera da extração das matérias-primas até a saída do produto final da fábrica, não incluindo, portanto o uso ou descarte; do portão ao portão, considera apenas a fase industrial do produto e por fim do portão ao túmulo, que considera o uso e descarte do produto.

Estes diferentes tipos de ACV têm o objetivo de focar o estudo em determinados processos. Assim um estudo do berço ao portão prioriza a parte da produção e uso das matérias-primas para a geração de um produto. Estes estudos focados têm sua razão de ser quando a cadeia produtiva é ampla e se pretende gerar soluções localizadas, por exemplo, o uso da soja em uma granja suína na china não tem nenhum efeito no ambiente de produção da soja em Mato Grosso.

A alocação dos impactos deve ser realizada sempre que uma atividade gera dois ou mais produtos, os chamados sistemas com múltiplas saídas, que não seja possível separar as entradas e saídas de cada um dos produtos. Nesses casos é necessária divisão dos impactos ambientais entre os vários produtos gerados, alocar os impactos entre as várias saídas. Geralmente temos um produto principal, o foco do sistema e coprodutos, assim o produto principal de uma pecuária leiteira é a produção de leite, mas como coproduto é gerado carne. Essa alocação pode ser feita por grandeza física ou econômica, assim os impactos seriam divididos respeitando a mesma proporção de massa ou preço entre o produto e os

coprodutos. Neste aspecto, a norma ISO 14040/44 (2006) recomenda que seja evitada, sempre que possível, a alocação e se utilize a expansão das fronteiras do sistema (Ramírez, 2009).

A expansão das fronteiras é feita englobando no estudo todas as entradas e saídas para a produção do produto e de seus coprodutos. Desta ACV completa são subtraídos os impactos ambientais que seriam gerados na produção do coproduto de forma isolada. Na pecuária leiteira seria subtraída da ACV final os impactos gerados pela produção da mesma quantidade de carne em uma pecuária de corte (Weidema et al., 2010).

Embora essa recomendação da expansão do sistema seja endossada (Weidema et al., 2010), outros autores preferem utilizar a alocação econômica (Hietala et al., 2015), de massa (Werf et al., 2015) ou energia. A escolha do método de alocação é um tópico ainda muito discutido da metodologia, sendo este um dos pontos mais controversos da ACV, pois o método de alocação pode alterar significativamente o resultado final (Reap et al., 2008; Chen et al., 2010; Sayagh et al., 2010).

Nas recomendações da norma ISO 14040 (2006) não existe uma diferenciação entre ACV consequencial e atribucional. Atualmente existe uma corrente forte de pensamento de que em uma ACV atribucional, o mais indicado é a realização de alocação de massa ou econômica, pois a escolha do inventário a ser substituído (no exemplo acima a escolha da pecuária de corte de uma determinada região) afeta diretamente os impactos da produção do produto ou processo estudado. Em ACV consequencial o mais indicado é uma expansão do sistema (Reap et al., 2008; Pelletier et al., 2015). Quando existe mais de uma forma de alocação é apropriada a realização uma análise de sensibilidade para demonstrar a influência da escolha do método nos resultados finais.

Para sistemas agrícolas com o plantio de mais de uma cultura na mesma área, uma recente alternativa é incluir todas as entradas e saídas do sistema. Isso pode ser realizado utilizando do conceito de “Cereal unit” ou unidade cereal (UC). Essa unidade cereal converte todos os produtos do sistema agrícola em uma única unidade. Essa unidade se baseia no fato de que 80% da área agrícola no mundo é destinada para a produção animal. Assim é o valor nutricional para os animais que se torna relevante. Tabelas de conversão foram primeiro elaboradas na Alemanha em 1944 e seguem sendo revistas e atualizadas (Brankatschk e Finkbeiner, 2014).

Com a produção total do sistema, calculada em unidade cereal é realizada a divisão dos impactos entre os produtos do sistema de maneira proporcional. Se um produto “A” produz 70% da unidade cereal do sistema, ele responde por 70% do impacto total do sistema. Brankatschk e Finkbeiner (2014) trazendo em seu material suplementar uma tabela atualizada de mais de 200 produtos com suas respectivas correspondências em unidade cereal. Por exemplo, um quilograma de soja corresponde a 1,15 UC, enquanto que um quilograma de milho corresponde a 1,08 UC.

Além do exposto acima, a norma ISO14044 (2006) também estabelece que nesta fase seja definida a origem e qualidade mínima dos dados, suposições e limitações do estudo, tipo de revisão crítica e o tipo e formato de relatório final.

2.2 Análises de inventário do ciclo de vida

A análise de inventário é a etapa de coleta de informações da ACV. O inventário reúne todas as entradas/insumos da produção, tais como área agrícola, energia, água, fertilizantes, agroquímicos, combustível, etc. Esta geralmente é a fase mais demorada de uma ACV. O que demanda tempo, na verdade, é a construção do inventário, que consiste na coleta de dados e cálculos para quantificar as entradas e saídas do sistema de produção. Por entradas se entende todas as matérias-primas, recursos naturais renováveis e não renováveis utilizados na produção. As saídas são o produto final, possíveis coprodutos, emissões e resíduos. Importante destacar que as emissões geram grande parte dos impactos ambientais e podem ocorrer para os compartimentos solo, água e ar.

A norma ISO14044 (2006) tem algumas recomendações relevantes nessa etapa: elaboração de um fluxograma que esquematize todos os processos a serem modelados e suas inter-relações; descrição detalhada de cada unidade de processo em relação às entradas e saídas; lista dos fluxos e as condições operacionais de cada processo; descrição técnica dos dados coletados e cálculos realizados; e por último, descrição e documentação de todo o processo, em especial os casos onde falta alguma informação crítica e/ou que foi realizado algum procedimento fora do padrão.

A quantidade de cada entrada e saída deve estar normalizada para refletir a unidade funcional estabelecida, assim se sua unidade funcional for 1kg de soja, a quantidade de adubo inventariada deverá ser a equivalente para produzir 1kg de

soja. Nos casos em que os dados são duvidosos, são utilizadas informações gerais, de outra região geográfica ou temporal, recomenda-se realizar uma análise de sensibilidade. Esta análise permite identificar o impacto que certa entrada ou saída tem no resultado final da ACV. Caso a contribuição de um dado duvidoso seja importante no resultado, essa informação deve constar no relatório final.

2.3 Avaliação de impacto e interpretação

O resultado do inventário é uma lista longa de fluxos elementares de saídas e entradas tornando a interpretação extremamente difícil. Uma alternativa utilizada nos primeiros estudos de ACV foi reduzir o escopo do estudo para apenas poucas variáveis (Hunt, 1974). Atualmente pode ser utilizado um método de avaliação do impacto de ciclo de vida (AICV) que traduz os fluxos elementares em um número limitado de categorias de impacto intermediários (midpoint) e finais (endpoint) (Pré, 2014; Hauschild et al., 2015).

Os impactos intermediários são aqueles relativamente iniciais na corrente de causa e efeito, não medem o dano em si, apenas alguma alteração em alguma variável natural. Assim na categoria intermediária de aquecimento global o resultado final é apenas expresso em kg de CO₂ equivalente, mas não no impacto que essa emissão possa acarretar no ambiente, ou seja, não indica o dano causado. Esta etapa inicial é denominada de caracterização.

Nos impactos finais o objetivo é modelar propriamente o dano potencial de várias categorias de impacto intermediário. Assim tanto o aquecimento global como a depleção da camada de ozônio possuem o potencial de causar dano à saúde humana. A modelagem de impacto final agrega as 15 a 20 categorias de impacto intermediário em dois ou três indicadores. Isso torna a interpretação e comparação de diferentes ACV mais fácil, porém também insere grandes incertezas na passagem dos impactos intermediários para os finais (Hauschild et al., 2015). Essas incertezas decorrem do fato de que as relações causais entre os impactos intermediários e os finais ainda não estarem completamente esclarecidos de forma a propiciar uma boa quantificação do dano.

Para a realização da avaliação do impacto de ciclo de vida (AICV), primeiramente os fluxos elementares são atribuídos às categorias de impacto para então serem multiplicados por um fator de caracterização. Por exemplo, na categoria de impacto aquecimento global do método ReCiPe são considerados 95 fluxos,

como CO₂, N₂O, CH₄, etc. Todos esses fluxos elementares são traduzidos em uma única unidade, que é o kg de CO₂ equivalente. Assim o fator de caracterização para aquecimento global em um horizonte de 100 anos para o N₂O é 298; para o CH₄ é 34, ou seja, um kg de N₂O equivale a 298 kg de CO₂ e um kg de CH₄ equivale a 34 kg de CO₂ (Stocker, 2014). É comum uma ACV ter mais de 10.000 fluxos elementares que serão classificados em menos de 20 categorias de impacto intermediário. Embora demande muitos cálculos, essa é uma etapa feita de forma segura e relativamente rápida se utilizados programas específicos para a ACV, como o Simapro®.

Segundo a ISO 14040, existem ainda duas etapas opcionais que são a normalização e a ponderação. A normalização consiste em dividir os valores resultantes do cálculo de caracterização por valores padrões, que geralmente é a emissão média por habitante de um país, continente ou mundo. Com essa operação, todas as unidades às vezes difíceis de interpretar, ficam adimensionais (Kg de CO₂ eq dividido por Kg de CO₂ eq) e expressas em frações do valor médio (Pré, 2014). Outra vantagem da normalização é que ela torna fácil ter uma ideia da magnitude de determinado valor em uma categoria de impacto. Isto é conseguido multiplicando o valor normalizado pelo consumo médio do produto ou serviço. Esse procedimento permite ordenar categorias em sua importância no impacto médio de um habitante dentro de um contexto regional ou global.

A ponderação é a quarta e última etapa de uma AICV, após a classificação, caracterização e normalização. A ponderação consiste na multiplicação dos valores normalizados de cada categoria de impacto por um peso que expressa a importância daquela categoria. Este peso é uma nota subjetiva, definida por um grupo de especialistas ou de representantes do grupo interessado nos resultados da ACV. Como o resultado final tem a mesma unidade, eles podem ser somados para se chegar a um valor único para o impacto ambiental do produto. É uma etapa altamente discutida, pois dependendo dos pesos adotados é possível alterar completamente o resultado final.

Para completar uma ACV é necessário que exista uma interpretação dos resultados. Aqui é analisado se o estudo de fato atendeu aos objetivos propostos. Nesta fase são identificados os pontos críticos, avaliado o quão completo está o inventário e qual a sensibilidade do estudo a variações dos fluxos de entrada cujos

valores são duvidoso, para a partir disso chegar-se às conclusões, estabelecerem-se as limitações do estudo e proporem-se recomendações (ISO, 2006).

2.4 ACV já realizadas para a soja

A metodologia da ACV foi originalmente concebida para processos industriais. Somente no início da década de 90 é que iniciaram os estudos de aplicação da técnica para produtos agrícolas (Andersson, 2000). Mas a demanda global para ter critérios ambientais confiáveis para os produtos alimentícios trouxe a ACV para o agronegócio como uma forma objetiva de orientar as tomadas de decisões (Ruviaro et al., 2012).

A técnica da ACV permite comparar objetivamente e de modo completo as opções entre agricultura orgânica e convencional. Em geral a resposta é que se comparada para uma mesma área, a agricultura orgânica é melhor que a convencional, mas quando comparada por quantidade de produto, o menor rendimento da agricultura orgânica demanda uma maior área a ser impactada e, portanto no balanço geral ela acaba impactando mais (Van Huylbroek et al., 2009). Essa visão holística da ACV é sua grande vantagem.

A soja é matéria-prima tanto para a produção de biodiesel quanto para a produção pecuária. Em geral os estudos de ACV têm focado mais nessas atividades finais, realizando apenas estudos exploratórios da etapa de produção da soja. Na longa revisão de Milazzo et al. (2013) foram avaliados 33 trabalhos relacionados à produção de biodiesel a partir da soja. E dentre esses 33 trabalhos apenas quatro trataram especificamente da produção da soja brasileira. Essa falta de estudos de ACV agrícola no Brasil é discutida em Claudino et al. (2013), que concluíram de sua revisão que a ACV ainda é uma ferramenta pouco difundida no agronegócio brasileiro. Raucci et al. (2015) também encontraram vários estudos envolvendo a soja mas poucos que estudaram a etapa da produção nas fazendas.

Segundo Cavalett et al. (2010), a etapa agrícola é a que deveria receber mais atenção na produção de farelo de soja, biodiesel e óleo de soja refinado. Estes autores realizaram uma ACV da soja brasileira, mas seguindo uma metodologia “sem se deter em atender estritamente aos critérios e passos necessários e descritos nas normas ISO” (Cavalett, 2008).

Raucci et al. (2015) realizaram uma ótima ACV da soja Mato-Grossense, seguindo as normas ISO, sendo os únicos que não trabalharam exclusivamente com

banco de dados público, com informações diretas de 55 fazendas. Estes autores realizaram a ACV individualizada de cada fazenda e realizaram a média do resultado final. Uma abordagem diferente da adotada neste estudo, no qual foi calculada uma fazenda média e realizada apenas uma ACV dessa fazenda hipotética. O estudo de Raucci et al. (2015) se limitou a abordar os gases de efeito estufa e não incluíram a mudança do uso da terra.

A importância da mudança do uso da terra foi bem abordada no trabalho de Castanheira et al. (2013). Estes autores simularam 45 diferentes cenários para a produção da soja no Brasil e na Argentina. Estes cenários incluem a mudança (ou não) do uso da terra de pastagens, cerrado ou floresta, bem como diferentes formas de cultivo. A conclusão destes autores é que a mudança do uso da terra é o fator de maior importância nos valores finais de emissão de gases de efeito estufa (GEE). A variação encontrada por eles nas emissões de GEE foi de 0,3 a 17,8 kg de CO₂eq por kg de soja produzida. As maiores emissões foram registradas para a soja em áreas onde antes existia floresta, devendo ser preferido a conversão de áreas com pastagens. Sem mudança do uso da terra as emissões variaram entre 0,3 e 0,6 kg de CO₂eq por kg de soja produzida.

Outras categorias de impacto para a produção da soja não são muito exploradas, sendo o foco geralmente as emissões de GEE devido a importância das mudanças climáticas. Uma abordagem integrada de todos os impactos gerados pela soja, que podem ser calculados seguindo metodologias estabelecidas e sólidas, para averiguar quais são os pontos críticos da produção da soja ainda está por vir.

Uma exceção é o trabalho de Prudêncio da Silva et al. (2010) que, trabalhando com banco de dados público, realizou uma ACV incluindo a parte da produção para a região Centro-Oeste e Sul do Brasil. Estes autores utilizaram o método de impacto de ciclo de vida CML 2001 e relataram os impactos de 6 categorias.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Objetivo e Escopo

O objetivo foi avaliar os impactos do sistema produtivo da soja em Mato Grosso e com essa avaliação determinar os pontos críticos para melhoria, bem como estabelecer um ponto de referência da sustentabilidade ambiental da soja MT. O estudo foi do berço ao portão, isto é, da extração dos recursos necessários ao plantio da soja até a soja colhida, não englobando o transporte, beneficiamento e uso da mesma. A unidade funcional utilizada foi 1 kg de soja. O escopo espacial foi o estado de Mato Grosso (Figura 2) para o ano de 2010. Para evitar as flutuações anuais no rendimento e insumos empregados foi utilizada, quando possível, a média dos anos 2008 a 2012, totalizando cinco anos com o ano de 2010 no centro.

O presente estudo é uma ACV atribucional que pretende mostrar uma realidade estática do impacto da produção de soja em Mato Grosso. Diferente de uma ACV consequential que busca resposta sobre os possíveis impactos da soja de Mato Grosso em decorrência de uma mudança no consumo ou produção da soja ou milho.

O uso esperado do estudo é informar aos produtores de soja sobre os pontos críticos em que a sustentabilidade ambiental pode ser melhorada. E ter um marco para que no futuro a produção do grão possa ser comparada e assim saber se, e o quanto, estão se evoluindo em direção a sustentabilidade. O público esperado em ter interesse é o meio acadêmico, produtores de soja em geral, traders,

compradores internacionais e a APROSOJA que poderá utilizar o estudo para estimular os produtores em direção a práticas mais sustentáveis.

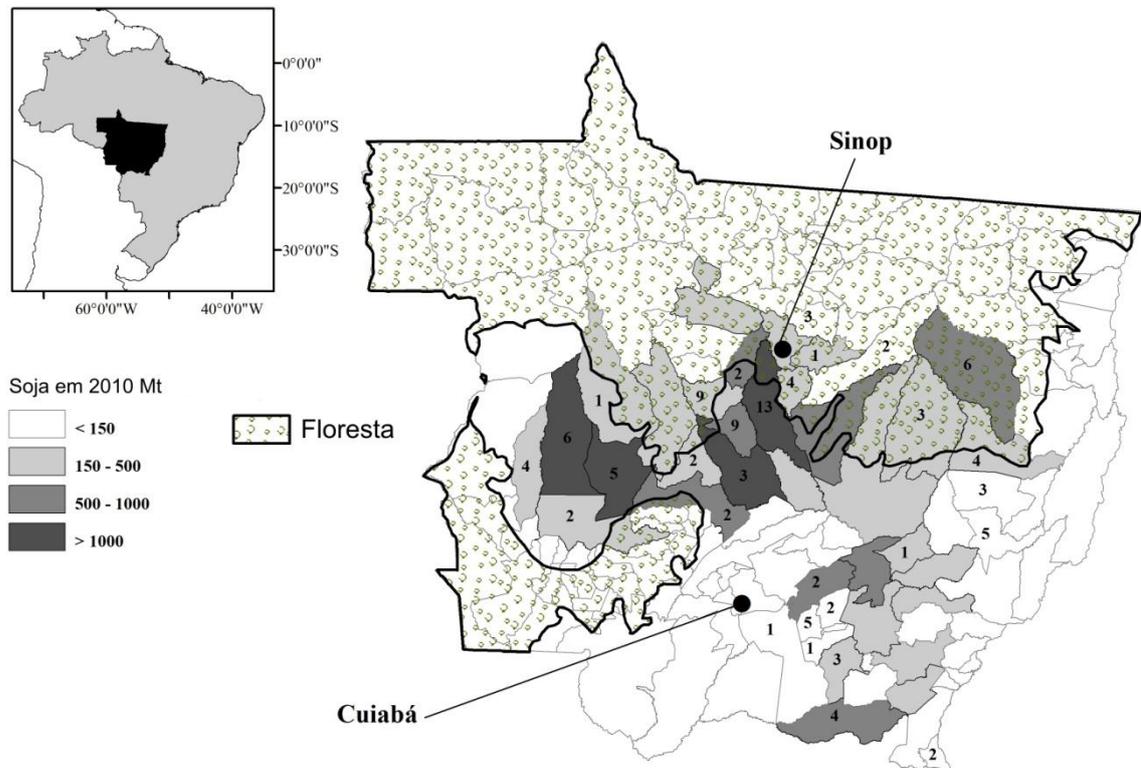


FIGURA 2. Mapa dos municípios do estado de Mato Grosso indicando a quantidade de produção de soja, em mega toneladas (Mt), total por município no ano de 2010 e os limites do bioma Floresta Tropical de acordo com o RADAM (Brasil, 1982). Os números correspondem ao total de fazendas por município que compõem o banco de dados que gerou grande parte do inventário.

Em relação à produção de soja e milho em um mesmo ano agrícola e na mesma área, a premissa adotada foi que o estado de Mato Grosso é uma grande fábrica de produção de grãos, e essa produção de grãos estimulada pela soja possibilitou a expansão das fronteiras agrícolas. A partir do momento que uma área foi incorporada ao sistema produtivo e seu solo corrigido quanto à acidez e fertilizado ele se torna propício para a produção de outras culturas, em especial o milho safrinha. O milho safrinha é assim um coproduto da produção de soja.

Aproximadamente 96% do milho produzido em Mato Grosso entre 2008 e 2012 foram plantados em segunda safra ou safrinha (IBGE, 2015). Esse milho safrinha utiliza a mesma área aberta para a soja, mas a motivação financeira para incorporar uma área ao sistema produtivo é a produção da soja. A correção de solo

com calagem e a fosfatagem de base, necessárias para o plantio da soja, também são aproveitados pelo milho, bem como parte da adubação da soja e parte do nitrogênio fixado pela soja. Esta interação entre as duas culturas torna qualquer tentativa de separação das entradas de corretivos e mudança do uso da terra apenas para uma cultura ou a outra arbitrária. Segundo a norma ISO 14044, nessas situações a alternativa recomendada é a expansão do sistema.

Na expansão do sistema são analisadas todas as entradas e saídas do sistema produtivo da soja e milho e deste são deduzidos os impactos que a coprodução do milho substitui. Como o milho é uma “commodity” internacional, foi considerado que a produção de milho em MT está substituindo a mesma quantia de produção de milho no mercado global. A premissa é que o milho safrinha está substituindo a mesma quantidade de milho global, assumindo uma demanda inelástica do bem de consumo, ou seja, caso não houvesse a produção do milho safrinha esse seria produzido em outro local causando um impacto ambiental, conceito apresentado por Weidema et al. (2010).

No banco de dados do Ecoinvent V 3.01, maior banco de dados de inventários de ciclo de vida (ICV), não existe um ICV para o milho global, existe o ICV do milho dos EUA, maior produtor mundial, (Maize grain US | production) e um ICV da produção do resto do mundo sem os EUA (Maize grain ROW | production |). Mas existe o ICV do mercado global de milho (Maize grain GLO | market for |) composto de 40% do milho dos EUA e 60% do milho ROW. Com base nessas informações uma ICV do milho global foi criada a partir dos ICV dos EUA e do resto do mundo, assumindo essas mesmas proporções de 40% do milho dos EUA e 60% do milho ROW.

Foi realizada a somatória dos impactos ambientais da produção da soja e do milho em MT e subtraído dos impactos ambientais gerados pela produção de milho global gerado a partir do banco de dados do Ecoinvent V 3.01 (Maize grain GLO). Este método de alocação de impactos utilizando expansão do sistema deve ser priorizado segundo a norma ISO 14040. Tendo em vista possibilitar a somatória dos impactos da soja e do milho em MT foi necessário realizar uma ICV para a produção do milho de maneira análoga a da soja.

Existem entradas que são facilmente alocadas para a safra de soja e a safrinha de milho, como sementes, adubação de plantio e cobertura, tratamentos culturais e colheita. Uma AICV contendo esses processos específicos do milho é útil para

identificar os pontos de melhoria ambiental do cultivo do milho. A abertura de área e correção de solo em um primeiro momento foi alocada exclusivamente para o ICV da soja. Os resultados para cada cultura serão apresentados em separado e ao final será apresentado o resultado final da soja, utilizando a expansão de sistema.

A média da produção estadual de soja e milho safrinha de 2008 a 2012 foi de 19.439.083 e 8.980.881 toneladas ano⁻¹ respectivamente (IBGE, 2014a; b), para cada 1 kg de soja produzido foi coproduzidos 0,462 kg de milho. Realizamos, portanto a AICV para a produção de 1 kg de soja mais a produção de 0,462 kg de milho no MT. Desta AICV completa do sistema soja e milho foram subtraídos os impactos gerados pela produção de 0,462 kg de milho global, inventário gerado a partir do banco de dados do Ecoinvent V 3.01.

Para realizar uma análise de sensibilidade da utilização da expansão do sistema ou alocação, também foi realizada uma alocação econômica e uma alocação utilizando o conceito de unidade cereal. No que diz respeito a alocação econômica foi utilizada a mesma relação de que para cada 1 kg de soja produzido foi coproduzido 0,462 kg de milho, mas utilizamos a média dos preços da soja e milho no MT entre 2008 e 2012. O preço médio da saca de 60 kg para a soja e o milho no MT foram respectivamente 41,59 e 14,81 R\$/saca (Agrolink, 2015). Em unidade monetária a produção de 1 kg de soja equivaleu a R\$ 0,69 enquanto que a produção de 0,462 kg de milho correspondeu a R\$ 0,11 ($R\$ 14,81/60\text{kg} = R\$ 0,25$ por kg, isso multiplicado por 0,462 kg resulta em R\$ 0,11). Um total de R\$ 0,80 dos quais a soja responde por 86% e o milho por 14%. E é essa a proporção que deve ser considerada para alocar os impactos do sistema (soja mais milho) para a soja e para o milho.

Para alocação seguindo o conceito de unidade cereal (UC) o raciocínio é semelhante: primeiramente é calculada a produção total do sistema em UC. Um quilograma de soja equivale a 1,15 kg de UC e um quilograma de milho a 1,08 kg de UC (Brankatschk e Finkbeiner, 2014). A produção total em UC é de 1,65 kg ($1,15 \times 1\text{kg de soja} + 1,08 \times 0,462\text{kg de milho}$) dos quais a soja é responsável por 70% e o milho 30%. Dos impactos do sistema essa é a proporção que cabe a cada grão.

Foi considerado como parte do processo de produção da soja desde os tratamentos culturais pré-plantio até os possíveis tratamentos culturais pós-colheita específicos para a soja. Esse tratamento cultural pós-colheita ocorre nos casos em que não é feita a segunda safra de milho e se torna necessária a aplicação de herbicida para garantir o vazio

sanitário. Para o milho, o ciclo inicia após a colheita da soja e termina na colheita do milho. Seguindo a delimitação do berço ao portão as operações de transporte do grão da lavoura para o armazém não foram incluídas (Figura 3).

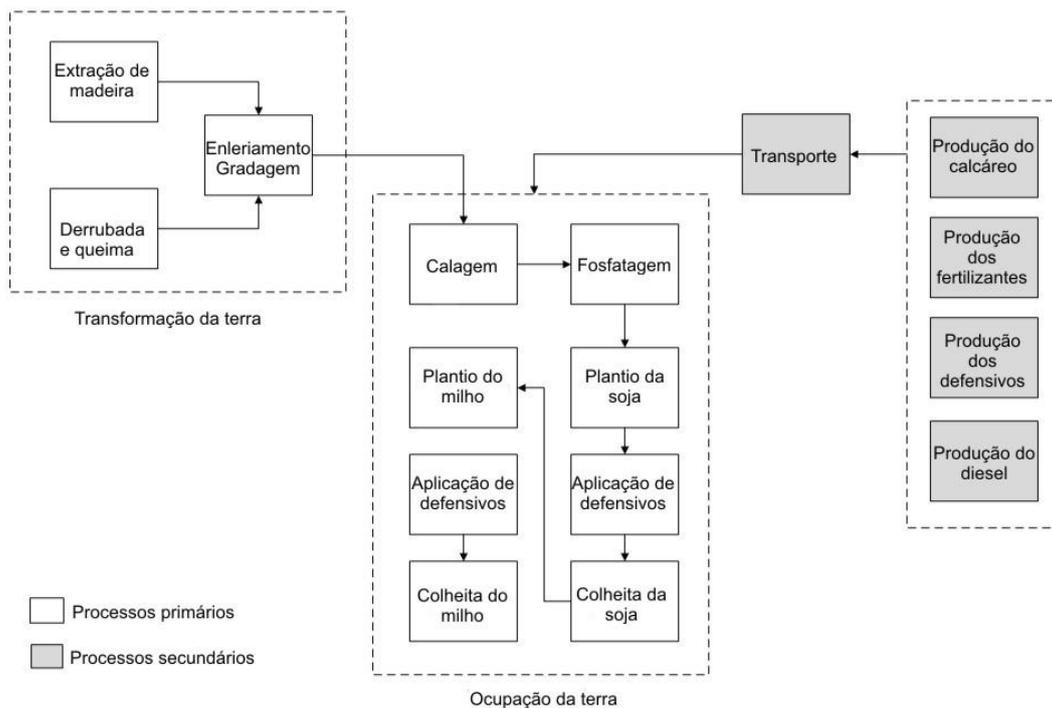


FIGURA 3. Organograma simplificado das etapas de produção incluídas no estudo.

O método de impacto de ciclo de vida adotado foi o ReCiPe (H) V1.10 (Goedkoop et al., 2008) que conta com 18 categorias intermediárias (TABELA 1) e 3 categorias finais (saúde humana, qualidade do ecossistema e recursos naturais). Este método utiliza mecanismos ambientais como base para a sua modelagem. Ao todo mais de 65.000 fluxos elementares são categorizadas pela versão do método atualizado em 2014.

Para as categorias depleção de água e de combustíveis fósseis foram utilizados métodos específicos e mais detalhados. Para a depleção de água foi utilizado o método de Water Scarcity V1.01 (Boulay et al., 2011). A depleção hídrica pelo método de Boulay et al. (2011) é apenas uma medida da quantidade de água demandada diretamente pelos processos da cadeia produtiva da soja. No ICV da soja não foi calculado nenhuma saída ou entrada de água durante a fase de cultivo,

que no MT não é irrigada (com algumas exceções, em especial na produção de semente de soja).

Para o uso energético foi utilizado o Cumulative Energy Demand V1.08 (Frischknecht et al., 2007). Esse método foi considerado mais apropriado que o método ReCiPe para a categoria de impacto “Depleção de combustível fósseis” pois separa as fontes energéticas em fontes não renováveis fósseis, não renováveis nucleares e renováveis (solar, biomassa e hídrica).

Para as 16 categorias restantes foi realizada uma análise mais detalhada apenas naquelas em que a produção de soja apresentou valores relevantes após a normalização dos resultados.

TABELA 1. Categorias de impacto intermediários do método ReCiPe e suas unidades de medidas.

Categorias de impacto	Unidade	Sigla
Mudanças climáticas	Dióxido de carbono eq.	kg CO ₂ eq
Depleção de ozônio	Triclorofluorometano eq.	kg CFC-11 eq
Acidificação terrestre	Dióxido de enxofre eq.	kg SO ₂ eq
Eutrofização de água doce	Fósforo eq.	kg P eq
Eutrofização marinha	Nitrogênio eq.	kg N eq
Toxicidade humana	1,4-dichlorobenzeno	kg 1,4-DB eq
Formação de foto oxidantes	Compostos orgânicos voláteis exceto metano	kg NMVOC
Formação de material particulado	Partículas de até 10 micrometros	kg PM10 eq
Ecotoxicidade terrestre	1,4-dichlorobenzeno	kg 1,4-DB eq
Ecotoxicidade de água doce	1,4-dichlorobenzeno	kg 1,4-DB eq
Ecotoxicidade marinha	1,4-dichlorobenzeno	kg 1,4-DB eq
Radiação ionizante	Uranium 235 eq.	kBq U235 eq
Ocupação de área agrícola	Metro quadrado por ano	m ² a
Ocupação de área urbana	Metro quadrado por ano	m ² a
Transformação de área natural	Metro quadrado	m ²
Depleção de água	Metro cúbico	m ³
Depleção de metal	Ferro eq.	kg Fe eq
Depleção fóssil	Óleo eq.	kg oil eq

Fonte: ReCiPe (H) V1.10

3.2 CONSTRUÇÃO DO INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA

A maior fonte de informações específica e regionalizada do estado foi obtido com a Associação dos produtores de soja e milho do estado de Mato Grosso (Aprosoja) por meio do projeto referência que contempla dados de 110 fazendas espalhadas nas áreas produtivas do estado (Figura 2). Este banco de dados contém informações sobre uso de sementes, corretivos, adubos, defensivos, maquinário

utilizado, consumo de diesel e produtividade. Outra fonte de informação local foi o Instituto Mato-Grossense de economia agropecuária (IMEA) que disponibilizou informações sobre o rendimento médio das operações agrícolas. Essa informação foi complementada com resultados da literatura bem como ICVs obtidos de bancos de dados internacionais (Weidema et al., 2013).

3.2.1 Transformação da terra

Segundo as diretrizes do IPCC (2007), volume 4, capítulo 5, áreas que foram desmatadas há mais de 20 anos são consideradas consolidadas. Assim, toda área de soja que foi aberta antes de 1990 foi considerada área consolidada e as áreas abertas de 1990 a 2010 são áreas de abertura recente.

Utilizando os dados do IBGE (2014a) e dividindo os municípios em região de cerrado e de floresta tropical foi computado o incremento de área de 1990 a 2010 em cada um dos biomas. A área desmatada diretamente para a produção da soja de 2000 a 2010 foi obtida de Gibbs et al. (2015), que utilizou de série histórica de imagens do Landsat. A estimativa de transformação de área de pastagem para agrícola de 2000 a 2010 foi inferida como a diferença entre o incremento de área total e o incremento de área proveniente diretamente de áreas nativas.

Por falta de informações específicas a respeito da transformação da década de 90 foram utilizadas as mesmas proporções de transformação de cerrado, floresta e pastagem observada entre 2000 a 2010. Foi realizada uma análise de sensibilidade a respeito do impacto dessa suposição nos resultados finais.

3.2.2 Operações agrícolas

Os detalhes das operações agrícolas no manejo da soja e do milho foram obtidos com dados sintetizados e disponibilizados pelo IMEA. Esse banco de dados disponibilizado pelo IMEA é fruto de observações em campo sendo utilizado para estimar o preço médio de produção da soja e milho nas várias regiões de Mato Grosso. Para a soja, são realizadas, em média 13 operações anuais, mais a calagem, que ocorre em média uma vez a cada quatro anos. Dessas treze operações onze são repetições ou variações de duas operações, aplicações a lanço (utilizadas para fertilizantes, corretivos e sementes de cobertura) e aplicação de

defensivos agrícolas (duas de herbicidas e sete de fungicidas e/ou inseticidas). As outras duas operações são o plantio e a colheita.

Existe um ICV para essas operações no banco de dados do Ecoinvent, mas eles são baseados em maquinários e operações realizadas na Suíça, muito diferentes da realidade de Mato Grosso, em geral com menos da metade da eficiência ou desempenho. Por exemplo, a operação de plantio disponível no Ecoinvent é referente a uma plantadeira de 3m, enquanto que a plantadeira média do MT é de 6,8m. Uma melhor estimativa desses ICV foi realizada com informações do tipo de maquinário, tempos de operações e consumo presente nos bancos de dados da Aprosoja e IMEA.

Para as operações que utilizam trator mais implemento, as entradas do ICV são “Agricultural machinery” caracterizando o implemento agrícola, “Tractor, 4-wheel, agricultural”, caracterizando o trator, “Shed” caracterizando o galpão e “Diesel” para o combustível. Seguindo o método descrito em Nemecek et al. (2007) a estrutura básica dos ICV foi mantida, mas as quantidades e emissões foram modificadas para retratar a realidade do MT conforme o Apêndice B.

3.2.3 Outros inventários de ciclo de vida

O balanço de metais pesados e outros nutrientes para o solo foi calculado como a diferença entre as entradas via fertilização e corretivos e a saída via grãos, conforme Apêndice A.

As emissões durante a transformação da vegetação natural (floresta tropical e cerrado) e pastagem para área agrícola foram calculadas pelo processo já presente no banco de dados do Ecoinvent de “Land Tenure”. Não houve necessidade de alterações haja vista que os processos referente à mudança da floresta tropical e cerrado foram feitos especificamente para o Brasil. O processo de incorporação de pastagem é referente a pastagens colombianas, mas os valores de estoques de carbono utilizados como base foram referentes à Amazônia Legal brasileira (Houghton et al., 2000).

Os cálculos das emissões nitrogenadas e de gás carbônico proveniente do calcário foram feitos de acordo com as diretrizes do (IPCC, 2007) e estão detalhados no apêndice B.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 TRANSFORMAÇÃO DA TERRA

Para a soja o rendimento médio dos anos 2008 a 2012 de todo o Mato Grosso foi de 3.119 kg/ha (IBGE, 2014a) e a área utilizada para produzir 1 kg de soja foi de 3,21m². Para o milho o rendimento médio foi de 4,954 kg/ha.

A porcentagem da área de soja plantada em 2010 provenientes da abertura do cerrado, floresta tropical, pastagens ou de áreas velhas com mais de 20 anos se encontra na Tabela 2. Assim um hectare de soja plantada em 2010 foi responsável pela abertura de 910 m² de floresta (10.000m² x 9,1%) e 650 m² de cerrado. Seguindo as recomendações do IPCC (2007) esse “investimento” de transformação de área natural em área de soja foi diluído em 20 anos, o que acaba resultando em uma transformação anual de área natural bem menor (TABELA 4).

Esses resultados diferem de outros estudos previamente publicados para a soja no Brasil e mesmo para a região centro-oeste (TABELA 5). A fonte de informação a respeito de transformação de área natural de estudos anteriores a este são mais genéricas. O a mais atual é de Prudêncio da Silva et al. (2010) que se baseou nas estimativas entre 2000 a 2004 de Morton et al. (2005).

TABELA 2. Área de soja, em hectares, e a porcentagem de área proveniente de conversão de pastagens, cerrado e floresta tropical para a produção de soja em 2010.

	Cerrado	Floresta tropical (hectares)	Total
--	---------	---------------------------------	-------

a) Área colhida em 1990 (IBGE 2014a)	1.424.075	103.679	1.527.754
b) Área colhida em 2000 (IBGE 2014a)	2.565.570	341.078	2.906.648
c) Área colhida em 2010 (IBGE 2014a)	4.306.058	1.920.394	6.226.452
d) Aumento de área de 1990 a 2000 (b-a)	1.141.495	237.399	1.378.894
e) Aumento de área de 2000 a 2010 (c-b)	1.740.488	1.579.316	3.319.804
f) Aumento de área de 1990 a 2010 (c-a)	2.881.983	1.816.715	4.698.698
g) Abertura de área 2000 a 2010 (Gibbs et al. 2015)	243.557	492.538	736.095
h) Área de pasto incorporada de 2000 a 2010 (e-g)	1.496.931	1.086.778	2.583.709
i) Área de pasto incorporada de 1990 a 2010 ((h/e)*f)	2.478.690	1.250.140	3.278.830
j) Abertura de área 1990 a 2010 ((g/e)*f)	403.293	566.575	969.868
% soja proveniente de área de pasto (i_total/c_total)			59,9%
% soja proveniente de área de cerrado (j_cerrado/c_total)			6,5%
% soja proveniente de área de floresta (j_floresta/c_total)			9,1%
% soja em área consolidada, aberta antes de 1990 (a_total/c_total)			24,5%

4.2 FERTILIZANTES E DEFENSIVOS

O banco de dados da Aprosoja utilizado neste estudo inclui o uso do fertilizante especificando a quantidade total e concentração dos elementos N, P₂O₅ e K₂O, o que permitiu calcular o uso médio desses nutrientes. Os valores equivalem respectivamente a 2,9, 80,7 e 90,7 kg/ha de N, P₂O₅ e K₂O para a soja e 48,4, 29,6 e 40,4 kg/ha de N, P₂O₅ e K₂O para o milho, entretanto com as informações disponíveis não foi possível distinguir as fontes do adubo. Esta informação é importante, pois os impactos ambientais diferem em função do tipo de adubo utilizado.

Para chegar às fontes dos adubos este estudo baseou-se nas estimativas da participação de mercado nacional de cada adubo com informações provenientes da Anda (2011) para os anos de 2009 e 2010 (TABELA 3). Estas estimativas dizem respeito à totalidade de adubos utilizados no Brasil para todas as culturas, não para as culturas de soja ou milho. Foi necessário, portanto, realizar um ajuste para se chegar à participação de mercado que resulte na fórmula utilizada na soja de Mato Grosso.

Iniciando com a participação de mercado para fosfato monoamônio (MAP) de 35,4% do P₂O₅ a soja Mato-Grossense utilizaria 28,56 kg/ha de MAP. Mas esta quantidade de MAP forneceria 3,14 kg/ha de N, mais do que os 2,9 kg/ha que de fato é utilizado. Para contornar esse problema limitamos a quantidade de MAP ao fornecimento de 2,9 kg/ha de N chegando a um resultado ajustado de 26,73 kg/ha

de MAP. Como todo o N já estava sendo suprido pelo MAP, a proporção dos outros fertilizantes contendo nitrogênio foi reduzido. O restante do P_2O_5 foi suprido pelo incremento proporcional das outras fontes fosfatas.

De maneira análoga, a participação de mercado nacional foi ajustada para os fertilizantes utilizados no plantio do milho, pois no milho safrinha não é utilizado termofosfato ou rocha fosfatada. Ademais a porcentagem de fertilizantes nitrogenados teve que ser aumentada ligeiramente em relação ao mercado nacional. A participação de mercado ajustada está na última coluna da Tabela 3. Fertilizantes foliares e micronutrientes foram desconsiderados, pois a quantidade utilizada é mínima, apenas 9,55 g/ha. A quantidade do produto comercial utilizado encontra-se no apêndice A. O total dos produtos comerciais estimado foi de 437,7 kg/ha de fertilizantes (Apêndice A), muito próximo do valor real da média de aplicação que é de 444,8 kg/ha de produto comercial. Essa proximidade é um indicativo de que a distribuição estimada de fontes de adubos deve estar bem próxima da real.

TABELA 3. Participação das fontes de N, P_2O_5 e K_2O no mercado nacional e ajustado para as culturas de soja e milho cultivadas no Mato Grosso.

Adubo	N- P_2O_5 - K_2O %	Mercado Nacional %* (Anda, 2011)	Mercado ajustado para o MT %	
			Soja	Milho
Participação do mercado de N				
Sulfato de amônio	21-00-00	15,6	0,0	16,6
Ureia	45-00-00	56,3	0,0	60,0
Nitrato de amônio	33-00-00	16,6	0,0	17,7
Participação do mercado de P_2O_5				
Diamônio fosfato	17-47-00	5,3	0,0	5,4
Monoamônio fosfato	11-52-00	35,4	17,2	36,0
Superfosfato simples	00-19-00	31,0	43,3	31,6
Superfosfato triplo	00-46-00	26,5	37,0	26,9
Termofosfato	00-18-00	0,3	0,4	0,0
Rocha Fosfatada	00-18.6-00	1,5	2,1	0,0
Participação do mercado de K_2O				
Cloreto de Potássio	00-00-60	99,9	100	100
Nitrato de Potássio	13-00-44	0,1	0,0	0,0

* A soma não é igual a 100% para o N porque parte do N é proveniente das fontes de fósforo.

Para defensivos, o banco de dados da Aprosoja conta com 4.874 entradas de informações de uso de produto comercial e quantidade aplicada para a soja entre os

anos de 2008 e 2012 em 82 fazendas pesquisadas. Para o milho safrinha são 1.269 informações. Após a sistematização dos dados identificou-se 413 diferentes produtos comerciais para a soja e 172 para o milho. Foram identificados 86% dos princípios ativos para a soja e 83% para o milho. Em termos da quantidade foi utilizado uma média de 9,2 kg/ha de defensivos para a soja e 5,7 kg/ha para o milho. Nos bancos de ICV consultados só foram encontrados inventários para 53% dos produtos utilizados na soja e 63% dos produtos utilizados no milho.

Assim 4,3 kg/ha de produto comercial utilizado na soja foi caracterizado como defensivo genérico, para o milho foram 1,9 kg/ha. Esse processo genérico leva em conta apenas o uso médio de recursos na fabricação dos defensivos e o impacto médio do uso desses produtos no meio ambiente. É possível, portanto que o impacto do uso dos defensivos esteja subestimado. O impacto do uso de um produto químico no ambiente tem um efeito específico que pode ser muito maior que um valor médio (Laurent et al., 2011).

4.3 AICV DA SOJA

Na Tabela 4 está o impacto final da produção de soja em todas as 18 categorias de impacto calculado pelo método ReCiPe em valores caracterizados e normalizados para a produção média de 35,6 kg de soja por habitante (FAOSTAT, 2015). A normalização permite ter uma ideia do impacto em relação a um referencial, no caso do ReCiPe foi utilizado a normalização global, conforme (Sleeswijk et al., 2008). Em consonância com o objetivo de identificar os pontos críticos da produção, as categorias em que a soja causa um impacto normalizado inferior a 0,5% (TABELA 4) não foram analisadas e discutidas. Este corte priorizou o detalhamento das categorias de impactos mais relevantes em termos globais.

TABELA 4. Impactos da produção de 1 kg de soja para o MT expressos em valores caracterizados e normalizados para a referencia global e produção média de 35,6 kg/habitante.

Categoria de impacto	Unidade	Caracterizado	Normalizados
Mudanças climáticas	kg CO ₂ eq	1,77	0,8%
Eutrofização de água doce	kg P eq	5,54 x 10 ⁻⁵	0,7%
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	2,15 x 10 ⁻¹	2,4%
Formação de material particulado	kg PM10 eq	2,54 x 10 ⁻³	0,6%

Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DCB eq	$1,37 \times 10^{-3}$	0,8%
Ecotoxicidade em água doce	kg 1,4-DCB eq	$9,58 \times 10^{-4}$	0,8%
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DCB eq	$6,81 \times 10^{-4}$	1,0%
Ocupação de área agrícola	m ² a	1,64	1,1%
Transformação de área natural	m ²	$2,59 \times 10^{-2}$	7,7%
Categorias desconsideradas			
Formação de foto oxidantes	kg NMVOC	$2,89 \times 10^{-3}$	0,2%
Depleção de ozônio	kg CFC-11 eq	$1,90 \times 10^{-8}$	0,0%
Acidificação terrestre	kg SO ₂ eq	$2,16 \times 10^{-3}$	0,2%
Eutrofização marinha	kg N eq	$9,92 \times 10^{-5}$	0,0%
Radiação ionizante	kBq U235 eq	$8,10 \times 10^{-3}$	0,0%
Ocupação de área urbana	m ² a	$1,32 \times 10^{-2}$	0,1%
Depleção de metal	kg Fe eq	$2,15 \times 10^{-2}$	0,2%

A AICV da soja MT foi composta por 31 ICVs e o cultivo propriamente dito. Para simplificar, esses 31 processos foram incorporados em apenas 5 grupos de atividades ou insumos, conforme a Tabela 1 do Apêndice C.

A Figura 4 representa graficamente a importância relativa de cada um desses 5 grupos e o cultivo, para cada uma das categorias de impacto. É importante ressaltar que nos grupos de insumos estão caracterizados apenas a produção e transporte dos mesmos. No cultivo é que estão relacionados todos os efeitos da aplicação dos insumos na lavoura. Exemplificando, no grupo dos defensivos, estão relacionados os impactos apenas da fabricação e transporte dos vários defensivos químicos utilizados, mas o seu efeito quando aplicado na lavoura aparece na fase do cultivo. Na fase do cultivo também estão todas as emissões de metais pesados e fertilizantes que não são exportados pelo grão.

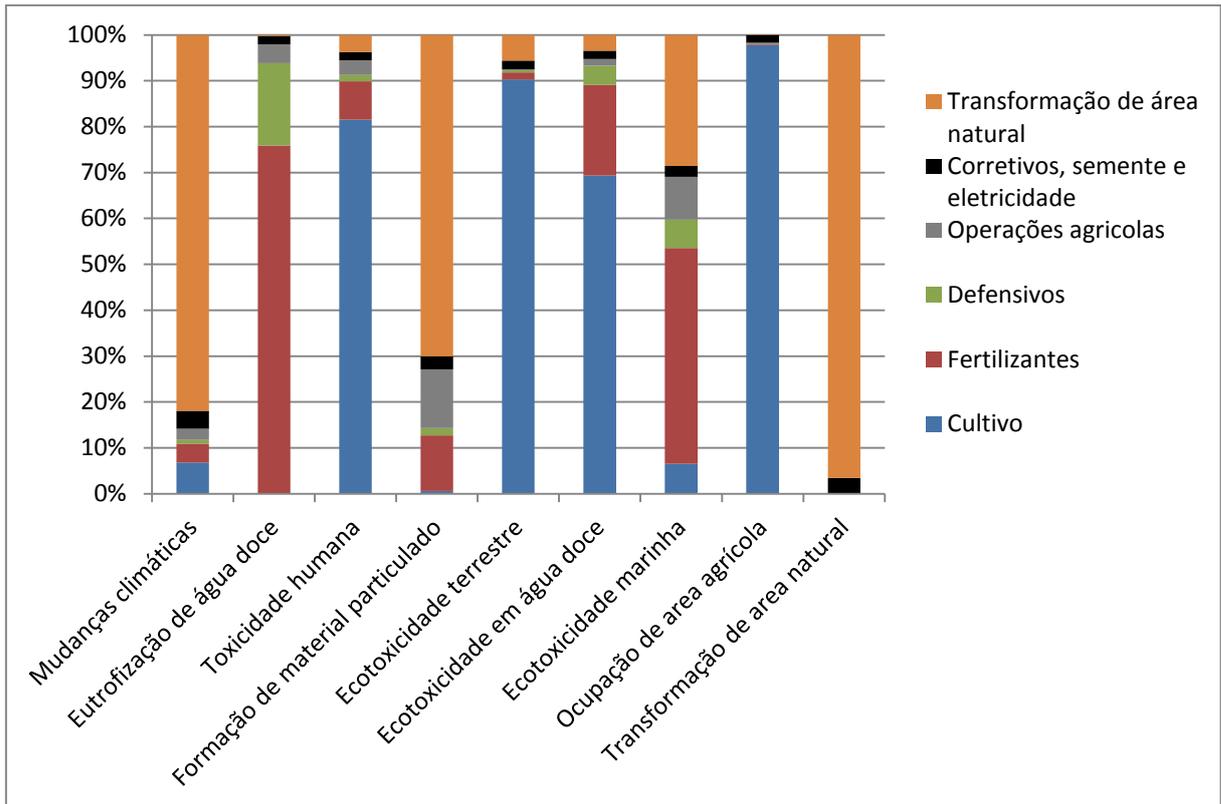


FIGURA 4. Impacto relativo de cada grupo de atividade ou insumo do cultivo da soja para cada categoria de impacto.

Quando um estudo de ACV é publicado, dificilmente estão explícitos todos os processos que constituíram a ACV. Há pelo menos dois estudos disponíveis, o de Blonk Agri-Footprint (2014) e o de Jungbluth et al. (2007), que detalham todos os processos e que serviram de base para comparação. Ambos são estudos europeus realizados com dados médios para o Brasil.

O trabalho de Blonk Agri-Footprint (2014) compõe parte de um banco de dados exclusivo para produtos agrícolas e utiliza apenas processos contidos em sua base de dados (cerca de 3.000). O de Jungbluth et al. (2007) faz parte do banco de dados do Ecoinvent, que é o maior banco de dados de ICV disponível, com mais de 11.000 processos. O presente estudo conta com um grau de detalhamento bem superior aos referidos estudos. O ICV da soja de Blonk Agri-Footprint (2014) conta com apenas 7 processos enquanto que o ICV de Jungbluth et al. (2007) para a soja plantada em áreas novas (região de fronteira agrícola, caso do MT) conta com 18 processos, sendo vários deles baseados em operações agrícolas suíças.

4.3.1 Mudanças climáticas

Esta é a categoria cujos resultados são mais divulgados. Na tabela 5 está uma amostra de algumas referências que publicaram este resultado. O valor do presente estudo está entre os mais altos, sendo o terceiro maior. A primeira grande diferença é a inclusão ou não da mudança do uso da terra no inventário. Apenas Jungbluth et al. (2007), Prudêncio Da Silva et al. (2010) e Blonk Agri-Footprint (2014) incluem a mudança do uso da terra como fonte de gases de efeito estufa (GEE). A segunda grande diferença é o escopo espacial: apenas o de Raucci et al. (2015) é específico para MT. A terceira grande diferença é que a fonte de informações é em geral secundária, ou seja, dados de literatura. Apenas Raucci et al. (2015) trabalharam com informações coletadas diretamente com os produtores. Se compararmos o valor de Raucci et al. (2015) com o do presente estudo sem mudanças do uso da terra, o valor é quase idêntico, sendo o de Raucci et al. (2015) apenas 5% menor. O fato da metodologia de Raucci et al. (2015) ser diferente na forma de construção do ICV, mas o resultado final ser praticamente o mesmo é um sinal de que o valor deve estar correto.

Quando as mudanças do uso da terra são incluídas, os valores diferem bastante, com uma amplitude de 1.065% (maior valor é de 8,04 e o menor de 0,69, considerando apenas estudos que incluíram mudança do uso da terra). No ICV de Blonk Agri-Footprint (2014) a estimativa de transformação de floresta é sete vezes maior que o deste estudo. No ICV de Jungbluth et al. (2007) para área nova a transformação de floresta é seis vezes maior e a do cerrado é 50% inferior ao presente estudo. Ambos os autores utilizaram informações gerais para o Brasil proveniente de estimativas da FAO e USDA para expansão da área de soja e Jungbluth et al. (2007) também utiliza um trabalho exploratório de Bickel et al. (2003) visando estimar percentagem de abertura de área em floresta e cerrado. O estudo de Prudêncio da Silva et al. (2010) por sua vez traz um valor de emissão de GEE duas vezes menor, incluindo mudanças do uso da terra, sendo que sua estimativa de mudança de floresta são 20% superiores, e a do cerrado seis vezes maior (Tabela 5). Em Prudêncio Da Silva (2011), no entanto ocorre uma correção no valor emissão de GEE, ficando bem próximos ao do presente estudo (Tabela 5).

TABELA 5. Comparação de resultados de emissão de gases de efeito estufa entre diversos autores para a produção de 1 kg de soja.

Referencia	kg CO ₂ eq/kg de soja	Transformação Vegetação natural (m ² ano ⁻¹ kg ⁻¹ de soja)	
		Floresta	Cerrado
Este estudo	1,77	0,015	0,010
Este estudo, sem mudança do uso da terra	0,32	-	-
Spies (2003)	0,31	-	-
Van Der Werf et al. (2005)	0,85	-	-
Jungbluth et al. (2007) área nova	8,04	0,062	0,100
Jungbluth et al. (2007) área velha	0,36	-	-
Dalgaard et al. (2008)	0,64	-	-
Cavalett et al. (2010)	0,24	-	-
Lehuger et al. (2009)	0,94	-	-
Prudêncio Da Silva et al. (2010)	0,69	0,018	0,060
Prudêncio Da Silva (2011)	1,86	0,018	0,060
Blonk Agri-Footprint (2014)	4,91	0,073	-
Raucci et al. (2015)	0,19	-	-

É importante ressaltar essas diferenças nas estimativas de mudança do uso da terra, pois a transformação de área natural é responsável pelos seguintes impactos: 88% dos impactos na categoria mudanças climáticas, 70% da formação de material particulado, 29% da ecotoxicidade marinhas e obviamente quase o total, com 97%, dos impactos na transformação de ambiente natural (Figura 5). No AICV de Blonk Agri-Footprint (2014) a transformação de área natural também é o principal responsável (com 90%) dos impactos na categoria mudanças climáticas.

Analisando a contribuição da transformação de floresta, cerrado e pastagem nas categorias em que eles têm relevância foi observado que a transformação da floresta tropical é a mais impactante (Figura 5). Isso acontece tanto pelo fato que abertura de área de cerrado ter sido menor que na área de floresta (Tabela 2), como pela maior quantidade de carbono estocado na floresta cuja grande parte é perdido durante a incorporação da área e pela maior demanda de maquinário e combustível para abertura da floresta.

A abertura de pastagem é a menos impactante, sendo relevante apenas na emissão de gases de efeito estufa que gera um impacto na categoria mudanças climáticas (Figura 5). Essas constatações corroboram a política de sustentabilidade estimulada pela Aprosoja de redução de abertura de floresta e maior utilização de áreas de pastagem (Aprosoja, 2015).

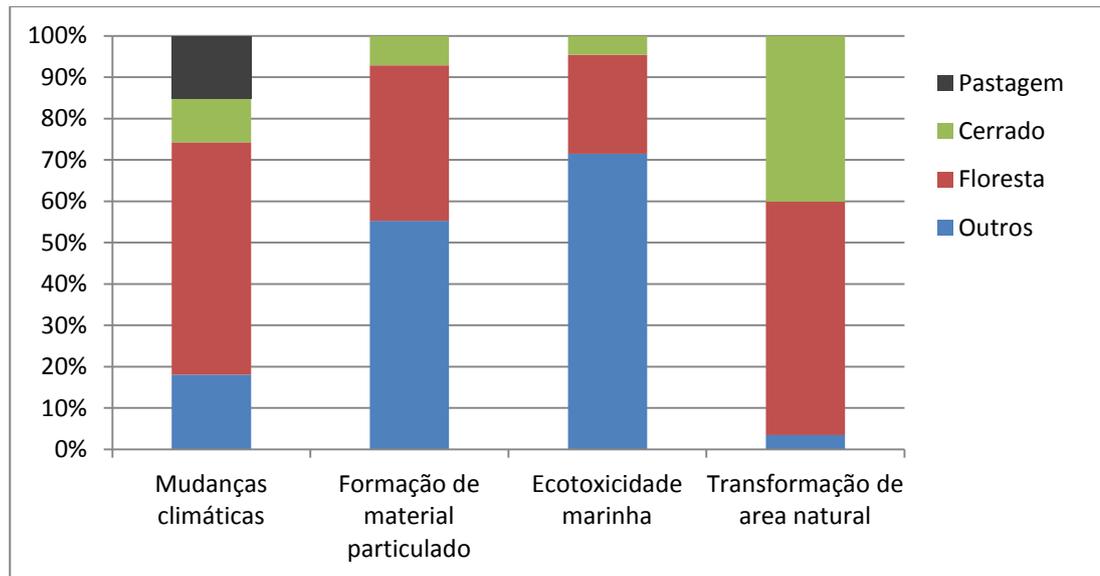


FIGURA 5. Impacto relativo da abertura de área em pastagem, cerrado e floresta nas categorias de impacto mudanças climáticas, formação de material particulado, ecotoxicidade marinha e transformação de área natural. O item outros engloba todas as outras atividades e o cultivo em si.

4.3.2 Eutrofização de água doce

Na primeira análise, esta categoria de impacto estava dominada pela fase de cultivo, que era responsável por 97% dos impactos. A causa era exclusivamente emissão de fósforo para o solo na quantidade de 4,1 g de P/kg de soja. Essa emissão resultou da diferença entre a entrada de P via adubação e saída via grãos. O fator de caracterização para emissão de fósforo para a eutrofização de água doce era de um, ou seja, 100% do fósforo emitido para o solo era considerado como potencialmente poluidor dos rios ou lagos presentes na região de emissão.

Esse é um fato que não ocorre para os solos do estado de Mato Grosso onde a adsorção de P é considerável (Bahia Filho et al., 1983; De Resende, 2002). De fato existem estudos comparativos entre bacias hidrográficas naturais e bacias hidrográficas com cultivo de soja que não observam diferença entre os níveis de P nos córregos (Neill et al., 2013). Se assumirmos que de fato o P remanescente no solo não vai para os cursos hídricos, esse fator de caracterização deve ser de zero. Isso reduz a eutrofização de água doce nos 98,6%. O valor para 1.000 kg de soja cai de 4,2 kg de P eq para 0,06 kg de P eq. O valor normalizado passa de 51,7% para 0,7%. Com esse novo fator de caracterização 76% do impacto da eutrofização de

água doce passa a ser de novo para os fertilizantes fosfatados, mas na etapa de produção do fertilizante. Em seguida está a produção de defensivos agrícolas, que responde por 18% do impacto de eutrofização da água doce.

4.3.3 Toxicidade Humana e Ecotoxicidade Terrestre

Para os valores normalizados a toxicidade humana é segunda categoria de maior importância (Tabela 4). Essa categoria tem como maior contribuidor individual a emissão de cádmio ao solo, responsável por 82% dos 0,215 kg 1,4DB eq por kg de soja (Tabela 3, Apêndice C). Esse cádmio vem exclusivamente dos fertilizantes fosfatados que deixam no solo 1,9 mg de Cd por kg de soja (Tabela 4, Apêndice C). Mais uma vez se faz necessário olhar os fatores de caracterização para melhor entender os resultados. Quanto mais específica à caracterização de uma emissão mais acurada deve ser ela.

No caso do método ReCiPe, existem divisões para “compartimento” que pode ser; solo, água ou ar e uma segunda que é o “sub compartimento” que caracteriza onde está acontecendo a emissão. Para o caso de emissões para o solo da categoria de impacto toxicidade humana existem apenas dois sub-compartimentos; floresta e industrial. Na construção do ICV da soja, a emissão para o solo da fase agrícola foi designada para o sub-compartimento agrícola. Na hora de calcular a AICV essa emissão para o sub-compartimento agrícola não existe e foi designada para o sub-compartimento genérico. Referente à emissão de cádmio os fatores de caracterização para solos indústrias e de floresta são de 533 e 544 respectivamente, já para o genérico o fator de caracterização é de 95.200 (Goedkoop et al., 2008).

O grande problema do cádmio é devido ao seu acúmulo pelas plantas (Satarug et al., 2003). Assim a emissão de cádmio em solos agrícolas pode sim ser mais danosa ao homem que sua emissão na floresta ou ambiente industrial. O limite seguro para ingestão de cádmio é de apenas 70 µg por dia sendo que só a ingestão de 250 gramas de batata pode conter 25 µg de cádmio (Satarug et al., 2003).

A melhor forma de reduzir a emissão de cádmio seria reduzir o uso de adubos fosfatados ou escolher fontes com menos cádmio. Segundo Satarug et al. (2003) no mercado australiano o conteúdo de cádmio nos adubos fosfatados variou de 3,6 a 527 mg/kg de P₂O₅.

Na ecotoxicidade terrestre, 87% dos impactos advêm das emissões durante o cultivo. Analisando essas emissões de forma detalhada três substâncias são

responsáveis pela quase totalidade dos impactos durante o cultivo. Considerando o impacto total, 42% provém das aplicações do fungicida Carbendazim (0,053 g/kg de soja), 31% do fungicida Azoxystrobin e 8% do herbicida pré emergente Atrazine. O Carbendazim, Azoxystrobin e Atrazine também são responsáveis respectivamente por 32%, 22% e 10% dos impactos da ecotoxicidade em água doce. É interessante destacar que em quantidade o defensivo mais utilizado é o glifosato, com 0,557 g/kg de soja, porém devido ao pequeno fator de caracterização (se comparado ao Carbendazim, Azoxystrobin e Atrazine) seu impacto é mínimo.

Outro defensivo cuja quantidade utilizada se equipara ao Carbendazim, é o 2,4D, com 0,040 g/kg de soja, mas que também não tem impacto significativo. Esses resultados mostram que realmente importa não é simplesmente a quantidade de produto utilizada, mas sim o tipo do produto, pois as toxicidades dos compostos químicos variam bastante. Importante lembrar que aproximadamente metade dos produtos utilizados na soja ainda não conta com um ICV específico, tendo sido analisado com um processo genérico. À medida que novos estudos sejam feitos com esses outros defensivos será possível ter uma ideia mais acurada do impacto do uso dessas substâncias na agricultura.

A avaliação de ciclo de vida não é indicada para avaliar o risco de um produto, mas sim informar a performance ambiental, identificando a forma mais sustentável de fornecer um produto ou serviço, entre algumas opções, diferentes defensivos com função equivalente, controles físicos ou mesmo manejos diferenciados. A ACV deve ser capaz de identificar as trocas entre as diferentes alternativas, identificar se é melhor um controle físico (com maiores gastos de combustível e maquinário) ou um controle químico? O risco ocupacional para o operador que aplica o defensivo não pode ser modelado pela ACV. Essa é uma característica crucial que deve ser destacada. Ou dentre dois defensivos: defensivo “a” altamente tóxico e perigoso para o operador, mas que se degrada rapidamente no ambiente, não tendo efeito acumulador; e defensivo “b” com baixíssimo risco para o operador, mas que não se degrada no ambiente, tendo efeito acumulador. Uma ACV pode indicar que o defensivo “a” é o mais indicado, pois em uma visão ampla ele é menos impactante. Em suma, a ACV não é uma ferramenta a ser usada por um engenheiro de segurança do trabalho que deseja escolher produtos e processos mais seguros, mas sim para identificar a forma mais sustentável de fornecer um produto ou serviço.

A modelagem do impacto do uso de um defensivo é dependente não só do tipo e quantidade aplicada, mas também das condições de aplicação, condições meteorológicas (antes, durante e após aplicação), solo, características da planta, e outros. Todos esses são fatores que irão influenciar na quantidade de ingrediente ativo, que de fato será emitido para o ar, água e solo (Rosenbaum et al., 2015).

A simplificação de todos esses processos é utilizada pelo Ecoinvent que assume que 100% dos defensivos utilizados são emitidos para o solo (Nemecek et al., 2007). Em contraste, algumas propostas recentes, que levam em consideração o método de aplicação, condições meteorológicas, tipo de cultura, dentre outros parâmetros, modelam que de uma aplicação de 2,4-D menos de 2% é de fato emitido para o ar, solo ou água (Dijkman et al., 2012).

4.3.4 Outras categorias de impacto

A formação de material particulado tem como principal fonte de impacto a mudança do uso da terra (Figura 5), sendo o processo de queimada da biomassa remanescente, quando da abertura de área, a grande fonte de material particulado.

Em comparação com outros estudos o valor encontrado é bem próximo ao de Blonk Agri-Footprint (2014) e bem menor que o de Jungbluth et al. (2007). No estudo de Jungbluth et al. (2007) a mudança do uso da terra foi responsável por 92% da formação de material particulado. Considerando que eles estimaram uma mudança de uso da terra bem maior que a do presente estudo (TABELA 5), o impacto final para material particulado também foi bem maior.

A ecotoxicidade marinha tem como maiores contribuintes a fase da produção dos fertilizantes, responsável por 40% dos impactos e novamente a mudança do uso da terra, contribuindo com outros 40%. Essa ecotoxicidade marinha causada pela mudança do uso da terra é devido à queima da biomassa remanescente, que libera cianetos.

As outras duas categorias de impacto de relevância são a ocupação de área agrícola e a transformação de área natural. A ocupação de área agrícola é resultado direto do rendimento da cultura, que no presente estudo está atualizado. Dos outros estudos citados na Tabela 5, o único que trabalhou com resultados de rendimento atualizados e específicos para o estado de Mato Grosso foi o de Raucci et al. (2015). O rendimento dos outros estudos foi obtido de médias nacionais compiladas pela

FAO ou USDA e são de 10 a 18% inferiores aos resultados disponibilizados pelo IBGE para o MT.

A única forma de reduzir a ocupação de área agrícola é pelo aumento do rendimento da cultura. Os incrementos no rendimento da cultura vêm acontecendo, de maneira mais ou menos linear, desde a década de 1970 (Apêndice G, figura 4), portanto é de se esperar que com o passar dos anos ocorra uma redução na ocupação de área agrícola para produzir o mesmo 1 kg de soja.

A redução na transformação de área natural depende de inúmeros fatores, conforme mostrado por Gibbs et al. (2015), mas uma ação conjunta e coordenada entre os setores governamentais e produtivos devem surtir os maiores efeitos. São vários os estudos sobre causas e possíveis soluções da transformação de áreas naturais (Fearnside, 2001; Morton et al., 2008; Nepstad et al., 2014; Gibbs et al., 2015), não cabendo aqui mais uma discussão sobre o tema. A contribuição do presente trabalho é colocar o impacto dessa mudança do uso da terra em perspectiva. Como visto anteriormente é essa mudança da floresta e cerrado para áreas produtivas um dos maiores causadores de vários impactos. Embora tenha uma grande importância no ciclo de vida da soja, existe uma incerteza no valor real de transformação da terra para a década de 1990.

4.3.5 Demanda energética e depleção de água

Para a produção de soja Mato-Grossense a energia fóssil e nuclear são responsáveis por praticamente 100% da demanda energética (as outras três categorias somadas respondem por 0,04%). A nuclear corresponde apenas a 7% da demanda energética e a fóssil os outros 93%. A demanda energética total para produzir 1 kg de soja foi de 2,04 MJ, já a energia contida em 1 kg de soja é de 18,7MJ (USDA, 2015). A maior quantidade de energia é demandada pela fabricação dos fertilizantes, o potássio aparece contribuindo com 12,5%, os fosfatados com 28,2% e os nitrogenados com 1,9%. Essa é a única categoria de impacto em que o cloreto de potássio tem alguma relevância. As operações agrícolas são responsáveis por 28,0% da demanda energética, seguidos pela produção de defensivos com 10,3% e a transformação da terra com 8,9% (Figura 6). Uma redução no uso de adubos fosfatados tem o mesmo efeito na diminuição da demanda energética que a redução de gastos com operações agrícolas. A demanda

de energia nuclear provém exclusivamente do uso dessa energia na matriz energética dos países produtores de fertilizantes e defensivos.

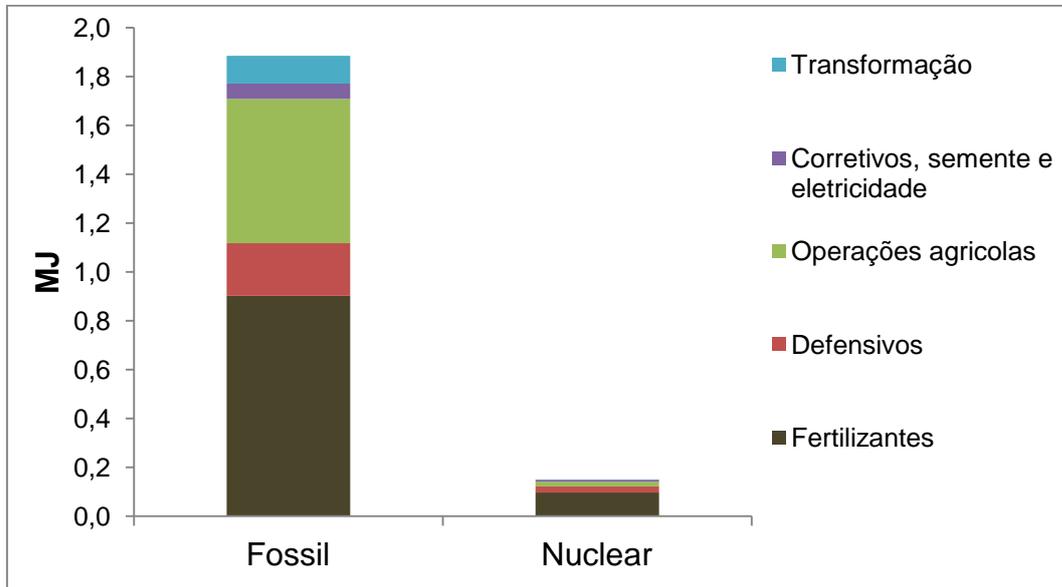


FIGURA 6. Demanda energética para a produção de 1 kg de soja, separadas em fontes fósseis e nucleares.

O uso de água é quase que exclusivamente devido ao uso de energia de origem hídrica na fabricação dos insumos e maquinários. A demanda hídrica total foi de 0,171 m³/kg de soja dos quais 66,7% são da fabricação dos fertilizantes, sendo os grandes responsáveis os adubos fosfatados (com 56%). As operações agrícolas respondem por outros 18,4% da demanda hídrica, mas não devido a operação em si, mas sim pelo processo de produção dos maquinários, que necessita energia que por sua vez provém de fontes hídricas. Esse consumo hídrico acontece, portanto, fora do estado de Mato Grosso. O consumo de água verde não é computado pelo método de Boulay et al. (2011).

Jungbluth et al. (2007) traz uma depleção de água duas vezes maior de 0,217 m³/kg de soja, mas praticamente metade desse valor é proveniente do uso de água para irrigação, operação que não acontece no MT. Já no de Blonk Agri-Footprint (2014) o consumo de água é ínfimo, com 0,000134 m³/kg, de soja devido a diferenças na construção da matriz energética.

4.3.6 Análise de sensibilidade e fontes de erros

Não foram encontradas informações sobre a quantidade de vegetação nativa transformada diretamente para a soja durante a década de 1990, quando 1.378.894 ha foram incorporadas ao sistema produtivo de Mato Grosso. Se todo esse incremento de área fosse diretamente de ambientes nativos a transformação conjunta de floresta e cerrado aumentaria 118% (área de soja em 2010 que veio diretamente do cerrado entre 1990 a 2010 passaria de 6,5% para 22,2%, enquanto que a área proveniente de floresta passaria de 9,1% para 11,7%). O que resultaria em um aumento de 40% na emissão de GEE, 44% na emissão de material particulado e de 18% da ecotoxicidade marinha.

Outra entrada altamente impactante no sistema é a adubação fosfatada. Uma redução de 10% na quantidade total de P_2O_5 utilizado, resulta em uma redução na eutrofização de água doce, toxicidade humana e ecotoxicidade marinha de 7,1, 8,9 e 3,1%, respectivamente. A fonte de informação da quantidade total de P_2O_5 utilizada é direta do produtor, mas o tipo de adubo também influencia os impactos ambientais.

No estudo de adubos fosfatados comercializados no Brasil realizado por Bizarro et al. (2008), os valores para o superfosfato simples variaram de 5 a 61,5 mg de cádmio por kg de P_2O_5 já para o superfosfato triplo os valores variam de 3,3 a 56,3 mg de cádmio por kg de P_2O_5 . Se utilizarmos as fontes de adubo com menores teores de cádmio a toxicidade humana é reduzida em 70%.

Na categoria eutrofização de água doce a fonte fosfatada menos impactante durante a fase da industrialização é o monoamônio fosfato, com 84% menos eutrofização de água doce por kg de P_2O_5 , que o superfosfato simples ou o superfosfato triplo. Existe a possibilidade de erro na alocação dos diferentes tipos de adubos fornecedores de P que são o superfosfato simples, superfosfato triplo e monoamônio de fosfato. Essa alocação foi realizada com dados secundários para o Brasil, apenas para dois anos e para todas as culturas, que demandou a realização de ajustes para chegar na fórmula de produtos comerciais que fornecem a quantidade correta de nutrientes. Mas como a quantidade total estimada de produto comercial ficou bem próxima da quantidade real utilizada, é difícil ter uma composição de fontes de adubos muito diferente do que o estimado neste estudo.

Outro ponto importante a ser destacado é a alocação da abertura de área nos próximos 20 anos. Os impactos de uma fazenda que planta soja em área aberta a mais de 20 anos são em média 46% menores que de outra aberta em área de

floresta a menos de 20 anos, mas dependendo da categoria essa diferença chega a 97% (caso de mudanças climáticas).

Como não existe uma correlação entre a quantidade de insumos aplicada e o rendimento da cultura (exemplificado pela figura 2 do apêndice G), as fazendas com maiores rendimentos tiveram menores impactos. Considerando a mesma mudança do uso da terra, os impactos das fazendas com os maiores rendimentos (90º percentil) são em média 26% menores que as fazendas com os piores rendimentos (10º percentil), sendo a maior diferença de 39%.

A maior fonte de variabilidade é sem dúvida a mudança do uso da terra. A pior situação é um baixo rendimento em uma fazenda aberta a menos de 20 anos em área de floresta, a melhor situação é uma fazenda com alto rendimento aberta a mais de 20 anos e, portanto, sem impactos da mudança do uso da terra.

4.4 AICV DO MILHO

O ICV do milho produzido em Mato Grosso foi construído sem incluir a abertura de área, correção do solo ou energia elétrica, pois essas atividades já foram contabilizadas para o cultivo da soja. Com essas exclusões o ICV do milho foi composto por 23 processos, contra 31 da soja (Tabela 2, Apêndice C). Não foi realizada uma análise mais detalhada das categorias de impacto em que o valor normalizado foi inferior a 0,5% (Tabela 6). A produção média de milho global entre 2008 e 2012 foi de 124,31 kg/habitante (Bureau, 2015; FAOSTAT, 2015). A categoria de impacto, mudança climática teve um valor normalizado de 0,4% mas como esta é uma categoria que vários autores utilizam, ela foi mantida para análise e comparação com outros estudos.

TABELA 6. Impactos da produção de milho safrinha para o estado de Mato Grosso em valores caracterizados para 1 kg de milho e normalizados para a referência global e produção média de 124,31kg/habitante.

Categoria de impacto	Unidade	Caracterizado	Normalizado
Mudanças climáticas	kg CO ₂ eq	2,11 x 10 ⁻¹	0,4%
Eutrofização de água doce	kg P eq	1,61 x 10 ⁻⁵	0,7%
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	5,39 x 10 ⁻²	2,1%
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DB eq	2,50 x 10 ⁻⁴	1,3%
Ocupação de área agrícola	m ² a	1,10	2,5%

Categorias não detalhadas*			
Formação de foto oxidantes	kg NMVOC	$7,31 \times 10^{-4}$	0,2%
Depleção de ozônio	kg CFC-11 eq	$8,89 \times 10^{-9}$	0,0%
Acidificação terrestre	kg SO ₂ eq	$8,19 \times 10^{-4}$	0,3%
Eutrofização marinha	kg N eq	$3,79 \times 10^{-5}$	0,1%
Formação de material particulado	kg PM10 eq	$3,25 \times 10^{-4}$	0,3%
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DB eq	$1,46 \times 10^{-5}$	0,0%
Ecotoxicidade em água doce	kg 1,4-DB eq	$1,48 \times 10^{-4}$	0,4%
Radiação ionizante	kBq U235 eq	$3,91 \times 10^{-3}$	0,0%
Ocupação de área urbana	m ² a	$3,83 \times 10^{-3}$	0,1%
Transformação de área natural	m ²	$1,69 \times 10^{-4}$	0,2%
Depleção de metal	kg Fe eq	$1,03 \times 10^{-2}$	0,3%

*Com exceção das mudanças climáticas categorias de impacto cujo valor normalizado foi inferior a 0,5% não tiveram uma análise detalhada.

Os 23 processos foram agrupados em categorias, que no caso do milho foram apenas 4 e o cultivo. A categoria sementes, corretivos e energia foi reduzida apenas para sementes (Tabela 2, Apêndice C), pois os corretivos e energia já estão contabilizados no inventário da soja. Para o milho, a fabricação dos fertilizantes e as emissões durante o cultivo apresentaram grande importância (Figura 7). A fabricação de defensivos tem sua maior contribuição na ecotoxicidade em água marinha, com 11% dos impactos. Operações agrícolas contribuem com 11 e 7%, respectivamente dos GEE e toxicidade humana.

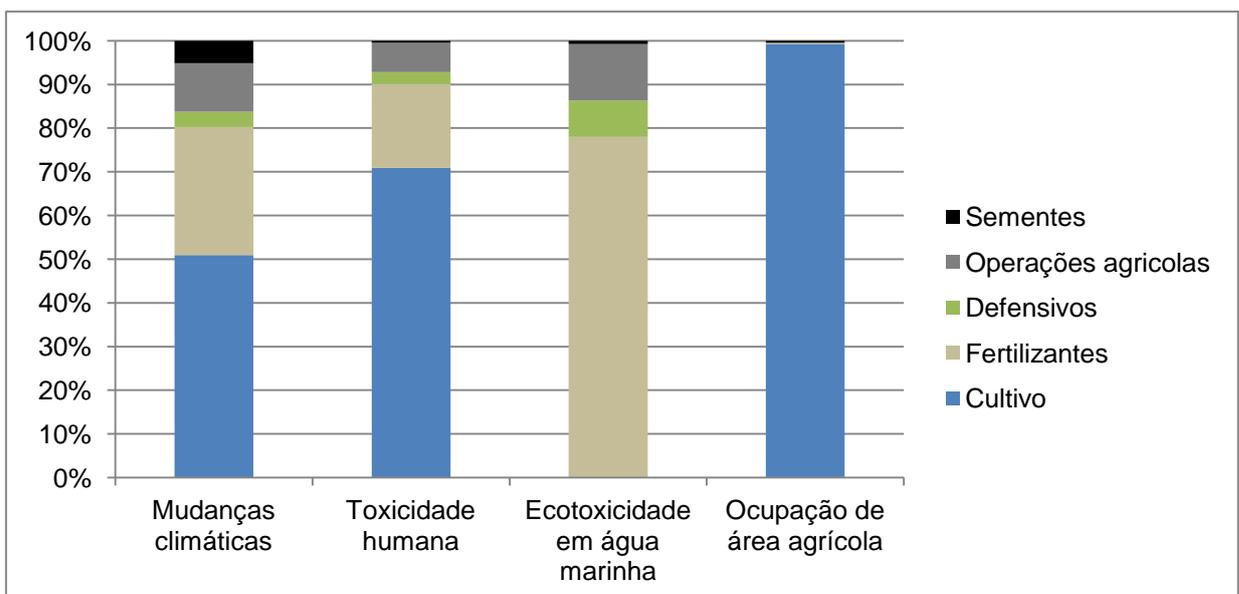


FIGURA 7. Contribuição relativa de cada grupo de atividade ou insumo do cultivo do milho safrinha para cada categoria de impacto.

A emissão de GEE está bem abaixo do resultado publicado por Prudêncio Da Silva et al. (2014) de 0,81 kg de CO₂ eq/kg de milho e três vezes menor que o de Blonk Agri-Footprint (2014) de 0,632 kg de CO₂ eq/kg de milho. A grande diferença é a inclusão da mudança da terra no inventário do estudo destes autores.

Para o milho safrinha do MT a emissão de óxido nitroso durante o cultivo é a maior fonte de CO₂ eq., sendo responsável por 53,6% do total. Em seguida vem a produção de fertilizantes, principalmente os nitrogenados, responsáveis por 19,8% do CO₂ eq., ou seja, somando o impacto da produção e emissão durante o cultivo os fertilizantes nitrogenados são responsáveis por 73,4% das emissões de CO₂ eq. da produção do milho safrinha.

Na categoria toxicidade humana, novamente o cádmio é o grande responsável com 40,8 g 1,4DB eq/kg de milho. Aqui também aparece o fungicida Acefato contribuindo com 3,99 g 1,4DB eq/kg de milho. Essas emissões são compensadas em parte pelo balanço negativo do zinco. O milho exporta mais zinco do que a entrada pelos fertilizantes, que resulta em um impacto de -7,3 g 1,4DB eq/kg de milho. É esse balanço que resulta no impacto final da fase do cultivo ser de 38,2 g 1,4DB eq/kg de milho. Na fase de produção dos fertilizantes são os nitrogenados os mais importantes, contribuindo com 11% dos impactos.

Do total da ecotoxicidade marinha 78% foram ocasionados pela produção dos fertilizantes. Os fertilizantes nitrogenados contribuíram com 46% enquanto que os fosfatados contribuíram com 25% dos impactos e o cloreto de potássio contribui com apenas 6%.

A demanda energética total para produção do milho foi de 1,3 MJ/kg de milho, bem menor que o valor calculado por Prudêncio da Silva et al. (2014) para a produção de milho no Centro Oeste que foi de 4,2 MJ/kg ou o de Blonk Agri-Footprint (2014) para o milho no Brasil que foi de 6,5 MJ/kg. A grande diferença é que o ICV este estudo foi exclusivamente para milho safrinha de Mato Grosso, utilizando maquinários com rendimento bem melhores e menos fertilização. Apenas o gasto energético das operações agrícolas do estudo de Blonk Agri-Footprint (2014) foi de 4,1 MJ/kg de milho, no presente estudo o gasto energético nesta etapa foi de 0,32 MJ/kg. O uso de fertilizantes estimados por Blonk Agri-Footprint (2014) também foi bem maior, resultando em um gasto energético total com a fabricação de fertilizantes de 1,37 MJ/kg, contra 0,8 MJ/kg do presente estudo.

Da mesma forma que a soja, a produção dos fertilizantes, seguida pelas operações agrícolas é que demandam mais energia (Figura 8). A diferença é que para o milho são os adubos nitrogenados (e não os fosfatados) os grandes contribuintes com 44% da demanda energética total.

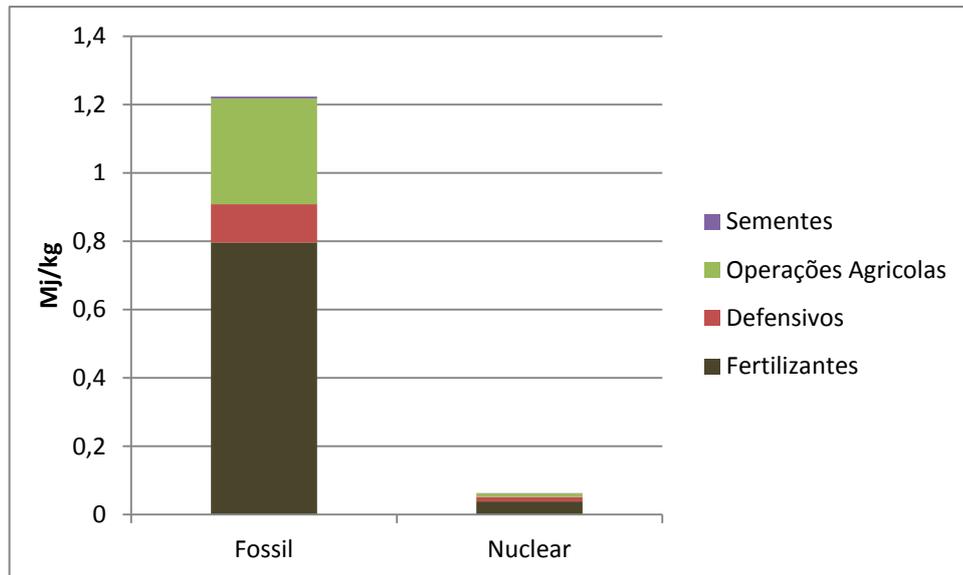


FIGURA 8. Demanda energética para a produção de 1 kg de milho, separadas em fontes fósseis e nucleares.

A demanda hídrica total foi de $0,074 \text{ m}^3/\text{kg}$ de milho, com a produção de fertilizantes contribuindo com 59,7%. Neste caso os fertilizantes nitrogenados e fosfatos têm importância equivalente.

Quando comparado com a produção de milho dos EUA (Jungbluth et al., 2007), maior produtor mundial, o milho safrinha de Mato Grosso causa mais impactos em apenas três categorias: toxicidade humana, ocupação de área agrícola e transformação de área natural (Figura 9). O rendimento do milho dos EUA é de 9.315 kg/ha , um pouco mais que o dobro do rendimento do milho safrinha, cuja média do Estado entre 2008 e 2012 ficou em 4.597 kg/ha . Este fato explica o pior desempenho no quesito ocupação de áreas agrícolas. Já a maior toxidez humana é basicamente devido a maior emissão de cádmio, proveniente dos fertilizantes fosfatadas, do milho Mato-Grossense.

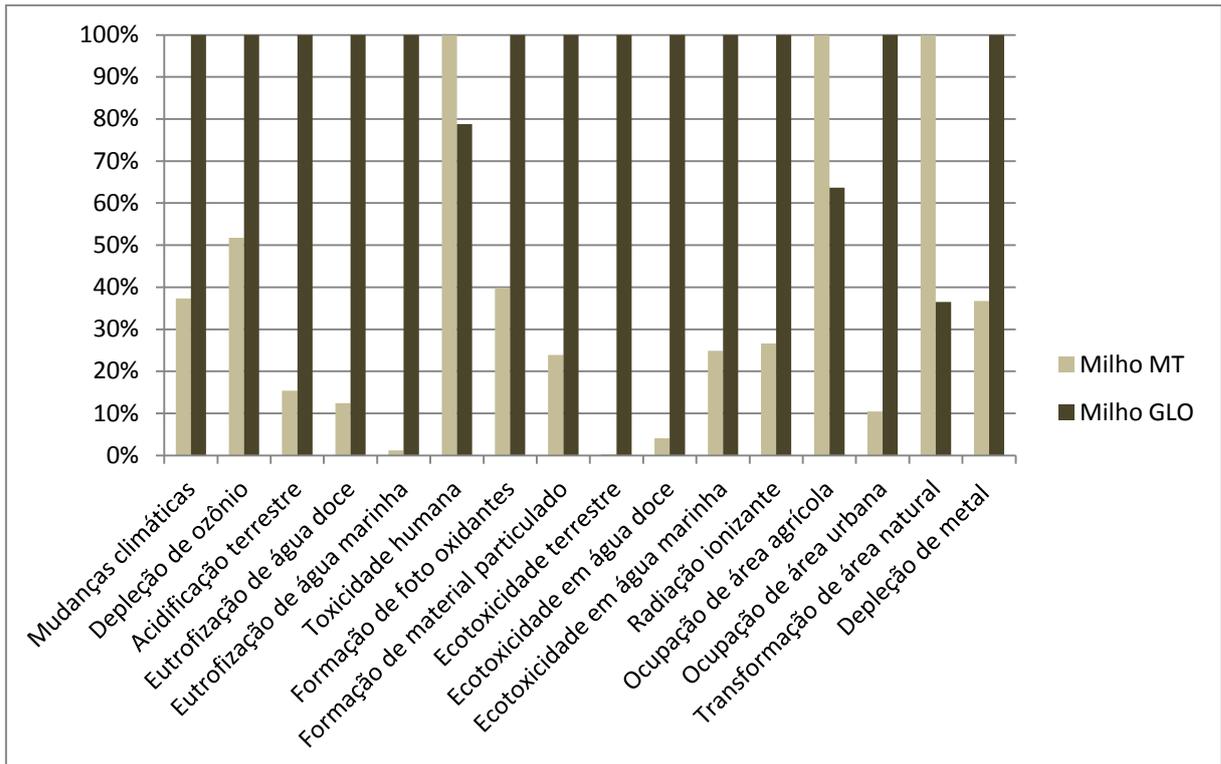


FIGURA 9. Comparação do impacto da produção de milho safrinha produzido no Mato Grosso e do milho global gerado a partir do banco de dados do Ecoinvent.

4.4 AICV DA SOJA COM O MILHO

Analisar a produção de soja em Mato Grosso como um sistema produtivo que gera soja e milho é uma abordagem nova. Os estudos anteriores de ACV da soja ou biodiesel proveniente deste grão ignoram a produção de milho e alocam 100% dos impactos de abertura de área e correção do solo para a soja (Jungbluth et al., 2007; Dalgaard et al., 2008; Cavalett et al., 2010; Prudêncio Da Silva et al., 2010; Hou et al., 2011; Castanheira et al., 2013; Blonk Agri-Footprint, 2014; Raucci et al., 2015). Por sua vez os estudos que avaliaram a produção de milho e ignoram a produção da soja e alocam 100% dos impactos de abertura de área e correção do solo para o milho (Alvarenga et al., 2012; Blonk Agri-Footprint, 2014; Prudêncio Da Silva et al., 2014). Consequentemente a abertura de área e correção do solo é contabilizada duas vezes, na soma destas duas colheitas.

4.4.1 Expansão do sistema

Como o milho safrinha é consideravelmente menos impactante em várias categorias que o milho global (Figura 9) em algumas categorias a soja acaba tendo um impacto reverso, em vez de piorar melhora (Tabela 7), produzir soja em MT causa um efeito positivo em algumas categorias, pois substitui no mercado global um milho que causa impactos ambientais bem maiores. Esse efeito positivo é observado em quatro categorias de impacto (eutrofização marinha, ecotoxicidade terrestre, ecotoxicidade em água doce e ocupação de área urbana, Tabela 7).

TABELA 7. Impactos da produção de soja no MT considerando a coprodução de milho média entre 2008 e 2012 de 462 g de milho. Expressos em valores caracterizados. Milho global (GLO) foi gerado a partir do banco de dados do Ecoinvent.

Categoria de impacto	1kg soja MT	462g milho MT	Total sistema	462g milho GLO	Soja 1kg expansão
Mudanças climáticas	1,77	$9,75 \times 10^{-2}$	1,86	$2,61 \times 10^{-1}$	1,60
Depleção de ozônio	$1,90 \times 10^{-8}$	$4,11 \times 10^{-9}$	$2,31 \times 10^{-8}$	$7,94 \times 10^{-9}$	$1,51 \times 10^{-8}$
Acidificação terrestre	$2,16 \times 10^{-3}$	$3,78 \times 10^{-4}$	$2,54 \times 10^{-3}$	$2,45 \times 10^{-3}$	$8,23 \times 10^{-5}$
Eutrofização de água doce	$5,54 \times 10^{-5}$	$7,42 \times 10^{-6}$	$6,28 \times 10^{-5}$	$5,98 \times 10^{-5}$	$2,98 \times 10^{-6}$
Eutrofização marinha	$9,92 \times 10^{-5}$	$1,75 \times 10^{-5}$	$1,17 \times 10^{-4}$	$1,51 \times 10^{-3}$	$-1,39 \times 10^{-3}$
Toxicidade humana	$2,15 \times 10^{-1}$	$2,49 \times 10^{-2}$	$2,40 \times 10^{-1}$	$1,96 \times 10^{-2}$	$2,21 \times 10^{-1}$
Formação de foto oxidantes	$2,89 \times 10^{-3}$	$3,38 \times 10^{-4}$	$3,23 \times 10^{-3}$	$8,47 \times 10^{-4}$	$2,38 \times 10^{-3}$
Formação de material particulado	$2,54 \times 10^{-3}$	$1,50 \times 10^{-4}$	$2,69 \times 10^{-3}$	$6,27 \times 10^{-4}$	$2,06 \times 10^{-3}$
Ecotoxicidade terrestre	$1,37 \times 10^{-3}$	$6,76 \times 10^{-6}$	$1,38 \times 10^{-3}$	$2,34 \times 10^{-3}$	$-9,60 \times 10^{-4}$
Ecotoxicidade em água doce	$9,59 \times 10^{-4}$	$6,85 \times 10^{-5}$	$1,03 \times 10^{-3}$	$1,70 \times 10^{-3}$	$-6,69 \times 10^{-4}$
Ecotoxicidade em água marinha	$6,81 \times 10^{-4}$	$1,16 \times 10^{-4}$	$7,97 \times 10^{-4}$	$4,64 \times 10^{-4}$	$3,33 \times 10^{-4}$
Radiação ionizante	$8,10 \times 10^{-3}$	$1,80 \times 10^{-3}$	$9,90 \times 10^{-3}$	$6,77 \times 10^{-3}$	$3,13 \times 10^{-3}$
Ocupação de área agrícola	1,64	$5,06 \times 10^{-1}$	2,14	$3,22 \times 10^{-1}$	1,82
Ocupação de área urbana	$1,32 \times 10^{-2}$	$1,77 \times 10^{-3}$	$1,49 \times 10^{-2}$	$1,69 \times 10^{-2}$	$-1,97 \times 10^{-3}$
Transformação de área natural	$2,59 \times 10^{-2}$	$7,82 \times 10^{-5}$	$2,60 \times 10^{-2}$	$2,86 \times 10^{-5}$	$2,59 \times 10^{-2}$
Depleção de água	$3,94 \times 10^{-1}$	$6,81 \times 10^{-2}$	$4,62 \times 10^{-1}$	$3,82 \times 10^{-1}$	$8,00 \times 10^{-2}$
Depleção de metal	$2,15 \times 10^{-2}$	$4,76 \times 10^{-3}$	$2,62 \times 10^{-2}$	$1,30 \times 10^{-2}$	$1,33 \times 10^{-2}$
Depleção fóssil	$4,22 \times 10^{-2}$	$1,25 \times 10^{-2}$	$5,47 \times 10^{-2}$	$5,17 \times 10^{-2}$	$3,03 \times 10^{-3}$

Seguindo as normas ISO 14040 e ISO 14044 esse resultado da soja com expansão do sistema é o resultado final para a soja Mato-Grossense. A crítica a esse método em especial para ACV atribucionais é que a escolha do milho a ser

substituído tem um efeito no resultado final. Isso pode ser observado na Tabela 1 do Apêndice E, onde a expansão do sistema foi realizada com o milho proveniente de diferentes países. Em algumas categorias de impacto a variação é muito grande (chegando a 2.324%), podendo inclusive passar de um impacto positivo para negativo e vice-versa.

Em algumas categorias de impacto os resultados têm pequena variação e dentre as categorias em que a soja Mato-Grossense tem impacto mais expressivo há uma boa convergência de resultados para mudanças climáticas, toxicidade humana e transformação de área natural (coeficiente de variação de 3, 3 e 0%, respectivamente). Para formação de material particulado e ocupação de área agrícola, o coeficiente de variação ainda é aceitável, estando abaixo de 10% (Tabela 1, Apêndice E).

O grande trunfo do sistema produtivo de Mato Grosso é o plantio do milho safrinha que é agregado a cultura da soja, isso faz dele um produto com baixo impacto ambiental. Essa é uma prática que tem aumentado ao longo dos anos (Figura 1, Apêndice F). Em 2013 foram produzidos 834 g de milho por kg de soja, assumindo que não houve grandes alterações nas entradas. Os impactos da soja de 2013 são consideravelmente menores que os da soja média de 2010, mas como o rendimento da safrinha de milho do ano de 2013 foi 17% superior a média entre 2008 e 2012 utilizada neste trabalho, com certeza houve maiores entradas de fertilizantes e possivelmente de defensivos. Essas maiores entradas podem ser compensadas pelo maior rendimento e no final o impacto por massa do milho da safra 2013 ser similar ao apresentado neste estudo.

Essa hipótese foi verificada para o ano de 2012. Com as informações apenas desse ano do banco de dados, uma AICV foi realizada. As entradas de insumos aumentaram em média 22% enquanto que o rendimento aumentou 24%. O resultado é que por kg o milho médio entre 2008 e 2012 tem impactos ligeiramente superiores ao do milho produzido apenas em 2012 (Apêndice F, Tabela 1).

Comparando a produção da soja na Argentina, EUA, Suíça e Mato Grosso, a soja produzida na Argentina é a mais impactante em 8 categorias e menos impactante em outras 5 categorias (Tabela 8). Nessa hora que é necessário utilizar de julgamento de valor subjetivo. A priorização de categorias de impacto depende do público interessado.

Uma alternativa é estabelecer peso igual para todas as categorias, considerando que quando uma alternativa produtiva (soja brasileira, americana, argentina ou suíça) tem o menor impacto em uma categoria, ela ganha um ponto. Quando ela tem a menor nota ela perde um ponto. A somatória seria o saldo de pontos de cada alternativa. Com essa abordagem a melhor alternativa seria a soja Mato-Grossense, com um saldo positivo de 8 pontos. A segunda melhor opção seria a soja dos EUA, com 3 pontos, e a pior opção seria a soja Suíça com um saldo negativo de menos oito.

TABELA 8. Impactos da produção de soja na Argentina, Estados Unidos da America, Suíça e Mato Grosso, em valores caracterizados e pontuados. O país com o menor impacto em uma categoria é pontuado positivamente nessa categoria, o país com o maior valor em uma categoria é pontuado negativamente nessa categoria.

Categoria de impacto	Impacto Caracterizado				Pontuação			
	AR	EUA	CH	MT	AR	EUA	CH	MT
Mudanças climáticas	5,95	0,41	0,80	1,60	-1	1	0	0
Depleção de ozônio	$1,05 \times 10^{-9}$	$1,81 \times 10^{-8}$	$2,77 \times 10^{-8}$	$1,51 \times 10^{-8}$	1	0	-1	0
Acidificação terrestre	$1,76 \times 10^{-2}$	$1,59 \times 10^{-3}$	$7,76 \times 10^{-3}$	$8,23 \times 10^{-5}$	-1	0	0	1
Eutrofização de água doce	$4,64 \times 10^{-4}$	$4,43 \times 10^{-5}$	$2,30 \times 10^{-4}$	$2,98 \times 10^{-6}$	-1	0	0	1
Eutrofização marinha	$9,05 \times 10^{-3}$	$2,79 \times 10^{-4}$	$1,54 \times 10^{-2}$	$-1,39 \times 10^{-3}$	0	0	-1	1
Toxicidade humana	$1,49 \times 10^{-1}$	$1,85 \times 10^{-2}$	$1,18 \times 10^{-1}$	$2,21 \times 10^{-1}$	0	1	0	-1
Formação de foto oxidantes	$1,54 \times 10^{-3}$	$1,62 \times 10^{-3}$	$3,10 \times 10^{-3}$	$2,38 \times 10^{-3}$	1	0	-1	0
Formação de material particulado	$2,61 \times 10^{-3}$	$5,99 \times 10^{-4}$	$1,90 \times 10^{-3}$	$2,06 \times 10^{-3}$	-1	1	0	0
Ecotoxicidade terrestre	$3,42 \times 10^{-1}$	$1,94 \times 10^{-4}$	$1,54 \times 10^{-2}$	$-9,60 \times 10^{-4}$	-1	0	0	1
Ecotoxicidade em água doce	$5,48 \times 10^{-2}$	$2,89 \times 10^{-4}$	$1,02 \times 10^{-2}$	$-6,69 \times 10^{-4}$	-1	0	0	1
Ecotoxicidade marinha	$4,51 \times 10^{-3}$	$6,13 \times 10^{-4}$	$1,43 \times 10^{-3}$	$3,33 \times 10^{-4}$	-1	0	0	1
Radiação ionizante	$1,27 \times 10^{-3}$	$7,99 \times 10^{-3}$	$3,19 \times 10^{-2}$	$3,13 \times 10^{-3}$	1	0	-1	0
Ocupação de área agrícola	4,03	7,23	3,87	1,82	0	-1	0	1
Ocupação de área urbana	0,00	$2,85 \times 10^{-3}$	$4,72 \times 10^{-2}$	$-1,97 \times 10^{-3}$	0	0	-1	1
Transformação de área natural	$1,20 \times 10^{-1}$	$3,28 \times 10^{-5}$	$9,90 \times 10^{-4}$	$2,59 \times 10^{-2}$	-1	1	0	0
Depleção de água	$5,48 \times 10^{-3}$	$3,67 \times 10^{-1}$	1,01	$8,00 \times 10^{-2}$	1	0	-1	0
Depleção de metal	$7,35 \times 10^{-5}$	$1,64 \times 10^{-2}$	$3,95 \times 10^{-2}$	$1,33 \times 10^{-2}$	1	0	-1	0
Depleção fóssil	$7,96 \times 10^{-2}$	$4,56 \times 10^{-2}$	$1,06 \times 10^{-1}$	$3,03 \times 10^{-3}$	0	0	-1	1
				Saldo	-3	3	-8	8

Maior valor entre os países

Menor valor entre os países

AR: Argentina, Blonk Agri-Footprint (2014)

EUA: Estados Unidos da America, Jungbluth et al. (2007)

CH: Suíça, (Jungbluth et al., 2007)

MT: Mato Grosso

Comparando as fazendas individualmente, quatro são os fatores determinantes nos impactos ambientais: bioma no qual a fazenda está inserida (FIGURA 2); rendimento da soja (Apêndice G); quantidade utilizada de fertilizantes (Apêndice G); realização ou não de uma segunda safra de milho. Como não existe informação sobre o histórico de abertura de área das fazendas não foi possível diferenciá-las quanto ao tempo de abertura. Assim assumiu-se que todas elas tiveram a mesma porcentagem de área proveniente de pasto ou de vegetação nativa que as apresentadas na Tabela 2. As propriedades localizadas no bioma floresta tropical obviamente não tiveram abertura de área em cerrado e vice-versa. Assim propriedades localizadas no bioma floresta tropical, com rendimento e entradas semelhantes, tiveram impactos bem maiores que as propriedades localizadas no bioma cerrado.

O rendimento das propriedades nos cinco anos considerados (2008 a 2012) variou bastante, com um rendimento máximo de 4.044 kg/ha e um mínimo de 1.818 kg/ha (Apêndice G, Figura 1), e não houve correlação entre o rendimento e a quantidade de insumos utilizados (Apêndice G, Figura 2). Em média foi produzido 7,2 kg de soja por kg de fertilizante, entretanto houve variações extremas desde apenas 3 kg de soja para cada kg de adubo utilizado até mais de 14 kg de soja por kg de fertilizante (Apêndice G, Figura 3). Nas situações onde mais soja foi produzida com menos insumos e que foram detectados os menores impactos ambientais.

4.4.2 Outras formas de alocação

Além da expansão do sistema é possível realizar a alocação econômica ou por unidade cereal (UC). Essas duas outras formas de alocação tem a vantagem de não serem dependentes de um produto externo, o que acontece com a expansão do sistema (Tabela 1, Apêndice E). No caso da alocação econômica dependendo da relação de preço entre a soja e o milho o resultado varia. Temos novamente um problema do referencial a ser utilizado, preços internacionais, nacionais, estaduais ou municipais. Foi neste contexto que foi proposto a utilização da unidade cereal (UC) por Brankatschk e Finkbeiner (2014), metodologia posteriormente, endossada na nona conferência internacional de ACV em São Francisco (Brankatschk, Finkbeiner, et al., 2014).

Entretanto ainda falta para essa metodologia de UC tabelas de conversão padronizadas, seja por regiões ou uma única referência global. A tabela apresentada

por Brankatschk e Finkbeiner (2014) é para as condições alemãs, ou seja, foi calculada com base na produção vegetal e necessidades nutricionais dos animais daquele país.

O resultado final para algumas categorias de impacto variam bastante em função da escolha do método de alocação utilizada (Tabela 9). Das nove categorias de impactos mais importantes para a soja, apenas quatro apresentaram um coeficiente de variação dos resultados finais entre 10 a 14% (Mudanças climáticas, toxicidade humana, formação de material particulado e ocupação de área agrícola).

TABELA 9. Impactos da produção de soja no MT calculados com expansão do sistema (utilizando o milho global), alocação econômica (14% dos impactos totais do sistema são do milho) e alocação utilizando o conceito de unidade cereal (UC) onde 30% dos impactos totais do sistema vão para o milho. Expressos em valores caracterizados.

Categoria de impacto	Expansão	Alocação econômica	Alocação UC	Coeficiente de variação
Mudanças climáticas	1,60	1,60	1,30	12%
Depleção de ozônio	1,51E-08	1,98E-08	1,61E-08	15%
Acidificação terrestre	8,23E-05	2,18E-03	1,77E-03	83%
Eutrofização de água doce	2,98E-06	5,39E-05	4,38E-05	80%
Eutrofização marinha	-1,39E-03	1,00E-04	8,14E-05	212%
Toxicidade humana	2,21E-01	2,06E-01	1,68E-01	14%
Formação de foto oxidantes	2,38E-03	2,77E-03	2,25E-03	11%
Formação de material particulado	2,06E-03	2,31E-03	1,87E-03	10%
Ecotoxicidade terrestre	-9,60E-04	1,19E-03	9,63E-04	297%
Ecotoxicidade em água doce	-6,69E-04	8,82E-04	7,16E-04	275%
Ecotoxicidade marinha	3,33E-04	6,84E-04	5,56E-04	34%
Radiação ionizante	3,13E-03	8,50E-03	6,91E-03	45%
Ocupação de área agrícola	1,82	1,84	1,50	11%
Ocupação de área urbana	-1,97E-03	1,28E-02	1,04E-02	112%
Transformação de área natural	2,59E-02	2,23E-02	1,81E-02	18%
Depleção de água	8,00E-02	3,97E-01	3,22E-01	62%
Depleção de metal	1,33E-02	2,25E-02	1,83E-02	26%
Depleção fóssil	3,03E-03	4,70E-02	3,82E-02	79%

O ideal é que seja seguido a norma internacional para que os estudos possam ser passíveis de comparação, independente de quem os conduziu. Considerando que a norma ISO 14040 e 14044 já tem quase 10 anos e vem sendo criticada. Essa análise de diferentes formas de alocação é interessante.

O resultado para mudanças climáticas, toxicidade humana, formação de material particulado e ocupação de área agrícola são os mais robustos. Não houve grandes variações em função do tipo de expansão de sistema ou do tipo de alocação escolhido. A transformação de área natural apresentou uma variação maior, cerca de 18%, quando se escolhe diferentes formas de alocação.

4.5 LIMITAÇÕES E COMPARAÇÃO COM OUTROS MÉTODOS

O método do ReCiPe foi escolhido pelo fato de existir uma normalização global para ele, entretanto os outros modelos são apenas regionais, com foco ou na Europa ou nos EUA. Mas quais as limitações do método e como ele se compara com outros?

Das 1.483 emissões elementares da produção da soja para os compartimentos água, solo e ar, 519 emissões (o equivalente a 35%) não estavam caracterizadas pelo método ReCiPe. Uma substância não caracterizada tem peso zero na AICV, é ignorada. No método Impact world plus (ainda sem versão oficial), 581 emissões não estavam caracterizadas (no Impact World 2002 eram 950). Para o método ILCD 2011, específico para a Europa, 488 substâncias não estão caracterizadas.

Entre o ReCiPe e o ILCD existem sete categorias com a mesma unidade. Comparando a AICV da soja com esses dois métodos existe uma ótima concordância em cinco categorias, com uma diferença de menos de 2%, são elas: mudanças climáticas, depleção de ozônio, eutrofização de águas doces, formação de oxidantes fotoquímicos e radiação ionizante. Na categoria eutrofização marinha a estimativa do método ReCiPe é 567% menor, enquanto que na categoria depleção de água a estimativa do ReCiPe é 62% maior que a estimativa do ILCD.

Fica claro que o resultado com maior robustez em vários sentidos é o de mudanças climáticas. Isso é fruto tanto do melhor conhecimento entre causa e efeito dos vários gases de efeito estufa (GEE), como da maior precisão dos diferentes inventários de ciclo de vida em relação às entradas e saídas geradoras de GEE.

5 CONCLUSÕES

A avaliação de ciclo de vida pretende ser uma ferramenta holística, sendo este o seu ponto mais forte, mas também é justamente isso que torna sua interpretação mais complexa. É mais importante uma soja com baixa toxicidade humana, baixo impacto nas mudanças climáticas ou baixo efeito de aumento na radiação ionizante? Por ser uma ciência nova e ainda estar caminhando a passos largos, uma categoria de impacto aqui apresentada pode ser considerada de menor importância em cinco ou dez anos e uma categoria de impacto aqui não incluída (como as dos serviços do ecossistema, biodiversidade, recarga de águas subterrâneas, etc) pode vir a ser considerada de extrema importância.

Mas não podemos esperar o resultado perfeito para tomar as decisões. Embora em algumas categorias de impacto o resultado final seja altamente sensível às suposições iniciais, em outras os resultados são bastante robustos. É sobre esses resultados que se pode tirar as conclusões com maior precisão.

Fertilizantes fosfatados, mudança do uso da terra e emissões durante o cultivo são os pontos críticos da produção de soja. Dentro da mudança do uso da terra, é a abertura de floresta a mais impactante. Um aumento do rendimento da cultura diluiria os impactos ambientais e reduziria pressões para abertura de novas áreas. Contudo deve ser encontrado o melhor equilíbrio entre o aumento do rendimento e um aumento nas entradas de fertilizantes e defensivos. O que se deve buscar é a maior eficiência do uso dos insumos.

Uma redução do uso de fertilizantes fosfatados teria um efeito positivo tanto do lado ambiental como econômico, caso isso também não acarrete uma perda na produtividade. Atualmente as recomendações de adubação para a região do cerrado

é largamente baseada em estudos realizadas na década de 80. É possível que a quantia de 80 kg/há de P_2O_5 possa ser reduzida, sem grandes impactos no rendimento da cultura, para 30 a 50 kg/há (Sousa et al., 2004). Isso representa uma redução de 37% a 60% no aporte deste fertilizante, que teria um impacto expressivo na melhora dos indicadores ambientais da soja. Essa redução também teria um impacto econômico positivo.

Na produção do milho os fertilizantes nitrogenados são os mais impactantes, tanto na produção dos fertilizantes, quanto nas emissões que esses fertilizantes geram ao serem aplicados. O plantio do milho safrinha foi o grande diferencial do sistema produtivo Mato-Grossense. Em nenhum outro lugar do planeta é possível realizar duas safras de grãos com bom rendimento e sem o uso de irrigação. Essa é uma alternativa que se mostrou vantajosa ambientalmente e é geralmente positiva economicamente. Ademais os recentes incrementos consideráveis no rendimento do milho safrinha mostram que ainda existe um potencial produtivo a ser explorado.

Essa foi a primeira ACV detalhada da soja Mato-Grossense, com algumas conclusões óbvias para a redução da carga ambiental da soja (reduzir desmatamento, melhorar a eficiência do uso de insumos e intensificar a produção de grão por área). A grande contribuição é a quantificação. “In God we trust; all others must bring data.” (Friedman et al., 2001)

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGROLINK. 2015. Disponível em:<<http://www.agrolink.com.br/>> Acesso em: 10/12/2015

ALVARENGA, R.A.F.D.; DA SILVA JÚNIOR, 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.

AMAGGI. 2015. Disponível em:<<http://amaggi.com.br/>> Acesso em: 06/06/2015

ANDA. **Anuário estatístico do setor de fertilizantes 2009-2010**. São Paulo, 2011.

ANDERSSON, K. LCA of food products and production systems. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 5, n. 4, p. 239-248, 2000.

APROSOJA. 2015. Disponível em:<<http://www.aprosoja.com.br/>> Acesso em: 20/08/2015

BAHIA FILHO, A.; BRAGA, J.; RESENDE, M. et al. Relação entre adsorção de fósforo e componentes mineralógicos da fração argila de latossolos do Planalto Central. **Bras. Ci. Solo**, v. 7, p. 221-226, 1983.

BICKEL, U.; DROS, J.M. The impacts of soybean cultivation on Brazilian ecosystems. **Three case studies**, 2003.

BIZARRO, V.G.; MEURER, E.J.; TATSCH, F.R.P. Teor de cádmio em fertilizantes fosfatados comercializados no Brasil. **Ciência Rural**, v. 38, n. 1, 2008.

BLONK AGRI-FOOTPRINT, B. *Agri-Footprint - Part 2 - Description of data - Version 1.0*. Gouda, the Netherlands. 2014

BOULAY, A.-M.; BULLE, C.; BAYART, J.-B. et al. Regional characterization of freshwater use in LCA: modeling direct impacts on human health. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 20, p. 8948-8957, 2011.

BRANKATSCHK, G.; FINKBEINER, M. Application of the Cereal Unit in a new allocation procedure for agricultural life cycle assessments. **Journal of Cleaner Production**, v. 73, p. 72-79, 2014.

BRANKATSCHK, G.; FINKBEINER, M.; GAC, A. et al. From wheat to beet—challenges and potential solutions of modeling crop rotation systems in LCA. In: Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2014), San Francisco, California, USA, 8-10 October, 2014. American Center for Life Cycle Assessment, 2014. p.150-156.

BRASIL. **Projeto Radam. Folha SD.21 Cuiabá**. Rio de Janeiro, 1982. (26).

BRUNDTLAND, G.; KHALID, M.; AGNELLI, S. et al. Our Common Future (\'Brundtland report\'). 1987.

BUREAU, U.S.C. International Data Base. 2015. Disponível em:<<http://www.census.gov/>> Acesso em: 03/09/2015

CASTANHEIRA, É.G.; FREIRE, F. Greenhouse gas assessment of soybean production: implications of land use change and different cultivation systems. **Journal of Cleaner Production**, 2013.

CAVALETT, O. **Análise do ciclo de vida de soja**. (2008). 245 f. (PhD), Unicamp, 2008.

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

CHEN, C.; HABERT, G.; BOUZIDI, Y. et al. LCA allocation procedure used as an incitative method for waste recycling: An application to mineral additions in concrete. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, n. 12, p. 1231-1240, 2010.

CLAUDINO, E.S.; TALAMINI, E. Análise do Ciclo de Vida (ACV) aplicada ao agronegócio: uma revisão de literatura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p. 77-85, 2013.

CONSORTIUM, S. About the Consortium: Who we are. 2015. Disponível em:<<http://www.sustainabilityconsortium.org/who-we-are/>> Acesso em: 08/06/2015

DA SILVA, V.P.; VAN DER WERF, H.M.; SPIES, A. et al. Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 9, p. 1831-1839, 2010.

DALGAARD, R.; SCHMIDT, J.; HALBERG, N. et al. LCA of soybean meal. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 3, p. 240-254, 2008.

DE RESENDE, A. **Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato**. Embrapa Cerrados, 2002.

DIJKMAN, T.J.; BIRKVED, M.; HAUSCHILD, M.Z. PestLCI 2.0: a second generation model for estimating emissions of pesticides from arable land in LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 17, n. 8, p. 973-986, 2012.

ELLIS, E.C.; RAMANKUTTY, N. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 8, p. 439-447, 2008.

FAOSTAT. Food and Agricultural commodities production. 2015. Disponível em: <<http://faostat3.fao.org/>> Acesso em: 15/08/2015

FEARNSIDE, P.M. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. **Environmental Conservation**, v. 28, n. 1, p. 23-38, 2001.

FINKBEINER, M.; INABA, A.; TAN, R. et al. The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, n. 2, p. 80-85, 2006.

FRIEDMAN, J.; HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R. **The elements of statistical learning**. Springer series in statistics Springer, Berlin, 2001.

GARBERG, A.K.; RIISER, A.; MATHIAS, F. et al. *From brazilian fields to norwegian farms*. Rainforest Foundation Norway, p.25. 2014

GIBBS, H.; RAUSCH, L.; MUNGER, J. et al. Brazil's Soy Moratorium. **Science**, v. 347, n. 6220, p. 377-378, 2015.

GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M. et al. ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition Report I: Characterisation. 2008.

HAUSCHILD, M.Z.; HUIJBREGTS, M.A. **Life Cycle Impact Assessment**. Springer, 2015.

HIETALA, S.; SMITH, L.; KNUDSEN, M.T. et al. Carbon footprints of organic dairying in six European countries—real farm data analysis. **Organic Agriculture**, v. 5, n. 2, p. 91-100, 2015.

HOU, J.; ZHANG, P.; YUAN, X. et al. Life cycle assessment of biodiesel from soybean, jatropha and microalgae in China conditions. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 9, p. 5081-5091, 2011.

HOUGHTON, R.; SKOLE, D.; NOBRE, C.A. et al. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**, v. 403, n. 6767, p. 301-304, 2000.

HUNT, R.G. Resource and environmental profile analysis of nine beverage container alternatives. 1974.

IBGE. Produção Agrícola Municipal. Tabela 839. 2014a.

IBGE. Produção Agrícola Municipal. Tabela 1612. 2014b.

IBGE. *Levantamento Sistemático da Produção Agrícola. Tabela 1618*. 2015

IPCC. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, p.996. 2007

ISCC. 2015. Disponível em:<<http://www.iscc-system.org/>> Acesso em: 06/06/2015

ISO14040. Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework. **International Organization for Standardization**, 2006.

ISO14044. 14044: environmental management—life cycle assessment—requirements and guidelines. **International Organization for Standardization**, 2006.

ISO, I. 14044: environmental management—life cycle assessment—requirements and guidelines. **International Organization for Standardization**, 2006.

JUNGBLUTH, N.; CHUDACOFF, M.; DAURIAT, A. et al. *Life cycle inventories of bioenergy*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf, CH. 2007

LAURENT, A.; LAUTIER, A.; ROSENBAUM, R.K. et al. Normalization references for Europe and North America for application with USEtox™ characterization factors. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 16, n. 8, p. 728-738, 2011.

LEHUGER, S.; GABRIELLE, B.; GAGNAIRE, N. Environmental impact of the substitution of imported soybean meal with locally-produced rapeseed meal in dairy cow feed. **Journal of Cleaner Production**, v. 17, n. 6, p. 616-624, 2009.

MILAZZO, M.F.; SPINA, F.; PRIMERANO, P. et al. Soy biodiesel pathways: Global prospects. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 26, n. 0, p. 579-624, 2013.

MORTON, D.C.; DEFRIES, R.S.; RANDERSON, J.T. et al. Agricultural intensification increases deforestation fire activity in Amazonia. **Global Change Biology**, v. 14, n. 10, p. 2262-2275, 2008.

MORTON, D.C.; DEFRIES, R.S.; SHIMABUKURO, Y.E. Quantifying cropland expansion in cerrado and transition forest ecosystems with Modis satellite image time series. In: Proc. Symp. on Cerrado Land-Use and Conservation: Assessing Trade-Offs Between Human and Ecological Needs. 2005.

NEILL, C.; COE, M.T.; RISKIN, S.H. et al. Watershed responses to Amazon soya bean cropland expansion and intensification. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, 2013.

NEMECEK, T.; KAGI, T. *Life cycle inventories of agricultural production systems*. Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Zurich and Dübendorf, CH. 2007

NEPSTAD, D.; MCGRATH, D.; STICKLER, C. et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, n. 6188, p. 1118-1123, 2014.

PELLETIER, N.; ARDENTE, F.; BRANDÃO, M. et al. Rationales for and limitations of preferred solutions for multi-functionality problems in LCA: is increased consistency possible? **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 1, p. 74-86, 2015.

PRÉ. *SimaPro Database Manual Methods library*. p.53. 2014

PROTERRA. 2015. Disponível em:<<http://www.proterrafoundation.org/>> Acesso em: 09/06/2015

PRUDÊNCIO DA SILVA, V. Effects of intensity and scale of production on environmental impacts of poultry meat production chains: Life cycle assessment of French and Brazilian poultry production scenarios [thesis]. **Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brazil Available from: <http://www.ciclovedida.ufsc.br/publicacoes.php>**, 2011.

PRUDÊNCIO DA SILVA, V.; VAN DER WERF, H.M.G.; SOARES, S.R. et al. Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: An LCA approach. **Journal of Environmental Management**, v. 133, p. 222-231, 2014.

PRUDÊNCIO DA SILVA, V.; VAN DER WERF, H.M.G.; SPIES, A. et al. Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 9, p. 1831-1839, 2010.

RAMÍREZ, P.K.S. Análise de métodos de alocação utilizados em avaliação do ciclo de vida. 2009.

RAUCCI, G.S.; MOREIRA, C.S.; ALVES, P.A. et al. Greenhouse gas assessment of Brazilian soybean production: a case study of Mato Grosso State. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 418-425, 2015.

REAP, J.; ROMAN, F.; DUNCAN, S. et al. A survey of unresolved problems in life cycle assessment-Part I goals and scope and inventory analysis. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 4, p. 290-300, 2008.

ROSENBAUM, R.K.; ANTON, A.; BENGOA, X. et al. The Glasgow consensus on the delineation between pesticide emission inventory and impact assessment for LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 6, p. 765-776, 2015.

RTRS. 2015. Disponível em:<<http://www.responsiblesoy.org/>> Acesso em: 09/06/2015

RUVIARO, C.F.; GIANEZINI, M.; BRANDAO, F.S. et al. Life cycle assessment in Brazilian agriculture facing worldwide trends. **Journal of Cleaner Production**, v. 28, p. 9-24, 2012.

SATARUG, S.; BAKER, J.R.; URBENJAPOL, S. et al. A global perspective on cadmium pollution and toxicity in non-occupationally exposed population. **Toxicology Letters**, v. 137, n. 1-2, p. 65-83, 2003.

SAYAGH, S.; VENTURA, A.; HOANG, T. et al. Sensitivity of the LCA allocation procedure for BFS recycled into pavement structures. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, n. 6, p. 348-358, 2010.

SLEESWIJK, A.W.; VAN OERS, L.F.C.M.; GUINÉE, J.B. et al. Normalisation in product life cycle assessment: An LCA of the global and European economic systems in the year 2000. **Science of The Total Environment**, v. 390, n. 1, p. 227-240, 2008.

SOJAPLUS. 2015. Disponível em:<<http://www.sojaplus.org.br/>> Acesso em: 08/01/2016

SOUSA, D.M.G.; LOBATO, E. **Cerrado: Correção de solo e adubação**. 2. ed. ed. Brasília: Terra Viva, 2004.

SPIES, A. The sustainability of the pig and poultry industries in Santa Catarina, Brazil: a framework for change. 2003.

STOCKER, T.F. **Climate change 2013: the physical science basis: Working Group I contribution to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, 2014.

USDA. National Nutrient Database for Standard Reference Release 27. 2015. Disponível em: <<http://ndb.nal.usda.gov/>> Acesso em: 01/09/2015

VAN DER WERF, H.M.; PETIT, J.; SANDERS, J. The environmental impacts of the production of concentrated feed: the case of pig feed in Bretagne. **Agricultural Systems**, v. 83, n. 2, p. 153-177, 2005.

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

WEIDEMA, B.; WENZEL, H.; PETERSEN, C. et al. The product, functional unit and reference flows in LCA. **Danish Environmental Protection Agency, Environmental News**, n. 70, 2004.

WEIDEMA, B.P.; BAUER, C.; HISCHIER, R. et al. The ecoinvent database: Overview and methodology, Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. 2013.

WEIDEMA, B.P.; SCHMIDT, J.H. Avoiding allocation in life cycle assessment revisited. **Journal of Industrial Ecology**, v. 14, n. 2, p. 192-195, 2010.

WERF, H.M.G.; NGUYEN, T.T.H. Construction cost of plant compounds provides a physical relationship for co-product allocation in life cycle assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 6, p. 777-784, 2015.

7 APÊNDICES

APÊNDICE A

Tabela 1: Quantidade de fertilizante utilizada em produto comercial.

Adubo	N-P ₂ O ₅ -K ₂ O %	Kg/ha do produto comercial	
		Soja	Milho
Sulfato de amônio	21-00-00	0,0	38,2
Ureia	45-00-00	0,0	64,5
Nitrato de amônio	33-00-00	0,0	26,0
Diamônio fosfato	17-47-00	0,0	3,4
Monoamônio fosfato	11-52-00	26,7	20,5
Superfosfato simples	00-19-00	184,0	49,2
Superfosfato triplo	00-46-00	64,8	17,3
Termofosfato	00-18-00	1,6	0,0
Rocha Fosfatada	00-18.6-00	9,3	0,0
Cloreto de Potássio	00-00-60	151,2	67,4
Total		437,7	219,1

Tabela 2. Concentração de alguns elementos nos grãos de soja e milho e nos fertilizantes.

	Macro nutrientes contidos no grão g/kg					
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca	Mg	S
Soja grão						
EMBRAPA (2003)	51	10	20	3	2	5,4
Cunha et al. (2010)	59,2	5,5	18,8	2,9	2,3	3
Ferreira et al. (2003)	54	6,7		2		
de Souza et al. (2009)		5,18	18,2	2,6	2,4	2,73
<i>Media</i>	<i>54,7</i>	<i>6,9</i>	<i>19</i>	<i>2,6</i>	<i>2,2</i>	<i>3,7</i>
Milho grão						
Cunha et al. (2010)	15,8	3,8	4,8	0,5	1,5	1,1
Ferreira et al. (2003)	15	3,6		0,2		
<i>Media</i>	<i>15,4</i>	<i>3,7</i>	<i>4,8</i>	<i>0,35</i>	<i>1,5</i>	<i>1,1</i>

	Micro elementos contidos no grão mg/kg					
	Cu	Zn	Cd	Pb	Ni	Cr
Soja grão						
EMBRAPA (2003)	10	40				
Cunha et al. (2010)	13	37,7				
Ferreira et al. (2003)		56	0,01		2,3	0,02
de Souza et al. (2009)		36,83				
Nemecek & Kagi (2007)	15,1	47,7	0,06	0,08	5,32	0,52
Media	12,70	43,65	0,04	0,08	3,81	0,27
Milho Grão						
Cunha et al. (2010)	1,2	27,6				
Ferreira et al. (2003)		21	0		0,3	0,7
Nemecek & Kagi (2007)	2,5	21,5	0,03	0,3	1,16	0,32
Media	1,9	23,4	0,0	0,3	0,7	0,5

Fertilizantes	Nutrientes contidos nos fertilizantes mg/kg					
	Cd	Cu	Zn	Pb	Ni	Cr
Ureia 46%N	0,11	13,04	95,65	2,39	4,35	4,35
Nitrato de Amônia 20%N	0,18	25,45	181,82	6,91	47,27	14,55
Sulfato de Amônia 27,5%N	0,24	19,05	142,86	5,24	8,57	9,52
SFT 46%P ₂ O ₅	113,04	29,5	43	7,61	41,01	567,39
SSP 19%P ₂ O ₅	52,63	360	31,26	578,95	27,66	342,11
P ₂ O ₅ Genérico	51,32	118,22	751,32	49,42	100,46	589,46
Cloreto de Potássio 60%K ₂ O	0,1	8,33	76,67	9,17	3,5	3,33
Calcário kg CaO	0,12	4	8	3,6	12,2	314

Fonte: Amaral et al. (1992) e Nemecek & Kagi (2007)

AMARAL, N.S.; COSTA, L.D.; DE OLIVEIRA, C. et al. Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos. **Revista Brasileira De Ciencia Do Solo**, v. 16, n. 2, p. 271-276, 1992.

CUNHA, J.F.; CASARIN, V.; PROCHNOW, L.I. Balanço Nutricional na Agricultura Brasileira. **International Plant Nutrition Institute**, v. 130, 2010.

DE SOUZA, L.C.F.; ZANON, G.D.; PEDROSO, F.F. et al. Teor de proteína e de óleo nos grãos de soja em função do tratamento de sementes e aplicação de micronutrientes. **Ciência e agrotecnologia (Impresso)**, v. 33, n. 6, p. 1586-1593, 2009.

EMBRAPA SOJA. *Tecnologias de produção de soja - Região Central do Brasil 2014*. p.256. 2013

FERREIRA, A.S.; CAMARGO, F.A.O.; TEDESCO, M.J. et al. Effects of tannery and coal mining residues on chemical and biological soil properties and on corn soybean yields. **Revista Brasileira De Ciencia Do Solo**, v. 27, n. 4, p. 755-763, 2003.

NEMECEK, T.; KAGI, T. *Life cycle inventories of agricultural production systems*. Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Zurich and Dübendorf, CH. 2007

APÊNDICE B

1. Maquinários

A unidade funcional para implementos agrícolas e tratores é 1 kg de maquinário por toda a vida útil do maquinário. A quantidade de maquinário que cada atividade demanda é calculada pela seguinte formula:

$$QM = \text{Peso} * TO / VU$$

Onde:

QM = Quantidade de maquinário (kg/UT)

UT = Unidade de trabalho, no caso 1 ha

Peso = peso do maquinário em kg

TO = Tempo de operação (h/UT)

VU = Vida útil do maquinário em horas

A ocupação do galpão foi calculada pela seguinte formula:

$$AG = SO * TO / VU * UA$$

Onde:

AG = área do galpão (m²)

SO = superfície ocupada pelo maquinário

TO = tempo de operação (h/UT)

VU = vida útil do galpão (anos)

UA = uso anual do maquinário em (h/ano)

O consumo de diesel por sua vez foi calculado pela seguinte formula:

$$C = CM * TO * PE$$

Onde:

C = consumo de diesel (kg/UT)

CM = consumo médio (l/h)

TO = tempo de operação (h/UT)

PE = peso específico do diesel (0,84 kg/l)

Com o banco de dados do IMEA foi possível calcular o numero médio de operações agrícolas, mas ele trazia o tipo de trator apenas em três classes, tratores pequeno, médio e grande, sem uma definição dessas classes. Já no banco de dados da Aprosoja existia a informação detalhada do tipo de trator que cada fazenda possuía totalizando 663 tratores com potencia variando entre 50 a 385 cv, com uma distribuição segundo a Figura 1. A potencia dos tratores foi utilizada como indicador do tamanho do mesmo. Dos 663 tratores 85,8% deles possuem potencia entre 80 e 180 cv, com 7,4% deles com mais de 180cv e 6,8% com menos de 80 cv. Foi

assumido que tratores entre 80 a 100cv eram pequenos (29,4% dos tratores), entre 100 a 140 cv tratores médios (34,4% dos tratores) e tratores grandes de 140 a 180cv (43% dos tratores).

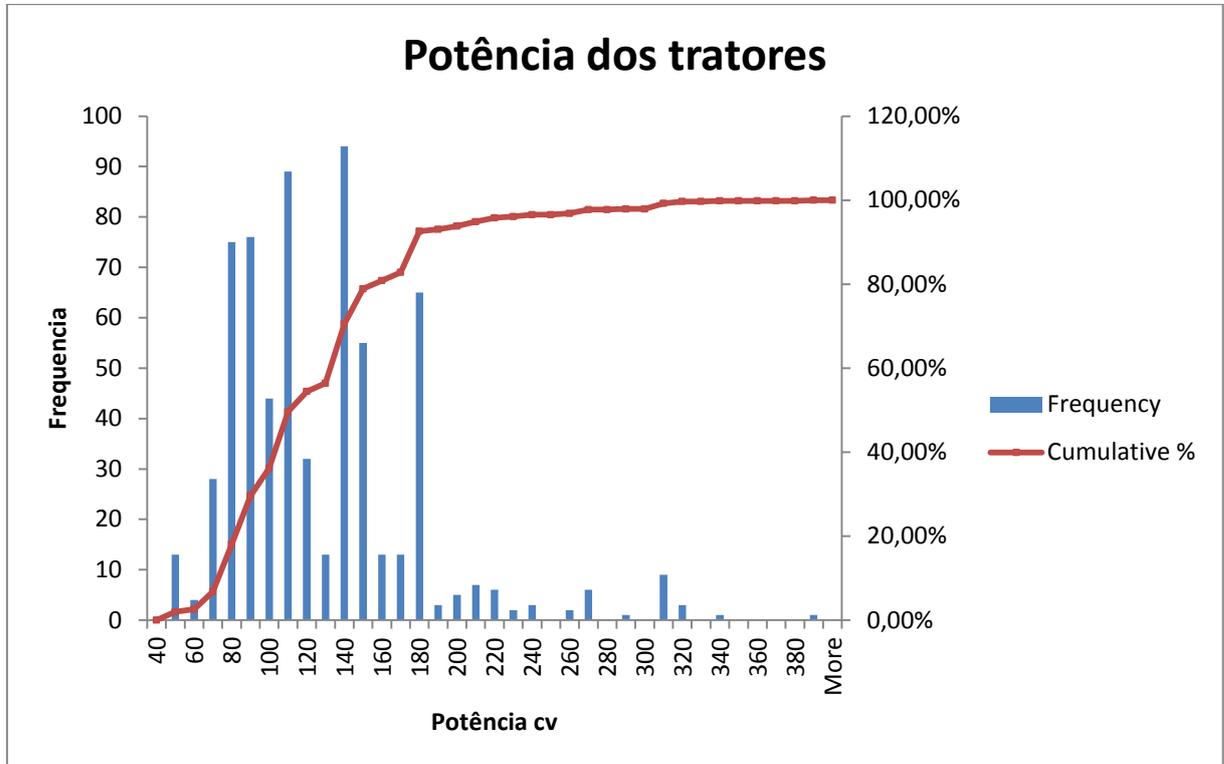


FIGURA 1. Distribuição das potências dos tratores das fazendas contidas no banco de dados.

Para calcular os pesos e consumos médios de cada classe de tratores, informações individuais de cada modelo de trator foi obtido de OECD.Stat (<http://www2.oecd.org/>). O peso e superfície ocupada dos implementos agrícolas foram obtidos de catálogos das empresas fabricantes. O tempo operacional para cada atividade foi obtido do banco de dados do IMEA. A vida útil, e uso anual dos maquinários foram obtidos de Nemeck & Kagi (2007) e provavelmente não retratam a realidade do estado.

Não foi possível modelar as emissões para o ar da queima de diesel de hidrocarbonetos voláteis, monóxido de carbono e nitratos, utilizamos portanto os valores padrões. Emissões de outras 22 substâncias foram calculadas baseados nos fatores de emissões por kg de diesel. Emissão de metais pesados proveniente dos desgastes dos pneus também foi calculado.

2. Emissões de N₂O

Os cálculos de emissão de N₂O seguiram as diretrizes do IPCC 2006. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use, Chapter 11, N₂O Emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application.

Soja

Resíduo acima do solo = $(1 \cdot 0,87) \cdot 0,93 + 1,35$

(considerando umidade de 13%)

Resíduo acima do solo = 2,1591 kg por kg de soja grão

Conteúdo de N dos resíduos acima e abaixo do solo = 0,008

Razão entre os resíduos abaixo do solo e acima do solo = 0,19

Resíduos abaixo do solo = $2,15 \cdot 0,19$

Resíduos abaixo do solo = 0,41 kg por kg de soja grão

Quantidade de N nos resíduos vegetais (Fcr) = $2,1581 \cdot 0,008 + 0,41 \cdot 0,008$

Fcr = 0,0205 kg por kg de soja

Milho

Resíduo acima do solo = $(1 \cdot 0,87) \cdot 1,03 + 0,61$

(considerando umidade de 13%)

Resíduo acima do solo = 1,5061 kg por kg de soja grão

Conteúdo de N dos resíduos acima do solo = 0,006

Razão entre os resíduos abaixo do solo e acima do solo = 0,22

Resíduos abaixo do solo = $1,5061 \cdot 0,22$

Resíduos abaixo do solo = 0,33 kg por kg de soja grão

Conteúdo de N dos resíduos vegetais (Fcr) = 0,007

Fcr = $1,5061 \cdot 0,006 + 0,33 \cdot 0,007$

Fcr = 0,01136 kg por kg de milho

Emissões diretas.

$N_2O_{dir} = (F_{sn} + F_{cr}) \cdot EF_1$

N_2O_{dir} = emissões diretas de N₂O

F_{sn} = quantidade de N mineral aplicado

Fcr = conteúdo de N dos resíduos vegetais

EF_1 = Fator de emissão

Soja

$$N_2O_{dir} = 0,00094144 + 0,0205 * 0,01 * 44/28$$

$$N_2O_{dir} = 3,38 * 10^{-4} \text{ kg por kg de soja}$$

Milho

$$N_2O_{dir} = 0,0105 + 0,01136 * 0,01 * 44/28$$

$$N_2O_{dir} = 3,43 * 10^{-4} \text{ kg por kg de milho}$$

Emissões indiretas, assumido que não existe percolação de nitrato.

$$N_2O_{ind} = (F_{sn} * \text{Frac}_{GASF})EF_4 * 44/28$$

N_2O_{ind} = emissões indiretas de N_2O

F_{sn} = quantidade de N mineral aplicado

Frac_{GASF} = fração do nitrogênio aplicado que é volatilizado

EF_4 = Fator de emissão

Soja

$$N_2O_{ind} = 0,00094144 * 0,1 * 0,010 * 44/28$$

$$N_2O_{ind} = 1,48 * 10^{-6} \text{ por kg de soja}$$

Milho

$$N_2O_{ind} = 0,0105 * 0,1 * 0,010 * 44/28$$

$$N_2O_{ind} = 1,65 * 10^{-5} \text{ por kg de milho}$$

3. Emissões de CO_2 proveniente do Calcário

Os cálculos de emissão de CO_2 proveniente da aplicação de calcário seguiram as diretrizes do IPCC 2006. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use, Chapter 11, N_2O Emissions from managed soils, and CO_2 emissions from lime and urea application.

Do total de calcário utilizado 91% foi de calcário dolomítico e apenas 9% foi de calcário calcítico. Utilizando a equação abaixo foi calculado a emissão total de CO₂ proveniente da aplicação de calcário.

$$\text{CO}_2 = ((M_{\text{calc}} \times \text{EF}_c) + (M_{\text{dolo}} \times \text{EF}_d)) \times 44/12$$

Onde:

M_{calc} = quantidade de calcário calcítico

EF_c = fator de emissão para o calcário calcítico

M_{dolo} = quantidade de calcário dolomítico

EF_d = fator de emissão para o calcário dolomítico

$$\text{CO}_2 = ((110,61 \times 0,12) + (10,87 \times 0,13)) \times 44/12$$

$$\text{CO}_2 = 53,85 \text{ kg/ha}$$

APÊNDICE C

Tabela 1: Agrupamento dos processos do ICV da soja.

Transformação	Land tenure, arable land, measured as carbon net primary productivity BR clear-cutting, primary forest to arable land Alloc Def, U Land tenure, arable land, measured as carbon net primary productivity BR clear-cutting, shrubland to arable land Alloc Def, U Land tenure, arable land, measured as carbon net primary productivity CO clear-cutting, grassland to arable land Alloc Def, U
Corretivos, sementes e eletricidade	Soybean Seed BR-MT production Alloc Def, U Electricity, low voltage BR market for Alloc Def, U Lime fertilizer, at regional storehouse/RER Economic Liming, by broadcaster BR-MT processing Alloc Def, U Gypsum, mineral GLO market for Alloc Def, S
Operações Agrícolas	Tillage, ploughing BR-MT market for Alloc Def, U Sowing, by hidraulic broadcaster BR-MT processing Alloc Def, U Fertilising, by broadcaster BR-MT market for Alloc Def, U Sowing, by seeder BR-MT market for Alloc Def, U Combine harvesting BR-MT processing Alloc Def, U Transport, tractor and trailer, agricultural GLO market for Alloc Def, U Application of herbicide, field prep. by self propelled sprayer BR-MT processing Alloc Def, U Application of plant protection products, by self propelled sprayer BR-MT processing Alloc Def, U Application of herbicide, post harvest by self propelled sprayer BR-MT processing Alloc Def, U
Fertilizantes	Phosphate fertiliser, as P2O5 RoW single superphosphate production Alloc Def, U Phosphate fertiliser, as P2O5 RoW triple superphosphate production Alloc Def, U Phosphate fertiliser, as P2O5 RER monoammonium phosphate production Alloc Def, U Phosphate rock, as P2O5, beneficiated, dry GLO market for Alloc Def, U Potassium chloride, as K2O GLO market for Alloc Def, U Nitrogen fertiliser, as N RER monoammonium phosphate production Alloc Def, U
Defensivos	Pesticide, unspecified GLO market for Alloc Def, U 2,4-dichlorophenol GLO market for Alloc Def, U Organophosphorus-compound, unspecified GLO market for Alloc Def, U Pyrethroid-compound GLO market for Alloc Def, U Benzimidazole-compound GLO market for Alloc Def, U Glyphosate GLO market for Alloc Def, U Atrazine GLO market for Alloc Def, U Bipyridylium-compound GLO market for Alloc Def, U

Tabela 2: Agrupamento dos processos do ICV do milho safrinha, sem mudança do uso da terra, correção do solo e energia.

Operações Agrícolas	Fertilising, by broadcaster BR-MT market for Alloc Def, U
	Sowing, by seeder Maize BR-MT processing Alloc Def, U
	Combine harvesting MAIZE BR-MT processing Alloc Def, U
	Transport, tractor and trailer, agricultural GLO market for Alloc Def, U
	Application of herbicide, field prep. by self propelled sprayer BR-MT processing Alloc Def, U
	Application of herbicide pre Maize, by self propelled sprayer BR-MT processing Alloc Def, U
	Application of plant protection products MAIZE, by self propelled sprayer BR-MT processing Alloc Def, U
Sementes	Maize seed BR-MT production Alloc Def, U
Fertilizantes	Phosphate fertiliser, as P2O5 RoW single superphosphate production Alloc Def, U
	Phosphate fertiliser, as P2O5 RoW triple superphosphate production Alloc Def, U
	Phosphate fertiliser, as P2O5 RER monoammonium phosphate production Alloc Def, U
	Nitrogen fertiliser, as N RER monoammonium phosphate production Alloc Def, U
	Phosphate fertiliser, as P2O5 RER diammonium phosphate production Alloc Def, U
	Nitrogen fertiliser, as N RER diammonium phosphate production Alloc Def, U
	Ammonium nitrate, as N GLO market for Alloc Def, U
	Urea, as N GLO market for Alloc Def, U
	Ammonium sulfate, as N GLO market for Alloc Def, U
Potassium chloride, as K2O GLO market for Alloc Def, U	
Defensivos	Pesticide, unspecified GLO market for Alloc Def, U
	2,4-dichlorophenol GLO market for Alloc Def, U
	Glyphosate GLO market for Alloc Def, U
	Atrazine GLO market for Alloc Def, U
	Organophosphorus-compound, unspecified GLO market for Alloc Def, U

Tabela 3: Entradas do ICV da soja.

Valor	Unidade	Entrada
10,1	g	Land tenure, arable land, measured as carbon net primary productivity BR clear-cutting, primary forest to arable land Alloc Def, U
7,21	g	Land tenure, arable land, measured as carbon net primary productivity BR clear-cutting, shrubland to arable land Alloc Def, U
66,6	g	Land tenure, arable land, measured as carbon net primary productivity CO clear-cutting, grassland to arable land Alloc Def, U
11,2	g	Soybean Seed BR-MT production Alloc Def, U
7,37	Wh	Electricity, low voltage BR market for Alloc Def, U
38,9	g	Lime fertilizer, at regional storehouse/RER Economic
8,02 x 10 ⁻¹	m2	Liming, by broadcaster BR-MT processing Alloc Def, U
19,6	g	Gypsum, mineral GLO market for Alloc Def, S
0,802	m2	Tillage, ploughing MT market for Alloc Def, U
1,83	m2	Sowing, by hidraulic broadcaster BR-MT processing Alloc Def, U
3,21	m2	Fertilising, by broadcaster BR-MT market for Alloc Def, U
3,21	m2	Sowing, by seeder MT market for Alloc Def, U
3,21	m2	Combine harvesting BR-MT processing Alloc Def, U
1,57 x 10 ⁻²	tkm	Transport, tractor and trailer, agricultural GLO market for Alloc Def, U
3,21	m2	Application of herbicide, field prep. by self propelled sprayer BR-MT processing Alloc Def, U
22,4	m2	Application of plant protection products, by self propelled sprayer BR-MT processing Alloc Def, U
1,51	m2	Application of herbicide, post harvest by self propelled sprayer BR-MT processing Alloc Def, U
11,2	g	Phosphate fertiliser, as P2O5 RoW single superphosphate production Alloc Def, U
9,56	g	Phosphate fertiliser, as P2O5 RoW triple superphosphate production Alloc Def, U
4,45	g	Phosphate fertiliser, as P2O5 RER monoammonium phosphate production Alloc Def, U
5,56 x 10 ⁻¹	g	Phosphate rock, as P2O5, beneficiated, dry GLO market for Alloc Def, U
29,1	g	Potassium chloride, as K2O GLO market for Alloc Def, U
9,41 x 10 ⁻¹	g	Nitrogen fertiliser, as N RER monoammonium phosphate production Alloc Def, U
4,95 x 10 ⁻¹	g	Pesticide, unspecified GLO market for Alloc Def, U
4,00 x 10 ⁻²	g	2,4-dichlorophenol GLO market for Alloc Def, U
1,59 x 10 ⁻¹	g	Organophosphorus-compound, unspecified GLO market for Alloc Def, U
2,45 x 10 ⁻³	g	Pyrethroid-compound GLO market for Alloc Def, U
5,33 x 10 ⁻²	g	Benzimidazole-compound GLO market for Alloc Def, U
5,57 x 10 ⁻¹	g	Glyphosate GLO market for Alloc Def, U
3,39 x 10 ⁻³	g	Atrazine GLO market for Alloc Def, U
1,75 x 10 ⁻²	g	Bipyridylium-compound GLO market for Alloc Def, U

Tabela 4: Emissões do ICV da soja.

Valor	Unidade	Emissão
3,38 x 10 ⁻¹	g	N ₂ O
7,12 x 10 ⁻²	g	NOx
18,6	g	CO ₂
-36,8	mg	Zinco
17	mg	Cromio
-2,31	mg	Niquel
-7,49	mg	Cobre
7,05	mg	Chumbo
1,89	mg	Cádmio
4,09	g	Fosfóro
4,16	g	Potássio
26,4	g	Calcio
1,66	g	Magnésio
2,35	g	Enxofre
10,11	mg	Endosulfan
556,66	mg	Glifosato
0,162	mg	Diflubenzuron
40,04	mg	2,4-D
3,39	mg	Atrazine
7,3 x 10 ⁻²	mg	Abamectina
52,8	mg	Carbendazim
15,06	mg	Diquat
76,03	mg	Acefato
12,19	mg	Azoxystrobina
2,2	mg	Bentazona
1,11	mg	Carboxin

Tabela 5: Entradas do ICV do milho.

Valor	Unidade	Entrada
2,61	m2	Fertilising, by broadcaster BR-MT market for Alloc Def, U
2,18	m2	Sowing, by seeder Maize BR-MT processing Alloc Def, U
2,18	m2	Combine harvesting MAIZE BR-MT processing Alloc Def, U
0,0133	Tkm	Transport, tractor and trailer, agricultural GLO market for Alloc Def, U
0,435	m2	Application of herbicide, field prep. by self propelled sprayer BR-MT processing Alloc Def, U
1,31	m2	Application of herbicide pre Maize, by self propelled sprayer BR-MT processing Alloc Def, U
4,35	m2	Application of plant protection products MAIZE, by self propelled sprayer BR-MT processing Alloc Def, U
4	g	Maize seed BR-MT production Alloc Def, U
2,03	g	Phosphate fertiliser, as P2O5 RoW single superphosphate production Alloc Def, U
1,74	g	Phosphate fertiliser, as P2O5 RoW triple superphosphate production Alloc Def, U
2,32	g	Phosphate fertiliser, as P2O5 RER monoammonium phosphate production Alloc Def, U
4,82 x 10-1	g	Nitrogen fertiliser, as N RER monoammonium phosphate production Alloc Def, U
3,50 x 10-1	g	Phosphate fertiliser, as P2O5 RER diammonium phosphate production Alloc Def, U
1,24 x 10-1	g	Nitrogen fertiliser, as N RER diammonium phosphate production Alloc Def, U
1,87	g	Ammonium nitrate, as N GLO market for Alloc Def, U
6,32	g	Urea, as N GLO market for Alloc Def, U
1,75	g	Ammonium sulfate, as N GLO market for Alloc Def, U
8,79	g	Potassium chloride, as K2O GLO market for Alloc Def, U
1,92 x 10-1	g	Pesticide, unspecified GLO market for Alloc Def, U
8,33E-03	g	2,4-dichlorophenol GLO market for Alloc Def, U
2,24 x 10-1	g	Glyphosate GLO market for Alloc Def, U
2,15 x 10-1	g	Atrazine GLO market for Alloc Def, U
8,43E-02	g	Organophosphorus-compound, unspecified GLO market for Alloc Def, U

Tabela 6: Emissões do ICV do milho.

Valor	Unidade	Emissão
3,61 x 10 ⁻¹	g	N ₂ O
7,57 x 10 ⁻²	g	NOx
-36,8	mg	Zinco
17	mg	Cromio
-2,31	mg	Niquel
-7,49	mg	Cobre
7,05	mg	Chumbo
1,89	mg	Cadmio
4,09	G	Fosfóro
4,16	G	Potássio
26,4	G	Calcio
1,66	G	Magnésio
2,35	G	Ensofre
10,11	mg	Endosulfan
556,66	mg	Glifosato
0,162	mg	Diflubenzuron
40,04	mg	2,4-D
3,39	mg	Atrazine
7,3 x 10 ⁻²	mg	Abamectina
52,8	mg	Carbendazim
15,06	mg	Diquat
76,03	mg	Acefato
12,19	mg	Azoxystrobina
2,2	mg	Bentazona
1,11	mg	Carboxin

Apêndice D

Tabela 1: Contribuição relativa de cada grupo de processos no impacto total de cada categoria para a produção da soja.

Categoria de impacto	Unidade	Total 1 kg	Cultivo	Fertilizantes	Defensivos	Operações agrícolas	Corretivos, semente e eletricidade	Transformação de área natural
Mudanças climáticas	kg CO ₂ eq	1,77	7%	4%	1%	2%	4%	82%
Eutrofização de água doce	kg P eq	5,54 x 10 ⁻⁵	0%	76%	18%	4%	2%	0%
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	2,15 x 10 ⁻¹	82%	8%	1%	3%	2%	4%
Formação de material particulado	kg PM10 eq	2,54 x 10 ⁻³	1%	12%	2%	13%	3%	70%
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DB eq	1,37 x 10 ⁻³	90%	1%	1%	0%	2%	6%
Ecotoxicidade em água doce	kg 1,4-DB eq	9,58 x 10 ⁻⁴	69%	20%	4%	1%	2%	3%
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DB eq	6,81 x 10 ⁻⁴	6%	47%	6%	9%	2%	29%
Ocupação de área agrícola	m ² a	1,64	98%	0%	0%	0%	2%	0%
Transformação de área natural	m ²	2,59 x 10 ⁻²	0%	0%	0%	0%	3%	97%
Depleção de água	m ³	3,61 x 10 ⁻¹	0%	58%	11%	14%	16%	1%
Depleção de ozônio	kg CFC-11 eq	1,90 x 10 ⁻⁸	0%	22%	59%	13%	3%	3%
Formação de foto oxidantes	kg NMVOC	2,16 x 10 ⁻³	2%	12%	2%	41%	2%	39%
Acidificação terrestre	kg SO ₂ eq	2,16 x 10 ⁻³	2%	35%	6%	32%	3%	23%
Eutrofização marinha	kg N eq	9,92 x 10 ⁻⁵	3%	15%	11%	42%	6%	23%
Radiação ionizante	kBq U235 eq	8,10 x 10 ⁻³	0%	58%	9%	24%	5%	5%
Ocupação de área urbana	m ² a	1,32 x 10 ⁻²	0%	71%	1%	6%	2%	20%
Depleção de metal	kg Fe eq	2,15 x 10 ⁻²	0%	59%	8%	30%	2%	1%
Depleção fóssil	kg oil eq	4,22 x 10 ⁻²	0%	48%	11%	31%	4%	6%

Tabela 2: Contribuição relativa de cada grupo de processos no impacto total de cada categoria para a produção de milho.

Categoria de impacto	Unidade	Total 1 kg	Cultivo	Fertilizantes	Defensivos	Operações agrícolas	Sementes
Mudanças climáticas	kg CO ₂ eq	2,22 X 10 ⁻¹	53%	28%	3%	11%	5%
Depleção de ozônio	kg CFC-11 eq	8,89 X 10 ⁻⁹	0%	34%	51%	15%	0%
Acidificação terrestre	kg SO ₂ eq	8,23 X 10 ⁻⁴	6%	56%	6%	31%	1%
Eutrofização de água doce	kg P eq	1,61 X 10 ⁻⁵	0%	65%	27%	7%	0%
Eutrofização marinha	kg N eq	3,82 X 10 ⁻⁵	9%	38%	14%	38%	2%
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	5,39 X 10 ⁻²	71%	19%	3%	7%	0%
Formação de foto oxidantes	kg NMVOC	7,39 X 10 ⁻⁴	11%	27%	4%	57%	1%
Formação de material particulado	kg PM10 eq	3,27 X 10 ⁻⁴	6%	48%	5%	38%	3%
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DB eq	1,46 X 10 ⁻⁵	-17%	80%	21%	12%	4%
Ecotoxicidade em água doce	kg 1,4-DB eq	1,48 X 10 ⁻⁴	8%	75%	11%	5%	1%
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DB eq	2,50 X 10 ⁻⁴	0%	78%	8%	13%	1%
Radiação ionizante	kBq U235 eq	3,91 X 10 ⁻³	0%	65%	10%	25%	0%
Ocupação de área agrícola	m ² a	1,10	99%	0%	0%	0%	0%
Ocupação de área urbana	m ² a	3,83 X 10 ⁻³	0%	85%	2%	12%	1%
Transformação de área natural	m ²	1,69 X 10 ⁻⁴	0%	9%	1%	3%	87%
Depleção de água	m ³	1,47 X 10 ⁻¹	0%	61%	15%	24%	0%
Depleção de metal	kg Fe eq	1,03 X 10 ⁻²	0%	61%	6%	33%	0%
Depleção fóssil	kg oil eq	2,71 X 10 ⁻²	0%	65%	9%	26%	0%

Tabela 3: Contribuição relativa de cada processo no impacto total de cada categoria para a produção de soja.

Categoria de impacto	Soybean	Lime fertilizer	Liming, broadcaster	Gypsum mineral	Tillage ploughing	Sowing	Fertilising broadcaster	Soybean Seed	Sowing, seeder	Single superphosphate production
						hidraulic broadcaster				
Mudanças climáticas	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	4%	1%	2%
Depleção de ozônio	0%	1%	0%	0%	0%	0%	1%	2%	4%	6%
Acidificação terrestre	4%	0%	1%	0%	2%	1%	2%	2%	3%	14%
Eutrofização de água doce	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	2%	1%	38%
Eutrofização marinha	5%	0%	1%	0%	3%	2%	3%	5%	3%	5%
Toxicidade humana	82%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	2%	1%	3%
Formação de foto oxidantes	5%	0%	1%	0%	3%	2%	3%	2%	4%	4%
Formação de material particulado	1%	0%	0%	0%	1%	0%	1%	2%	2%	5%
Ecotoxicidade terrestre	90%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	2%	0%	0%
Ecotoxicidade em água doce	69%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	2%	0%	9%
Ecotoxicidade marinha	7%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	2%	3%	17%
Radiação ionizante	0%	2%	1%	0%	1%	1%	1%	2%	8%	23%
Ocupação de área agrícola	98%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	2%	0%	0%
Ocupação de área urbana	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	2%	2%	4%
Transformação de área natural	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	3%	0%	0%
Depleção de água	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	2%	5%	31%
Depleção de metal	0%	0%	0%	0%	1%	0%	0%	2%	11%	23%
Depleção fóssil	0%	1%	1%	0%	1%	1%	1%	2%	10%	16%

Continua...

Tabela 3: Contribuição relativa de cada processo no impacto total de cada categoria para a produção de soja. Continuação.

Categoria de impacto	SFT prod.	MAP prod. for P2O5	Phosphate rock	KCl	MAP prod. for N	Pesticide, unspecified	2,4-D	Organo phosphorus-compound,	Pyrethroid-compound	Benzimidazole-compound
Mudanças climáticas	1%	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Depleção de ozônio	5%	2%	0%	8%	1%	48%	0%	1%	0%	0%
Acidificação terrestre	10%	4%	0%	5%	2%	2%	0%	1%	0%	1%
Eutrofização de água doce	31%	2%	0%	4%	1%	2%	0%	4%	0%	0%
Eutrofização marinha	4%	2%	0%	4%	1%	6%	0%	2%	0%	1%
Toxicidade humana	2%	1%	0%	2%	0%	1%	0%	0%	0%	0%
Formação de foto oxidantes	3%	1%	0%	3%	0%	1%	0%	0%	0%	0%
Formação de material particulado	3%	1%	0%	2%	1%	1%	0%	0%	0%	0%
Ecotoxicidade terrestre	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Ecotoxicidade em água doce	7%	2%	0%	1%	1%	2%	0%	0%	0%	0%
Ecotoxicidade marinha	14%	6%	0%	7%	3%	3%	0%	0%	0%	0%
Radiação ionizante	16%	6%	0%	9%	3%	3%	0%	1%	0%	0%
Ocupação de área agrícola	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Ocupação de área urbana	35%	16%	0%	9%	7%	0%	0%	0%	0%	0%
Transformação de área natural	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Depleção de água	17%	5%	0%	8%	2%	4%	0%	1%	0%	0%
Depleção de metal	13%	5%	0%	16%	2%	3%	0%	0%	0%	2%
Depleção fóssil	11%	5%	0%	14%	2%	5%	0%	1%	0%	0%

Continua...

Tabela 3: Contribuição relativa de cada processo no impacto total de cada categoria para a produção de soja. Continuação.

Categoria de impacto	Glyph- osate	Atrazine	Bipyridylum compound	Comb. harves.	Transp.	Applic. herbicide field prep	Applic. plant protection products	Applic. herb. post harvest	Land tenure primary forest	Land tenure shrub.	Land tenure grass.	Elec.
Mudanças climáticas	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	60%	11%	16%	0%
Depleção de ozônio	7%	0%	3%	3%	2%	0%	2%	1%	2%	0%	0%	0%
Acidificação terrestre	2%	0%	0%	3%	2%	2%	14%	1%	19%	4%	0%	0%
Eutrofização de água doce	12%	0%	0%	1%	1%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%
Eutrofização marinha	2%	0%	0%	3%	2%	3%	20%	2%	19%	4%	0%	0%
Toxicidade humana	1%	0%	0%	1%	0%	0%	1%	0%	3%	1%	0%	0%
Formação de foto oxidantes	1%	0%	0%	3%	2%	3%	19%	2%	32%	6%	0%	0%
Formação de material particulado	1%	0%	0%	1%	1%	1%	5%	1%	59%	11%	0%	0%
Ecotoxicidade terrestre	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	5%	1%	0%	0%
Ecotoxicidade em água doce	2%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	3%	1%	0%	0%
Ecotoxicidade marinha	3%	0%	0%	2%	1%	0%	2%	1%	24%	5%	0%	0%
Radiação ionizante	5%	0%	0%	4%	3%	0%	3%	2%	4%	1%	0%	0%
Ocupação de área agrícola	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Ocupação de área urbana	1%	0%	0%	1%	2%	0%	1%	1%	5%	1%	14%	0%
Transformação de área natural	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	56%	40%	0%	0%
Depleção de água	6%	0%	0%	2%	4%	0%	2%	1%	0%	0%	0%	6%
Depleção de metal	2%	0%	0%	5%	4%	1%	5%	3%	1%	0%	0%	0%
Depleção fóssil	5%	0%	0%	6%	4%	0%	5%	2%	5%	1%	0%	0%

Apêndice E

Tabela 1. Comparação entre os resultados caracterizados para a soja mato-grossense realizando a expansão do sistema com o milho produzido nos EUA , média global, Alemanha, França, Suíço convencional e Suíço orgânico. Com exceção de um inventário do EUA todos os outros foram obtidos do Ecoinvent.

Categoria de impacto	EUA ^e	EUA ^a	Global	Alemanha	França	Suíço Convencional	Suíço orgânico	Media	Coefficiente variação
Mudanças climáticas	1,61	1,70	1,60	1,60	1,66	1,62	1,70	1,64	3%
Depleção de ozônio	$1,55 \times 10^{-8}$	$2,28 \times 10^{-8}$	$1,51 \times 10^{-8}$	$1,38 \times 10^{-8}$	$-8,10 \times 10^{-10}$	$1,68 \times 10^{-8}$	$1,88 \times 10^{-8}$	$1,46 \times 10^{-8}$	51%
Acidificação terrestre	$1,14 \times 10^{-4}$	$-1,74 \times 10^{-3}$	$8,23 \times 10^{-5}$	$-3,94 \times 10^{-3}$	$-3,36 \times 10^{-3}$	$-6,16 \times 10^{-4}$	$-3,56 \times 10^{-3}$	$-1,86 \times 10^{-3}$	-95%
Eutrofização de água doce	$3,16 \times 10^{-6}$	$-2,23 \times 10^{-5}$	$2,98 \times 10^{-6}$	$-3,96 \times 10^{-5}$	$-2,99 \times 10^{-5}$	$2,43 \times 10^{-5}$	$2,40 \times 10^{-5}$	$-5,32 \times 10^{-6}$	-482%
Eutrofização marinha	$-1,39 \times 10^{-3}$	$-2,14 \times 10^{-3}$	$-1,39 \times 10^{-3}$	$-4,22 \times 10^{-3}$	$-4,15 \times 10^{-3}$	$-4,21 \times 10^{-3}$	$-4,63 \times 10^{-3}$	$-3,16 \times 10^{-3}$	-46%
Toxicidade humana	$2,21 \times 10^{-1}$	$2,29 \times 10^{-1}$	$2,21 \times 10^{-1}$	$2,22 \times 10^{-1}$	$2,27 \times 10^{-1}$	$2,11 \times 10^{-1}$	$2,14 \times 10^{-1}$	$2,21 \times 10^{-1}$	3%
Formação de foto oxidantes	$2,40 \times 10^{-3}$	$2,58 \times 10^{-3}$	$2,38 \times 10^{-3}$	$2,55 \times 10^{-3}$	$2,65 \times 10^{-3}$	$2,44 \times 10^{-3}$	$2,65 \times 10^{-3}$	$2,52 \times 10^{-3}$	5%
Formação de material particulado	$2,09 \times 10^{-3}$	$1,97 \times 10^{-3}$	$2,06 \times 10^{-3}$	$1,71 \times 10^{-3}$	$1,81 \times 10^{-3}$	$2,03 \times 10^{-3}$	$1,75 \times 10^{-3}$	$1,92 \times 10^{-3}$	8%
Ecotoxicidade terrestre	$-9,58 \times 10^{-4}$	$-4,45 \times 10^{-3}$	$-9,60 \times 10^{-4}$	$1,01 \times 10^{-3}$	$-1,80 \times 10^{-3}$	$-3,25 \times 10^{-4}$	$1,26 \times 10^{-3}$	$-8,89 \times 10^{-4}$	-216%
Ecotoxicidade em água doce	$-7,10 \times 10^{-4}$	$-1,11 \times 10^{-3}$	$-6,69 \times 10^{-4}$	$8,20 \times 10^{-4}$	$-1,23 \times 10^{-3}$	$-3,17 \times 10^{-4}$	$9,23 \times 10^{-4}$	$-3,28 \times 10^{-4}$	-266%
Ecotoxicidade marinha	$3,40 \times 10^{-4}$	$2,91 \times 10^{-4}$	$3,33 \times 10^{-4}$	$7,28 \times 10^{-4}$	$4,98 \times 10^{-4}$	$4,09 \times 10^{-4}$	$6,48 \times 10^{-4}$	$4,64 \times 10^{-4}$	36%
Radiação ionizante	$2,77 \times 10^{-3}$	$9,58 \times 10^{-3}$	$3,13 \times 10^{-3}$	$-1,31 \times 10^{-3}$	$-1,90 \times 10^{-2}$	$3,08 \times 10^{-3}$	$4,48 \times 10^{-3}$	$3,93 \times 10^{-4}$	2324%
Ocupação de área agrícola	1,82	1,64	1,82	1,62	1,60	1,52	1,41	1,63	9%
Ocupação de área urbana	$-1,97 \times 10^{-3}$	$1,49 \times 10^{-2}$	$-1,97 \times 10^{-3}$	$1,49 \times 10^{-2}$	$1,49 \times 10^{-2}$	$3,59 \times 10^{-3}$	$1,32 \times 10^{-2}$	$8,24 \times 10^{-3}$	98%
Transformação de área natural	$2,59 \times 10^{-2}$	$2,60 \times 10^{-2}$	$2,59 \times 10^{-2}$	$2,60 \times 10^{-2}$	$2,60 \times 10^{-2}$	$2,59 \times 10^{-2}$	$2,59 \times 10^{-2}$	$2,59 \times 10^{-2}$	0%
Depleção de água	$9,76 \times 10^{-2}$	$4,31 \times 10^{-1}$	$8,00 \times 10^{-2}$	$4,61 \times 10^{-1}$	$4,17 \times 10^{-1}$	$2,55 \times 10^{-1}$	$3,18 \times 10^{-1}$	$2,94 \times 10^{-1}$	53%
Depleção de metal	$1,33 \times 10^{-2}$	$2,62 \times 10^{-2}$	$1,33 \times 10^{-2}$	$2,62 \times 10^{-2}$	$2,62 \times 10^{-2}$	$1,69 \times 10^{-2}$	$1,88 \times 10^{-2}$	$2,01 \times 10^{-2}$	30%
Depleção fóssil	$4,03 \times 10^{-3}$	$1,49 \times 10^{-2}$	$3,03 \times 10^{-3}$	$1,49 \times 10^{-2}$	$2,43 \times 10^{-2}$	$1,88 \times 10^{-2}$	$3,89 \times 10^{-2}$	$1,70 \times 10^{-2}$	72%

EUA^e utiliza o inventário do milho dos EUA do Ecoinvent

EUA^a utiliza o inventário do milho dos EUA do Agrifootprint

Apêndice F

Tabela1. Impactos da produção de milho médio de 2008 a 2012 e apenas para o ano de 2012, onde as entradas de insumos foram 22% maiores, mas o rendimento aumentou 24%.

Categoria de impacto	Unidade	Media 2008 a 2012	2012
Mudanças climáticas	kg CO ₂ eq	$2,11 \times 10^{-1}$	$2,12 \times 10^{-1}$
Depleção de ozônio	kg CFC-11 eq	$8,89 \times 10^{-9}$	$8,75 \times 10^{-9}$
Acidificação terrestre	kg SO ₂ eq	$8,19 \times 10^{-4}$	$7,76 \times 10^{-4}$
Eutrofização de água doce	kg P eq	$1,61 \times 10^{-5}$	$1,47 \times 10^{-5}$
Eutrofização marinha	kg N eq	$3,79 \times 10^{-5}$	$3,60 \times 10^{-5}$
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	$5,39 \times 10^{-2}$	$5,33 \times 10^{-2}$
Formação de foto oxidantes	kg NMVOC	$7,31 \times 10^{-4}$	$6,60 \times 10^{-4}$
Formação de material particulado	kg PM10 eq	$3,25 \times 10^{-4}$	$3,01 \times 10^{-4}$
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DB eq	$1,46 \times 10^{-5}$	$1,41 \times 10^{-5}$
Ecotoxicidade em água doce	kg 1,4-DB eq	$1,48 \times 10^{-4}$	$1,46 \times 10^{-4}$
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DB eq	$2,50 \times 10^{-4}$	$2,44 \times 10^{-4}$
Radiação ionizante	kBq U235 eq	$3,91 \times 10^{-3}$	$3,72 \times 10^{-3}$
Ocupação de área agrícola	m ² a	1,10	$8,85 \times 10^{-1}$
Ocupação de área urbana	m ² a	$3,83 \times 10^{-3}$	$3,45 \times 10^{-3}$
Transformação de área natural	m ²	$1,69 \times 10^{-4}$	$1,40 \times 10^{-4}$
Depleção de água	m ³	$1,47 \times 10^{-1}$	$1,40 \times 10^{-1}$
Depleção de metal	kg Fe eq	$1,03 \times 10^{-2}$	$9,69 \times 10^{-3}$
Depleção fóssil	kg oil eq	$2,71 \times 10^{-2}$	$2,66 \times 10^{-2}$

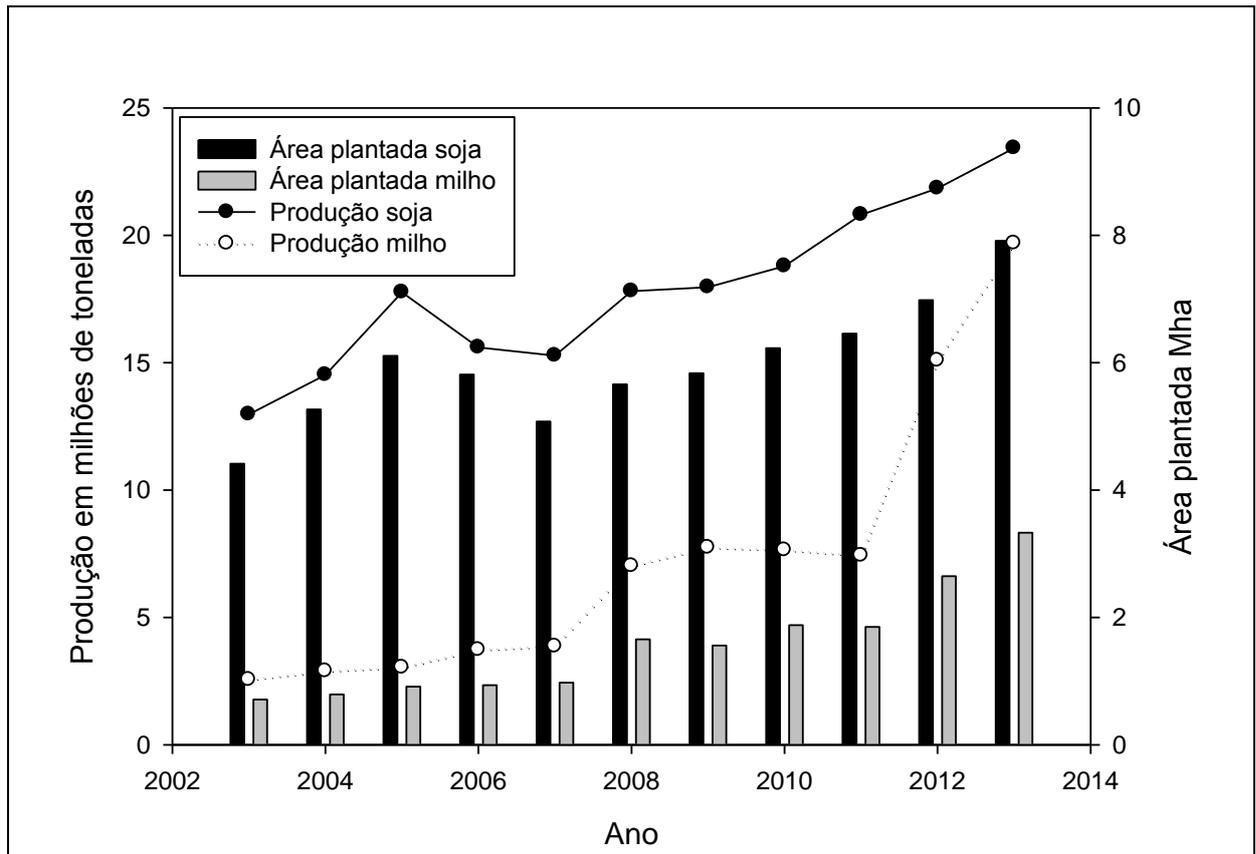


FIGURA 1. Produção de soja e milho safrinha (milhões de toneladas) e área plantada de soja e milho (milhões de hectares) para o Mato Grosso. Dados IBGE.

APÊNDICE G

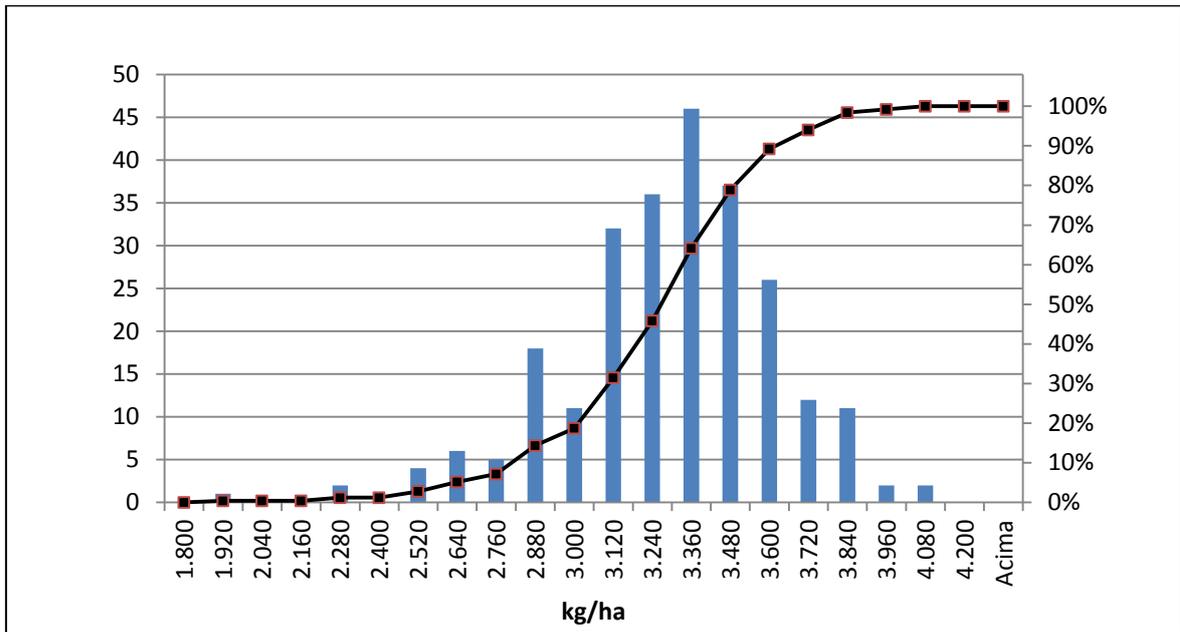


Figura 1: Histograma do rendimento da soja

Da distribuição dos rendimentos da safra 2008 a 2012, 50% estão entre 3.048 e 3.466 kg/ha, os 10% piores estão entre 1.800 e 2.819 kg/ha enquanto que os 10% melhores estão entre 3.616 e 4.044 kg/ha. Dos 10% melhores 19 registros são da região norte, 2 da leste, 2 do sul e 3 do oeste. Dos 10% piores 3 são do norte, 6 da leste, 7 do sul e 9 do oeste.

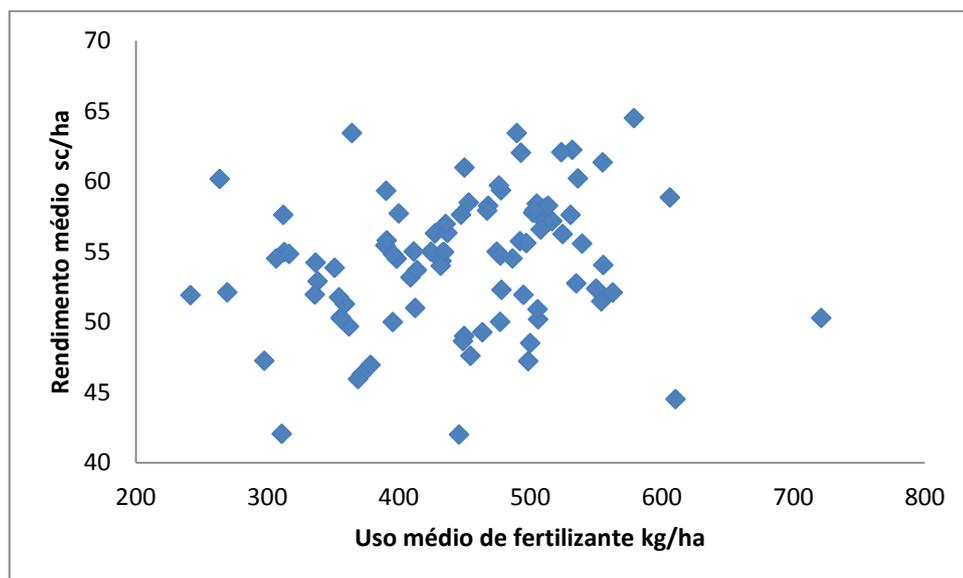


Figura 2. Rendimento médio da soja por propriedade em sc/ha e uso médio de fertilizantes por propriedade em kg/há

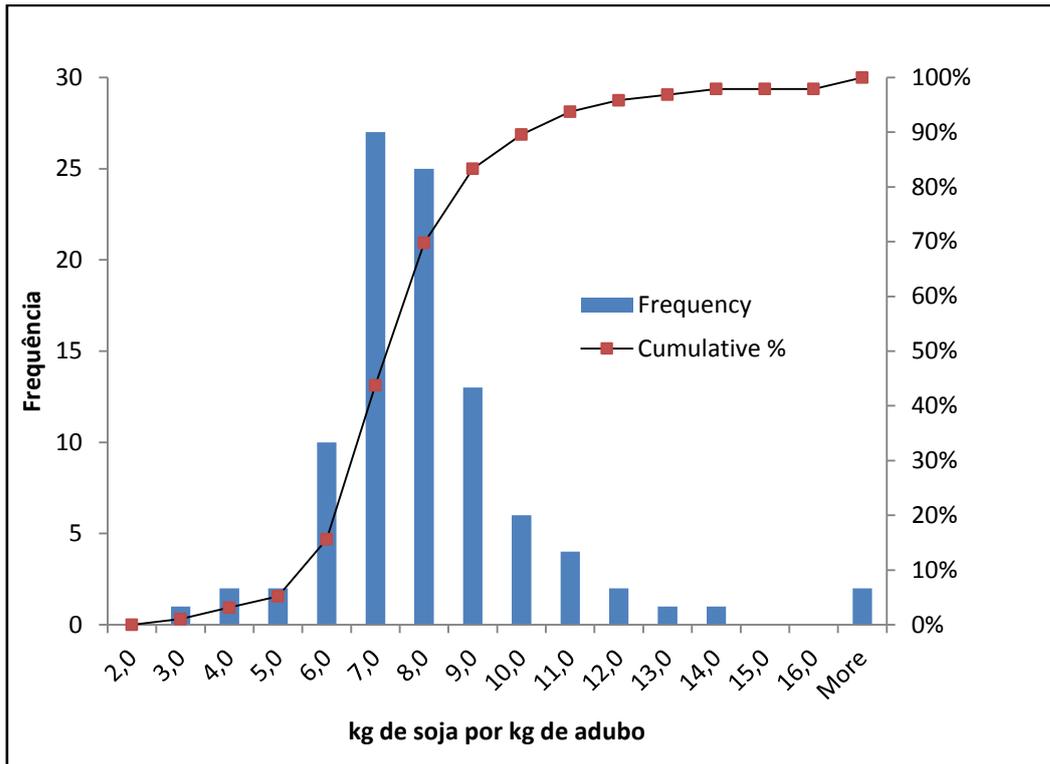


Figura 3. Histograma da relação entre kg de soja produzida por kg de fertilizante total utilizado.

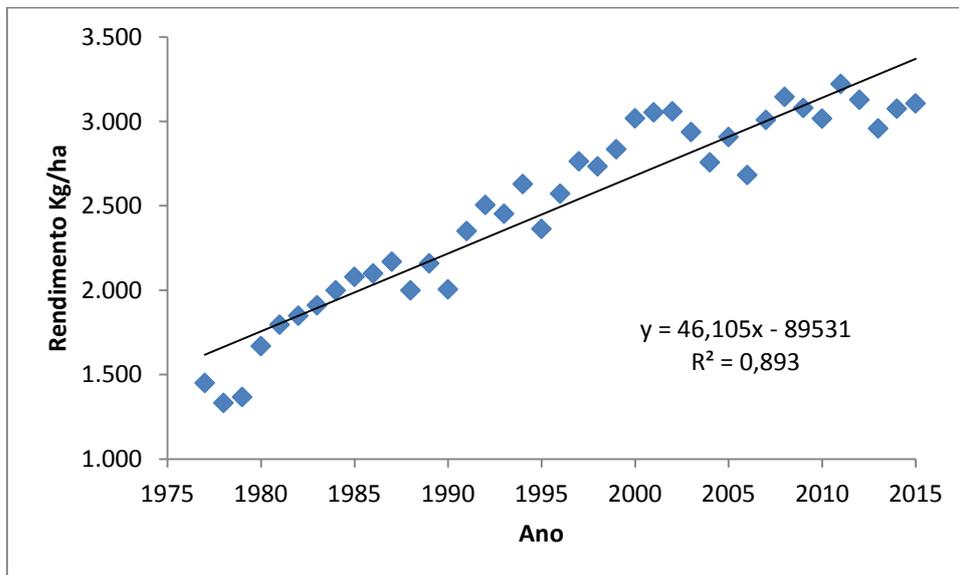


Figura 4. Evolução do rendimento, em kg/ha, da soja mato grossense de 1977 até 2015, dados do IBGE.