

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E
SANEAMENTO AMBIENTAL

**EMPREGO DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA PARA
LEVANTAMENTO DOS DESEMPENHOS AMBIENTAIS DO
BIODIESEL DE GIRASSOL E DO ÓLEO DIESEL**

PORTO ALEGRE, 2009

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

**EMPREGO DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA PARA
LEVANTAMENTO DOS DESEMPENHOS AMBIENTAIS DO
BIODIESEL DE GIRASSOL E DO ÓLEO DIESEL**

ROGÉRIO RODRIGUES SALLABERRY

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Luiz Fernando de Abreu Cybis

Banca Examinadora

Prof. Dr. Gino Roberto Gehling IPH/UFRGS

Profª. Cláudia Alcaraz Zini IQ/UFRGS

Prof. Armando Caldeira Pires ENM/UnB

Porto Alegre, dezembro de 2009

APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do Prof. Luiz Fernando de Abreu Cybis, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

*“Pra entender...
...nada disso é tudo
e tudo isso é fundamental”*

Humberto Gessinger (1988)

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Dr. Luiz Fernando Cybis, pela confiança em mim depositada, aceitando-me como orientado e dando-me suporte necessário para o desenvolvimento do presente trabalho.

À colega Ana Passuello, pelo primeira conversa sobre ACV, na distante Campo Grande/MS, no distante setembro de 2005.

Aos colegas do IPH, Enio, Giovana, Guilherme, Rafael e Marcio. Só nós sabemos o que realmente aconteceu naqueles corredores e, para mim, foi o apoio de vocês que manteve a chama acesa.

Ao CNPq, por conceder-me bolsa de mestrado.

À Prof^a Dr^a Elina Bastos Caramão (IQ-UFRGS), por abrir as portas e, sobretudo, pela atenção dedicada.

À Prof^a Dr^a Laíza Canielas Krause (UFPel), pelo acompanhamento na usina de biodiesel, pelo tempo e atenção dedicados.

Aos meus pais, Clóvis e Maria Regina, pela sabedoria e, sobretudo, pelo amor.

À minha família, tios, primos e irmãos, meu eterno agradecimento.

Aos meus amigos, especialmente MSc. Diego Altieri da Silveira, MSc. Diego Grandó e Daniel Rech, pelo apoio nas horas boas e nas horas ruins.

À Laura, pelo amor incondicional.

Aos filmes de guerra e às canções de amor.

RESUMO

Este trabalho avaliou o desempenho ambiental do biodiesel obtido de óleo de girassol e metanol, através da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), mediante identificação e quantificação da energia e materiais consumidos, e das emissões ao longo do ciclo de vida, com o objetivo de analisar os impactos sobre o ambiente e avaliar as possibilidades de melhoria. Adicionalmente, foram comparados os resultados obtidos para o biodiesel com os do ciclo de vida do óleo diesel, ambos desempenhando a mesma função de combustível para motores diesel. Neste estudo, foram analisadas cinco categorias de impacto que representaram as principais ações da produção e uso do óleo diesel e biodiesel no ambiente: acidificação, aquecimento global, eutrofização, uso de energia não-renovável e oxidação fotoquímica. O que se pôde observar, dentro do escopo desse estudo, é que o biodiesel, em comparação com o óleo diesel, reduz o uso de energia não-renovável e aquecimento global. Por outro lado, o uso do biodiesel aumenta os impactos da acidificação e eutrofização. Ainda, o uso do óleo diesel causa mais impacto relativamente à oxidação fotoquímica, embora as emissões do uso do biodiesel também sejam relevantes. Considerando-se os escores normalizados, o maior impacto do biodiesel é a acidificação (45,5%), seguido da eutrofização (24,6%), aquecimento global (12,9%), energia não-renovável (12,9%) e oxidação fotoquímica (4,1%). O maior impacto do diesel é o aquecimento global (43,8%), seguido da energia não-renovável (43,4%), oxidação fotoquímica (9,0%), acidificação (3,5%) e eutrofização (0,3%). Observou-se também que a obtenção da matéria-prima óleo vegetal e a combustão são as etapas dentro do ciclo de vida do biodiesel com maior impacto, dentre as categorias selecionadas. Isso torna as técnicas agrícolas de plantio e manejo de fertilizantes, bem como a eficiência de motores ciclo diesel, fatores cruciais para o desempenho como um todo do biodiesel. Uma cuidadosa atenção a estas etapas é altamente relevante para que o biodiesel seja considerado contribuinte das soluções mitigadoras da alteração do clima e da poluição antrópica.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida, ACV, biodiesel, diesel, girassol.

ABSTRACT

This study evaluated the environmental performance of biodiesel from sunflower oil and methanol through the Life Cycle Assessment (LCA), through identification and quantification of energy, material consumption, and emissions throughout the life cycle. The objective of this work was analysis of environmental impacts, along with the assessment of process improvements. Additionally, results obtained for biodiesel were compared with those of the life cycle of diesel, both performing the same function as fuel for diesel engines. In this study, five environmental impact categories representing environmental burdens, in the production chain and use of diesel and biodiesel, were analysed: acidification, global warming, eutrophication, use of non-renewable energy and photochemical oxidation. A reduction of the use of non-renewable energy and global warming was observed when comparing biodiesel with diesel fuels. On the other hand, the use of biodiesel increases acidification and eutrophication. Yet, the use of diesel fuel causes more impact related to photochemical oxidation, although emissions are also relevant, when biodiesel is utilised. Considering the normalized scores, the largest impact of biodiesel is the acidification (45.5%), followed by eutrophication (24.6%), global warming (12.9%), non-renewable energy (12.9%) and photochemical oxidation (4.1%). The largest impact of the diesel is global warming (43.8%) followed by non-renewable energy (43.4%), photochemical oxidation (9.0%), acidification (3.5%) and eutrophication (0.3%). It was also observed that the processes of sunflower seeds production and fuel combustion are the steps in the life cycle of biodiesel with the largest impact among the selected processes. As a consequence planting and fertilizer management, and the efficiency of diesel engine are crucial factors to the overall performance of biodiesel. A careful attention should be given to these stages in order to have a biodiesel that can be considered as a solution to climate change and anthropogenic pollution.

Keywords: Life Cycle Assessment, LCA, biodiesel, diesel, sunflower

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	iii
AGRADECIMENTOS	v
RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
SUMÁRIO	viii
LISTA DE TABELAS	x
LISTA DE FIGURAS	xii
LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS	xiv
1 Introdução	1
2 Objetivos	2
3 Revisão Bibliográfica	3
3.1 Avaliação do Ciclo de Vida	3
3.1.1 O que é Avaliação do Ciclo de Vida?	3
3.1.2 Origem da ACV	4
3.1.2.1 Primeiros anos	4
3.1.2.2 Rápido crescimento	5
3.1.2.3 Atualmente	6
3.1.3 A abordagem do ciclo de vida	7
3.1.4 Características principais da ACV	8
3.1.4.1 Limitações da técnica	8
3.1.5 A metodologia da ACV	9
3.1.5.1 Definição de objetivo e escopo	10
3.1.5.2 Análise de inventário	14
3.1.5.3 Avaliação de impacto	19
3.1.5.4 Interpretação	27
3.1.6 Softwares	31
3.1.6.1 Função matemática da ACV	32
3.2 Óleo diesel	33
3.2.1 Definição	33
3.2.2 Obtenção do óleo diesel	34
3.3 Biodiesel	35
3.3.1 Matéria-Prima: Óleo vegetal	36
3.3.2 Outras matérias-primas	37
3.3.3 Processo industrial	38
3.3.4 Desempenho ambiental do biodiesel	38
3.4 Girassol	41
3.5 Metanol	41
3.6 ACV de biodiesel	43
3.6.1 Estudos comparativos de ACV	46
3.6.2 Impactos relevantes para ACV de biocombustíveis	47
3.6.2.1 Acidificação aquática	47
3.6.2.2 Aquecimento global	50
3.6.2.3 Energia não-renovável	52
3.6.2.4 Eutrofização aquática	52

3.6.2.5	Oxidação fotoquímica.....	54
4	Estudo de caso.....	55
4.1	Definição de objetivo e escopo	55
4.2	Análise do inventário.....	58
4.2.1	Energia Elétrica.....	59
4.2.2	Produção de Óleo Diesel.....	60
4.2.3	Transporte (uso do óleo diesel).....	61
4.2.4	Produção de Fertilizantes	62
4.2.5	Correção da acidez do solo.....	64
4.2.6	Produção de Semente de Girassol.....	65
4.2.7	Produção de Óleo de Girassol	67
4.2.8	Produção de Metanol	69
4.2.9	Produção de Biodiesel.....	70
4.2.10	Uso do Biodiesel.....	72
4.2.11	Consolidação do inventário	73
4.2.11.1	Ciclo de vida do óleo diesel.....	73
4.2.11.2	Ciclo de vida do biodiesel.....	74
4.2.11.3	Emissão do inventário do diesel e biodiesel	76
4.3	Avaliação de impacto	78
4.3.1	Classificação e caracterização	80
4.3.2	Normalização e agrupamento.....	81
4.3.3	Avaliação da mistura entre óleo diesel e biodiesel.....	82
4.4	Interpretação.....	83
4.4.1	Análise de contribuição.....	83
4.4.1.1	Cenário óleo diesel.....	83
4.4.1.2	Cenário biodiesel.....	85
4.4.2	Análise de consistência	93
4.4.3	Análise de integridade.....	94
4.4.4	Análise de sensibilidade.....	94
4.4.4.1	Correção de acidez do solo	99
4.4.5	Análise de incertezas - Monte Carlo	101
5	Resumo dos resultados	102
6	Conclusões.....	105
7	Recomendações.....	106
8	Referências bibliográficas.....	107
9	Anexos.....	125
9.1	Fatores de caracterização	125

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Série de normas de ACV no Brasil.....	4
Tabela 2 Principais metodologias de análise do impacto.....	22
Tabela 3 Categorias de impacto e dano do IMPACT2002+	23
Tabela 4 Alguns dos softwares para ACV disponíveis no mercado.....	31
Tabela 5 Origem dos dados dos processos elementares.....	58
Tabela 6 Inventário da produção de energia elétrica	59
Tabela 7 Inventário da produção de óleo diesel	61
Tabela 8 Inventário do uso de óleo diesel para transporte.....	62
Tabela 9 Inventário da produção de fertilizante K ₂ O	63
Tabela 10 Inventário da produção de fertilizante N	63
Tabela 11 Inventário do fertilizante P ₂ O ₅	64
Tabela 12 Inventário da produção de sementes de girassol	67
Tabela 13 Inventário da produção de óleo de girassol.....	68
Tabela 14 Inventário da produção de metanol	70
Tabela 15 Inventário da produção de biodiesel	71
Tabela 16 Alteração nas emissões para B100, em relação ao óleo diesel.....	72
Tabela 17 Inventário do uso do biodiesel.....	72
Tabela 18 Fatores de escala dos processos elementares do sistema diesel.....	73
Tabela 19 Dados de entrada adotados para modelagem dos processos de transporte no sistema diesel	73
Tabela 20 Fatores de escala dos processos elementares do sistema biodiesel.....	75
Tabela 21 Dados de entrada adotados para modelagem dos processos de transporte no sistema biodiesel	75
Tabela 22 Participação de cada processo elementar do sistema biodiesel no consumo de óleo diesel e eletricidade.....	76
Tabela 23 Inventário consolidado do diesel e biodiesel	77
Tabela 24 Categorias de impacto selecionadas	78
Tabela 25 Origem dos fatores de caracterização das categorias selecionadas	79
Tabela 26 Fatores de normalização adaptados para o Brasil.....	79
Tabela 27 Impactos ambientais do sistema diesel e biodiesel.....	80
Tabela 28 Resultado normalizado dos impactos ambientais do diesel e biodiesel	81

Tabela 29 Identificação das contribuições relevantes para o ciclo de vida do óleo diesel	85
Tabela 30 Atendimento dos indicadores de consistência.....	93
Tabela 31 Indicadores de consistência dos dados do sistema biodiesel	94
Tabela 32 Contribuição dos processos relevantes (acima de 1%) em cada categoria de impacto	95
Tabela 33 Variação da acidificação pela variação da emissão de amônia na produção de semente de girassol	96
Tabela 34 Variação da eutrofização pela variação do uso de fertilizante P ₂ O ₅ na produção de semente de girassol	97
Tabela 35 Variação do uso de energia não-renovável pela variação do uso de diesel na produção de semente de girassol	98
Tabela 36 Inventário da produção de calcário (mínimo 38% CaO e MgO)	99
Tabela 37 Variação dos impactos ambientais do sistema biodiesel pela adição do processo de correção de acidez.....	100
Tabela 38 Parâmetros adotados na simulação Monte Carlo	101
Tabela 39 Fatores de caracterização, ao nível de impacto, utilizados no estudo de caso, por categoria de impacto, e por ordem de grandeza	125

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Ciclo de vida do produto ou serviço	3
Figura 2 Esquema representativo de uma Abordagem do Ciclo de Vida	7
Figura 3 Estrutura da ACV.....	9
Figura 4 Dimensões da ACV.....	11
Figura 5 Processo elementar: diversas possibilidades de entradas e saídas.....	16
Figura 6 Exemplo de um processo, seu impacto e dano associados.....	21
Figura 7 Estrutura geral da avaliação de impacto IMPACT 2002+	24
Figura 8 Processo elementar.....	33
Figura 9 Fluxograma simplificado do processo de obtenção do óleo diesel.....	34
Figura 10 Processo industrial comum de produção de biodiesel.....	38
Figura 11 Variação das principais emissões em diferentes misturas de biodiesel	39
Figura 12 Diagrama de produção do metanol	42
Figura 13 Fluxograma básico da produção e uso de combustível.....	44
Figura 14 Fluxograma básico da produção e uso de óleo diesel	56
Figura 15 Fluxograma básico da produção e uso de biodiesel.....	57
Figura 16 Modelo da extração de petróleo e gás natural e da produção de diesel em refinaria	60
Figura 17 Produção de óleo de girassol	68
Figura 18 Fluxograma representativo da produção do metanol.....	69
Figura 19 Fluxograma do processo de produção do biodiesel	71
Figura 20 Fluxograma do sistema diesel.....	73
Figura 21 Fluxograma do sistema biodiesel.....	74
Figura 22 Caracterização dos impactos ambientais do diesel e do biodiesel.....	80
Figura 23 Distribuição dos escores normalizados das cinco categorias de impacto selecionadas para os sistemas diesel e biodiesel.....	81
Figura 24 Desempenho ambiental da mistura de biodiesel e diesel	82
Figura 25 Contribuição relativa de cada processo no ciclo de vida do óleo diesel.....	83
Figura 26 Contribuição de cada processo do sistema óleo diesel nas categorias de impacto selecionadas.....	84
Figura 27 Contribuição das categorias de impacto nos processos elementares do sistema óleo diesel	84

Figura 28 Contribuição da produção de diesel e eletricidade no ciclo de vida do biodiesel ...	86
Figura 29 Contribuição relativa de cada processo no ciclo de vida do biodiesel.....	86
Figura 30 Contribuição das categorias de impacto nos processos elementares do sistema biodiesel	87
Figura 31 Contribuição de cada processo do sistema biodiesel nas categorias de impacto selecionadas.....	88
Figura 32 Identificação dos hot spots da acidificação aquática.....	89
Figura 33 Identificação dos hot spots para o aquecimento global.....	90
Figura 34 Identificação dos hot spots do uso de energia não-renovável	91
Figura 35 Identificação dos hot spots da eutrofização aquática	92
Figura 36 Identificação dos hot spots da oxidação fotoquímica	93
Figura 37 Desempenho ambiental da mistura de biodiesel e diesel pela variação da emissão de amônia.....	96
Figura 38 Desempenho ambiental da mistura de biodiesel e diesel pela variação do uso de fertilizante P_2O_5	97
Figura 39 Desempenho ambiental da mistura de biodiesel e diesel pela variação do uso do trator.....	98
Figura 40 Histograma da simulação Monte Carlo para as categorias selecionadas	101

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

APP – Área de proteção permanente

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ACV – Avaliação do Ciclo de Vida (*Life Cycle Assessment, LCA*)

ANP – Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis

Bq – bequeréis, unidade de atividade radioativa

BXX – Óleo diesel com mistura de biodiesel (ex: B20 = 20% de biodiesel)

CFC – Grupo clorofluorcarbono

COV – Carbono orgânico volátil

EPA – Agência ambiental norte-americana (*U.S. Environmental Protection Agency*)

EEA – Agência ambiental europeia (*European Environment Agency*)

GEE – Gases do efeito estufa

GLP – Gás liquefeito de petróleo

IMPACT2002+ – Metodologia de avaliação de impacto, de Jolliet et al. (2003)

IPCC – Painel intergovernamental de mudança climática (*Intergovernmental Panel on Climate Change*)

ISO – Organização internacional para padronização (*International Organization for Standardization*)

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

MME – Ministério de Minas e Energia

NO_x – Grupo de óxidos de nitrogênio

ONU – Organização das Nações Unidas

PNPB – Plano Nacional de Produção de Biodiesel

SETAC – *Society of Environmental Toxicology and Chemistry*

SMP – Indicador de Shoemaker, Maclean e Pratt, método de análise e correção de acidez do solo, que se baseia no poder tampão do solo

tep – tonelada equivalente de petróleo

UF – unidade funcional

UNEP – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (*United Nations Environment Programme*)

Notação matemática: 10 = 1,00E+01 = 1,00 x 10¹

1 Introdução

Até que a mistura de óleo diesel com um éster derivado de óleo vegetal (ou gordura animal), comumente chamado de biodiesel, entre em combustão em um veículo automotor, existe uma longa jornada percorrida. Enquanto o óleo diesel origina-se da destilação do petróleo, o biodiesel, ou B100, é obtido pela reação química chamada transesterificação. Na distribuidora, o B100 é adicionado ao óleo diesel de acordo com uma fração estipulada por lei e a mistura é distribuída para o consumidor final em postos de combustíveis. Em cada uma dessas etapas, recursos e energia foram utilizados e poluentes foram lançados para o ar, para o meio aquático e para o solo, antes sequer de o combustível entrar em combustão. Esses poluentes contribuem para a alteração no clima, modificação do ecossistema, danos à saúde humana e outros impactos indesejáveis para o homem e para o ambiente.

No Brasil, o consumo de óleo diesel no setor de transporte rodoviário foi cerca de 35 bilhões de litros em 2008, o que corresponde a 52% da energia utilizada no setor e 12% do consumo energético anual brasileiro (MME, 2009). O uso desse combustível fóssil contribui com relevância para o uso de recursos e para a emissão de poluentes. A adição de biodiesel propõe alterar esse quadro. A hipótese inicial é que o biocombustível reduz o uso de recursos, a emissão dos gases do efeito estufa e a poluição urbana de uma maneira geral. Em contrapartida, o uso da terra e todo o fardo ambiental da agropecuária implicam em impactos de efeito local relevantes.

Poderia o biodiesel atender à demanda nacional crescente sem aumentar os impactos ambientais? A resposta é impossível de ser dada com o conhecimento atual, mas um passo adiante leva a identificar as atividades mais poluentes dentro do ciclo de vida do biocombustível, bem como os benefícios da redução do uso de combustíveis de origem fóssil.

A medição dos impactos e do uso de recursos para produzir óleo diesel e biodiesel, com a clara intenção de apontar os impactos relevantes vai ao encontro de uma das metas do milênio propostas pela ONU de garantir o desenvolvimento sustentável. Para dimensionar essa problemática, pode ser utilizada a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) como ferramenta de medição do desempenho ambiental do biodiesel em comparação com do óleo diesel.

Este trabalho tem o objetivo de levantar os desempenhos ambientais do biodiesel de girassol e do óleo diesel, utilizando o método da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

2 Objetivos

Avaliar os aspectos ambientais e impactos potenciais associados ao ciclo de vida do biodiesel de éster metílico de girassol e do óleo diesel, utilizando o método da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

Com base neste contexto, são apresentados como objetivos específicos:

- » Aprofundar o conhecimento da ferramenta avaliação do ciclo de vida;
- » Aplicar a ferramenta ACV ao longo do ciclo de vida do biodiesel e diesel;
- » Comparar o desempenho ambiental do biodiesel com do óleo diesel (cenário de referência);
- » Avaliar o desempenho ambiental do biodiesel de girassol e apontar etapas críticas em seu ciclo de vida.
- » Verificar o desempenho ambiental da mistura de biodiesel no diesel;

3 Revisão Bibliográfica

Esse capítulo foi organizado de modo a revisar o estado da arte da avaliação do ciclo de vida, as matérias-primas, os principais estudos de ACV de biocombustíveis, que servirão de referência para a análise das categorias selecionadas dos impactos ambientais.

3.1 Avaliação do Ciclo de Vida

A avaliação do desempenho ambiental, e dos impactos potenciais associados ao ciclo de vida de um produto ou serviço, necessita de metodologia para atribuir ao produto o uso de recursos, disposição de resíduos e emissão de poluentes. Decidir o que é relevante, e o que não o é, para o produto ou serviço em consideração, pode ser tão difícil quanto decidir adequadamente qual é o ciclo de vida do produto ou serviço. Este é o cenário para a ACV e a razão para sua crescente importância, como ferramenta, para medir o desempenho ambiental.

3.1.1 O que é Avaliação do Ciclo de Vida?

A ACV é uma ferramenta que permite avaliar o impacto ambiental potencial associado a um produto, ou serviço, durante seu ciclo de vida (Figura 1).

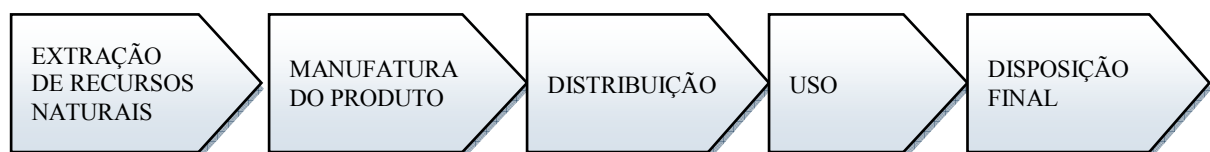


Figura 1 Ciclo de vida do produto ou serviço

Fonte: Chehebe (1997)

A ACV também permite identificar os processos que contribuem de forma mais significativa para o impacto ambiental de um produto ou serviço. Também denominada análise do ciclo de vida, ou análise do berço-ao-túmulo, ela representa as ferramentas e as técnicas projetadas para auxiliar a gestão ambiental e, por extensão, contribuir para o desenvolvimento sustentável. As ACVs de combustíveis podem também ser designadas por avaliação do ciclo de vida “do poço à roda”, em referência ao petróleo extraído de poços e o uso dos combustíveis em veículos automotores.

3.1.2 Origem da ACV

A ACV é um método relativamente jovem, que somente se tornou popular no início dos anos noventa. A metodologia precisou de algumas décadas para se tornar uma técnica acreditada. Apenas em 1997 foi lançada pela ISO (*International Organization for Standardization*) ISO14040 – *Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*, componente da série 14.000 de gestão ambiental; depois dela seguiram-se normas complementares. A partir de 2001, as normas da ACV foram convertidas para o padrão brasileiro de normas técnicas, iniciando com a criação da NBR ISO 14040 (Tabela 1).

Tabela 1 Série de normas de ACV no Brasil

NBR ISO	Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida	Ano
14040	Princípios e estrutura (#)	2009
14041	Definição de objetivo e escopo e análise de inventário (*)	2004
14042	Avaliação do impacto do ciclo de vida (*)	2004
14043	Interpretação do ciclo de vida (*)	2005
14044	Requisitos e orientações (§)	2009

Obs: As normas destacadas estão canceladas (*), atualizadas (#) e criadas (§).

3.1.2.1 Primeiros anos

A base conceitual da ACV começou a ser desenvolvida no início dos anos sessenta. Preocupações sobre as limitações das matérias-primas e fontes de energia aumentaram o interesse em encontrar soluções para a conta de energia em ascensão e para projetar futuras fontes de energia e seu uso. Em uma das primeiras publicações do gênero, Harold Smith relatou seu cálculo de necessidade de energia para produção da indústria química, na *World Energy Conference*, de 1963 (EPA, 2006).

Em 1969, a Coca-Cola elaborou um estudo pioneiro para medir o impacto ambiental de suas embalagens. O objetivo era avaliar a melhor embalagem, em se tratando de uso de recursos, seja vidro ou plástico. Os resultados apontaram o plástico como melhor escolha por se tratar de embalagem mais leve, reciclável e manufaturada dentro da fábrica. Embalagens mais leves consumiriam menos no transporte; se recicláveis usariam menos recursos (COCA-COLA, 2008). Nessa época, esse e outros estudos utilizavam dados derivados de fontes de pesquisa públicas, como documentos oficiais e artigos técnicos, uma vez que dados específicos para indústria inexistiam (EPA, 2006).

A crise energética dos anos setenta e o Clube de Roma influenciaram muito na preocupação geral dos problemas ambientais. O lançamento de livros como *Limits to Growth* (MEADOWS, 1974), e *Blueprint to Survival* (GOLDSMITH, 1972) resultaram em alvoroço geral pelas previsões pessimistas dos efeitos do crescimento da população e do aumento da demanda por matérias-primas finitas e recursos energéticos. A previsão do rápido esgotamento de combustíveis fósseis e mudanças no clima foram obtidas com base em cálculos estimativos mais detalhados de uso de energia na indústria. Durante esse período, cerca de doze estudos concomitantes foram executados para estimar custos e impactos para o ambiente, bem como uso de fontes de energia alternativas (EPA, 2006). Um dos resultados foi a criação de um sistema detalhado de balanço de entradas e saídas para analisar a energia requerida para manufaturar produtos. A ACV foi desenvolvida em paralelo e foi influenciada por este sistema. Ela estendeu a análise para incluir não somente a quantificação do uso de recursos energéticos, mas também outros recursos mássicos, bem como os impactos ambientais de emissões e da geração de resíduos (UNEP, 1996).

3.1.2.2 Rápido crescimento

Interesses na ACV cresceram a partir dos anos oitenta. Este crescimento pode ser relacionado à maior disponibilidade de estudos para consulta e ao desenvolvimento de metodologias mais consistentes para quantificação dos impactos em diferentes categorias ambientais (UNEP, 1996). Soma-se a isto o fato de que, alguns anos antes, a crise do petróleo contribuiu para aumentar a preocupação com o ambiente de forma geral. No entanto, as análises dos inventários continuavam a ser conduzidas de forma improvisada e quase sempre focadas no consumo de energia (EPA, 2006).

No fim nos anos oitenta, ocorreu uma situação confusa, quando relatórios ambientais de produtos similares contiveram discrepâncias nos resultados. Isto porque eles se baseavam em diferentes metodologias, dados e terminologias. Rapidamente, àquela época, tornou-se claro que havia uma necessidade de padronização nos relatórios ambientais. A consequência foi o surgimento de encontros para debater a metodologia da ACV (UNEP, 1996). Segundo Markovic (1998), uma série de seminários realizados na Europa e nos Estados Unidos no início da década de noventa culminou com a publicação do Código de Práticas da ACV em 1993, pela SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*), sociedade essa que se tornou o principal fórum de discussão científica em torno da ACV.

Em 31 de maio de 2000, o Fórum global de ministros do meio ambiente de Malmö afirmou, sob a luz das declarações de Estocolmo-72 e Rio-92, que a cultura ambiental, bem como a aplicação de ferramentas com indicadores ambientais para decisões sobre investimentos deveriam estar relacionadas com tecnologias mais eficientes e ambientalmente favoráveis (UNEP, 2000). Em 2002, as Nações Unidas através da UNEP (Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente) e da SETAC lançaram a Iniciativa do Ciclo de Vida.

3.1.2.3 Atualmente

A ideia do ciclo de vida tornou-se recentemente um foco na elaboração de políticas ambientais. Um claro exemplo é o conceito de IPP (*integrated product policy*), política que busca minimizar a degradação ambiental em todas as fases do ciclo de vida do produto, promovendo ações onde elas causam mais efeito (EC-EU, 2009). Na Ásia e nas Américas muitos países desenvolveram estratégias que também promoveram a ideia do ciclo de vida como um conceito-chave. Recentemente, houve um rápido crescimento no desenvolvimento das declarações ambientais do produto (EPD, ou *Environmental Product Declaration*), declarações estas que informam o desempenho ambiental dos produtos, muito importantes para comparações com efeito no mercado e no consumidor (IEC, 2008). Atualmente, a UNEP e a SETAC trabalham em uma abordagem holística chamada Abordagem do Ciclo de Vida, que coloca a reflexão sobre o ciclo de vida dentro dos projetos de produção mais limpa (P+L), *design* ambiental (DfE, *Design for the Environment*), rotulagem ambiental e consumo sustentável (SC, *Sustainable Consumption*) (UNEP, 2008).

As metodologias desenvolvidas nos anos noventa estão sendo constantemente atualizadas de acordo com as conclusões dos seminários e congressos. A base de dados europeia *ecoinvent* (FRISCHKNECHT et al., 2007), que possui um inventário diversificado dos diversos processos de produtos e serviços europeu, foi atualizada para a versão 2.0, em 2007 e integra algumas das ferramentas supracitadas de EPD, IPP e DfE .

Uma revista internacional inteiramente devotada à ACV, associada à Iniciativa do Ciclo de Vida, chamada *The International Journal of Life Cycle Assessment* (ISSN 0948-3349) publicou desde 1996 mais de mil artigos. Outras revistas como *Journal of Cleaner Production* e *Journal of Industrial Ecology* também tem destaque. As revistas *Biomass & Bioenergy* e *Renewable Energy* publicam diversos artigos sobre ACV de biocombustíveis.

No Brasil, ocorreu em 2008, o I Congresso Brasileiro de Gestão do Ciclo de Vida, em Curitiba (SALLABERRY & CYBIS, 2008).

No Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), foram desenvolvidas duas dissertações de mestrado utilizando a ACV. Ana Carolina Passuello utilizou a ACV para comparar o comportamento ambiental de caixas de madeira e papelão ondulado para o transporte de frutas (PASSUELLO, 2007), e Carlos Vicente John dos Santos utilizou técnicas de produção mais limpas e ACV aplicadas à indústria da construção civil (SANTOS, 2000).

Nos estudos do desempenho ambiental de combustíveis, a ACV participa de projetos diversos que incluem (ELCOCK, 2007): extração em poços profundos, manejo de fluidos e resíduos na indústria petroquímica, remediações, redução da emissão dos gases do efeito estufa (GEE), sequestro de carbono, políticas corporativas e tomadas de decisão.

3.1.3 A abordagem do ciclo de vida

Assim como os seres vivos, um produto manufaturado também tem um ciclo de vida. Onde os seres vivos se originam, se reproduzem e eventualmente morrem, produtos são originados de matérias-primas, usados por consumidores e eventualmente dispostos ou eliminados. O ciclo de vida de um produto é geralmente discriminado em fases (Figura 2).



Figura 2 Esquema representativo de uma Abordagem do Ciclo de Vida

Fonte: Adaptado de UNEP (2008)

Em cada fase do seu ciclo de vida, o produto interage com outros sistemas. Assim, os ciclos de vida são ciclos abertos. Para fazer um produto, empregam-se substâncias, energia,

trabalho, tecnologia e dinheiro, enquanto outras substâncias são emitidas para o ambiente. Produtos interagem com o ambiente (uso de recursos, uso da terra), com a economia (custos, lucros) e a sociedade (trabalho).

As decisões de como deve funcionar o ciclo de vida de um produto são baseadas em uma análise das consequências do ciclo como um todo. Os resultados são construídos sobre um balanço de características positivas e negativas. Para isso, a Abordagem do Ciclo de Vida transforma o pensamento unidirecional do critério econômico em um pensamento sistêmico (UNEP, 2005).

3.1.4 Características principais da ACV

A ACV é uma das várias técnicas de gestão ambiental. É a técnica mais apropriada a ser empregada no interesse de compreender e diminuir os possíveis impactos associados a produtos manufaturados e consumidos (ABNT, 2001). A ACV não aborda tipicamente os aspectos econômicos ou sociais de um produto, embora tratativas para a integração estejam em andamento (WEIDEMA, 2006).

A norma brasileira (ABNT, 2001) recomenda a metodologia da ACV como auxiliar na identificação de oportunidades para melhorar os aspectos ambientais dos produtos em vários pontos de seu ciclo de vida. A ferramenta também auxilia na tomada de decisões na indústria e serviço, na seleção de indicadores pertinentes de desempenho ambiental e no marketing. Outros exemplos de aplicação da ACV são: declaração ambiental, programa de rotulagem ecológica e declaração ambiental de produto.

3.1.4.1 Limitações da técnica

Pelo fato de todas as técnicas terem limitações, é importante compreender aquelas que estão presentes na ACV. Entre as limitações, incluem-se a natureza das escolhas e suposições, os modelos escolhidos para análise de inventário e impacto (SUH et al., 2004). Além destas, deve-se levar em consideração que as categorias de impacto globais e estudos amplos podem não ser adequados para aplicação em estudos de ACV bastante limitados geograficamente. Ainda, dados utilizados no inventário, que apresentam lacunas em informações, como dimensões temporais e espaciais, levam a aumentar o grau de incerteza sobre o resultado do estudo de ACV (ABNT, 2001).

De maneira geral, além das escolhas de quem vai conduzir o estudo de ACV, o modo como as incertezas serão medidas e analisadas também influenciam no resultado. Huijbregts et al. (2003) relacionam as categorias de impacto, cenário estabelecido e o modelo para cálculo das incertezas como fatores que influenciam com relevância o grau de incerteza.

3.1.5 A metodologia da ACV

A ACV detalhada, ou convencional, é uma técnica para avaliar aspectos ambientais e impactos potenciais associados a um produto mediante (ABNT, 2001):

- » A compilação de um inventário de entradas e saídas pertinentes de um sistema de produto;
- » A avaliação dos impactos ambientais potenciais associados a essas entradas e saídas;
- » A interpretação dos resultados das fases de análise de inventário e de avaliação de impactos em relação aos objetivos dos estudos.

A ACV deve incluir a definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impactos e interpretação de resultados, conforme ilustrado na Figura 3. As setas entre as fases nos dois sentidos indicam a natureza interativa da ACV.

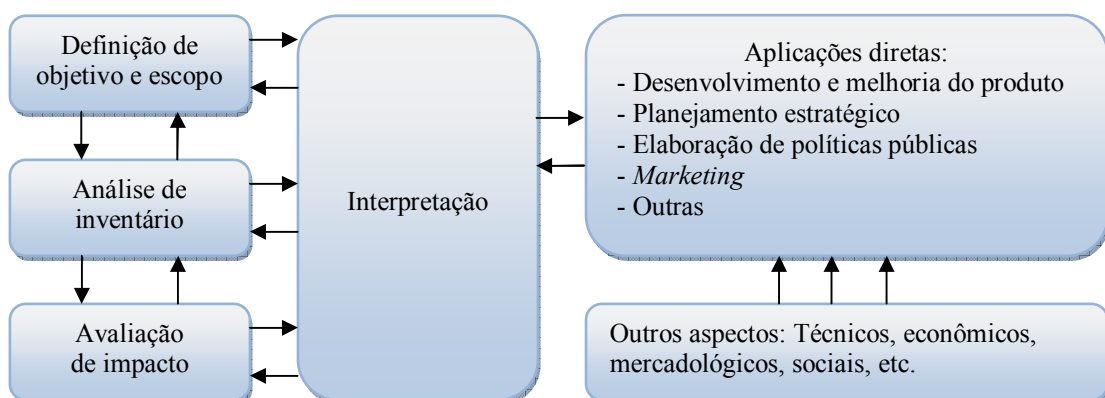


Figura 3 Estrutura da ACV

Fonte: ABNT (2001)

Os princípios, procedimentos e métodos são apresentados baseados na estrutura e terminologia ABNT (2001) nos itens seguintes.

3.1.5.1 Definição de objetivo e escopo

Na primeira etapa de definição de objetivo e escopo, o propósito do estudo e sua amplitude são definidos, envolvendo decisões importantes sobre fronteiras e a unidade funcional. Devem-se declarar ainda o emprego pretendido, os pretextos para conduzir o estudo e o público-alvo.

3.1.5.1.1 *Objetivo*

O objetivo deve ser único e sem margens para ambiguidade no campo de aplicação, incluindo as razões para condução e para quem os resultados serão comunicados. A definição do objetivo também deve especificar uso e os usuários dos resultados. O responsável, que visa alcançar o objetivo, necessita entender as propostas detalhadas do estudo para executar de maneira apropriada as decisões através do estudo.

O objetivo pode ser redefinido ao longo do estudo por motivos diversos como, por exemplo, por conta da interpretação dos resultados.

3.1.5.1.2 *Escopo*

A definição de escopo da ACV significa definir as fronteiras da avaliação, ou seja, o que está incluso no sistema e que método de avaliação deve ser usado. Dentro do escopo de qualquer estudo de ACV deve se considerar a função do produto, a unidade funcional, as fronteiras do sistema, procedimentos de alocação, tipos de impactos e metodologia de avaliação do impacto e interpretação, exigência de qualidade de dados e limitações assumidas. O escopo pode ser alterado, ou completado com informações adicionais de acordo com a condução do estudo, devido à natureza interativa da ACV.

O escopo deve ser suficientemente bem definido para garantir que a extensão e profundidade, bem como a largura estejam compatíveis com o objetivo. Conforme Chehebe (1997), as dimensões representadas na Figura 4 devem ser definidas de forma compatível e suficiente para atender ao objetivo do estudo estabelecido.

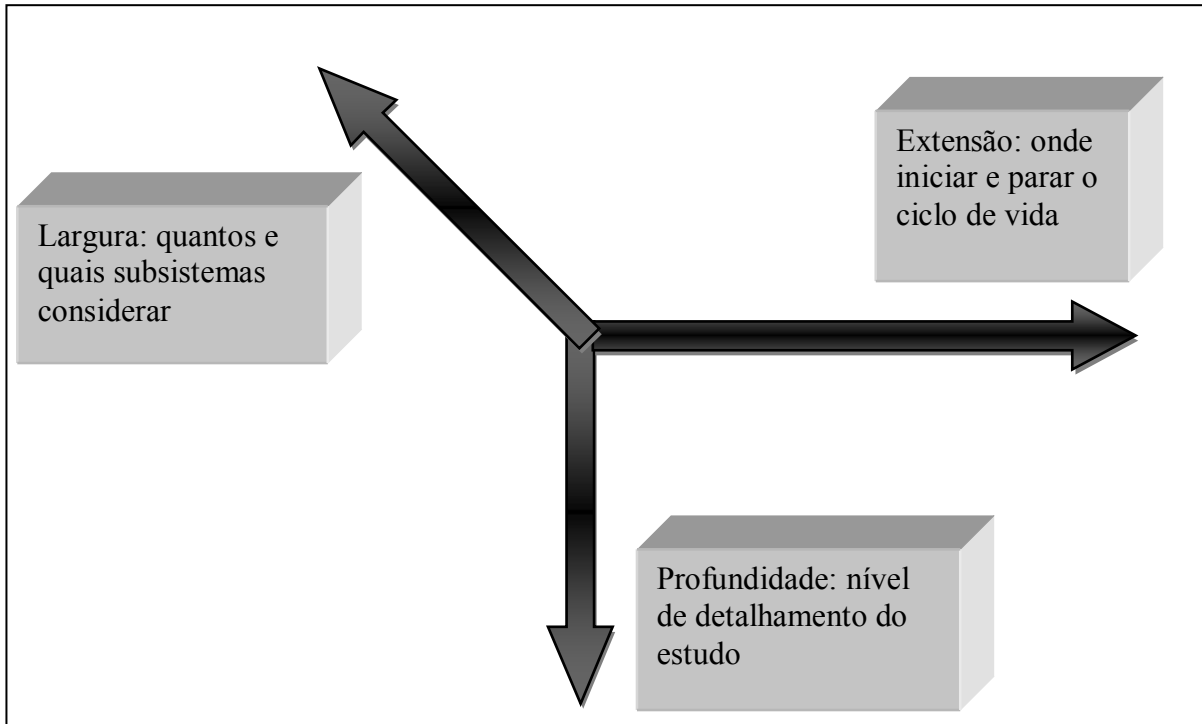


Figura 4 Dimensões da ACV

Fonte: Chehebe (1997)

Ainda segundo Chehebe (1997), a profundidade apropriada do estudo pode ser verificada comparando os resultados com outros estudos, inclusive os estudos de processos que participam da cadeia principal de produção. Se a diferença entre os dois é negligenciável, o limite pode ser restringido, excluindo-se o processo em questão.

3.1.5.1.3 *Unidade funcional*

A unidade funcional é a unidade básica da ACV. Todos os dados coletados na fase de inventário devem ser relacionados de acordo com a unidade funcional. Na definição da unidade funcional, é importante entender a utilidade do objeto em estudo. Geralmente a unidade funcional consiste em uma unidade e uma quantidade.

A proposta para o uso de uma unidade funcional é criar uma referência para a qual se guia a normalização dos dados de entrada e saída. Embora muitos produtos tenham várias funções, e possa ser difícil determinar qual é o produto principal, eles devem ser sempre comparados com base na igualdade de funcionalidade.

3.1.5.1.4 *Fronteiras do sistema*

As fronteiras do sistema definem os processos e os fluxos ambientais de entrada e saída a serem considerados no estudo de ACV. A definição das fronteiras é uma operação que envolve critérios subjetivos; é de extrema importância definir com clareza os critérios adotados. Neste sentido, os seguintes aspectos devem ser levados em conta (LUNDQUIST et al., 2001):

- » Funcional: define os estágios do ciclo de vida e o número de impactos a serem registrados para cada estágio do ciclo de vida;
- » Espacial: define os limites geográficos incluídos em cada impacto (local, nacional, continental, e global). A definição desses limites pode depender da natureza das emissões registradas;
- » Temporal: define o período sobre os quais os impactos são considerados. Depende da duração do ciclo de vida do produto, do tempo para processar a ACV, e a longevidade dos impactos no ambiente.

O sistema do produto deve ser modelado de forma a que as entradas e saídas na sua fronteira sejam fluxos elementares. No entanto, não há suficiente tempo, dados ou recursos para realizar um estudo abrangente. O responsável pelo estudo de ACV deve decidir quais unidades de processo serão estudadas em detalhes. Recursos não devem ser gastos com a quantificação de entradas e saídas de processos que não irão alterar significativamente as conclusões gerais do estudo. Qualquer omissão em algum processo, fluxo ou nas fases do ciclo de vida devem ser claramente justificados. Na falta de critério para delimitação das fronteiras do sistema, para que o objetivo seja alcançado, o grau de confiança nos resultados do estudo não deve ser comprometido.

3.1.5.1.5 *Qualidade dos dados*

A qualidade dos dados de entrada é muito importante para dar credibilidade ao estudo. Ela pode ser avaliada por diferentes modos. É importante que a qualidade dos dados seja descrita e avaliada de uma maneira sistemática que permita o controle da mesma. Os requisitos iniciais para os dados seguem os seguintes parâmetros (EEA, 1997):

- » Período da coleta: tempo desejável e tempo mínimo;

- » Cobertura geográfica: local em que os dados foram coletados e abrangência (local, regional, nacional, continental ou global);
- » Tecnologia: disponível, a melhor possível ou pior caso.

Descrições complementares, como a natureza dos dados medidos pelo estudocomparações com dados de literatura, e dados estimados, ou calculados, devem ser observadas. Independentemente da fonte, os seguintes dados indicadores de qualidade devem ser considerados, de acordo com o objetivo e escopo (EEA, 1997):

- » Precisão: medida da variação dos dados para cada processo unitário (ex: variância);
- » Integridade: porcentagem de dados primários (coletados pelo estudo) sobre o potencial de dados possíveis de serem coletados em um processo unitário;
- » Representatividade: avaliação qualitativa do grau de confiança da amostra em relação à população total que o dado reflete;
- » Consistência: avaliação qualitativa da uniformidade da aplicação da metodologia sobre os vários componentes da análise;
- » Reprodutibilidade: avaliação qualitativa da extensão na qual as informações sobre a metodologia e os dados permitem a um crítico independente reproduzir os resultados demonstrados no relatório.

Sempre que um relatório for ser utilizado para corroborar um estudo comparativo divulgado em público, a qualidade dos dados acima referidos deve ser incluída. Não importa qual a metodologia de avaliação, ou se o interesse é interno ou externo, a avaliação dos dados deve garantir para o estudo (EEA, 1997):

- » Ter poucas suposições e ser o mais simplificado possível;
- » Especificar data de coleta, período e métodos de aquisição, se possível;
- » Garantir que as operações representadas nos dados representem as operações do estudo;
- » Verificar a confiabilidade de dados locais com outra fonte;
- » Verificar a confiabilidade de dados externos comparando com diversas fontes.

3.1.5.2 Análise de inventário

A análise de inventário é a fase da avaliação do ciclo de vida que envolve a compilação e a quantificação de entradas e saídas para um determinado sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida (ABNT, 2001). Nessa fase é elaborada uma lista que contém as quantidades de recursos e energia utilizados, e de poluentes emitidos ao ambiente. O resultado pode ser segregado por etapas do ciclo de vida, por meios físicos (ar, água, solo), processos específicos ou por qualquer combinação (EPA, 2006). Além disso, na fase de inventário tem-se a oportunidade de refinar as fronteiras do sistema, pois o processo de coleta de dados é iterativo. Uma vez que os dados são coletados, reavalia-se o sistema, podendo acontecer que novos requisitos de dados ou limitações sejam identificados (REBITZER et al., 2004).

A fase de compilação dos dados é frequentemente a mais trabalhosa e morosa, embora muitos produtos possuam processos comuns a todos os estudos. Como exemplos podem ser citados energia, transporte e tratamento de resíduos (REBITZER et al., 2004). Portanto, a utilização de dados existentes é especialmente interessante, principalmente se o estudo de ACV se torna rotineiro para o desenvolvimento de produtos em uma empresa.

A análise de inventário é resultado de uma lista de intervenções ambientais associadas com o produto, ou com a função do produto. Tanto a lista quanto a análise são denominadas inventário, embora sejam procedimentos diferentes. A análise do inventário pode produzir outros parâmetros agregados também. Exemplos incluem a quantidade total de resíduos produzidos ou o consumo total de energia.

Heijungs et al. (1992) sugeriu quatro etapas para análise do inventário: fluxograma do ciclo de vida, coleta e armazenamento de dados, aplicação de procedimento de alocação e emissão da tabela do inventário. Nos itens seguintes foi revisada a análise de inventário através do fluxograma do ciclo de vida, coleta e armazenamento de dados, aplicação de procedimento de alocação, validação dos dados e relacionamento de dados.

3.1.5.2.1 Fluxograma do ciclo de vida

O fluxograma do ciclo de vida, na prática, é o início da fase de análise do inventário. Consiste em um desenho, ou esboço, do ciclo de vida de um produto, onde se conectam os processos como: extração de matéria-prima, manufatura e transporte (HEIJUNGS, 1992). A maior contribuição do fluxograma é delimitar as fronteiras entre processo.

Para delinear as entradas e saídas, devem estas serem rastreadas a partir da unidade funcional. Isso cria uma fronteira natural entre o produto e o ambiente à sua volta. A cadeia dos processos é quebrada apenas quando existe a reciclagem de um ou vários produtos de outros ciclos de vida (LUNDQUIST, 2001). Não existe um único procedimento para todos os estudos de ACV, em se tratando de critérios de corte ou alocação (EKVALL & TILLMAN, 1997).

A extração de matéria-prima do ambiente é considerada o início do ciclo de vida (HEIJUNGS, 1992). Embora o processamento de resíduos seja considerado o fim do ciclo de vida, ele é tratado como um processo econômico que afeta o ambiente através de consumo de matéria-prima e emissões. Similarmente, o tratamento de efluentes realizado antes de uma substância ser introduzida em um ciclo de vida faz parte do sistema do produto (LUNDQUIST, 2001).

Heijungs et al. (1992) fazem outras recomendações sobre como montar um fluxograma do ciclo de vida:

- » Cada processo tem, pelo menos, uma saída de produto ou serviço;
- » Cada produto da saída de um processo se conecta na entrada de outro processo, com exceção do último processo, que é o produto ou serviço em si, que está relacionado com a unidade funcional;
- » Não há a necessidade de se estender o diagrama para contemplar os subprodutos de um processo ou a aplicação útil de algum material residual;
- » O fluxograma deve indubitavelmente cobrir os processos que geram produtos ou processos que geram emissões relevantes para o ambiente.

3.1.5.2.2 Coleta e armazenamento de dados

Após a montagem da estrutura do ciclo de vida, através do fluxograma, segue-se o procedimento de coleta de dados. Basicamente, levantam-se dados referentes a fluxos ambientais e econômicos (Figura 5).



Figura 5 Processo elementar: diversas possibilidades de entradas e saídas

Fonte: Adaptado de Heijungs et al. (1992)

Os dados são apresentados por médias e desvios padrão (GUINÉE et al., 2006). A quantidade de dados pode ultrapassar o razoável e sua coleta pode tomar muito tempo (UNEP, 2005). Por isso, existem instituições que conservam bancos de dados para consulta, principalmente sobre processos recorrentes (*background processes*) como energia, transporte e gerenciamento de resíduos. Elcock (2007, p. 137) apresenta extensa lista de base de dados disponíveis em todos os continentes. Alguns bancos de dados bastante consultados estão na Europa como o *ecoinvent*, da Suíça (FRISCHKNECHT et al., 2007) e do software GaBi4 (PE, LBP, 2002). Os norte-americanos utilizam frequentemente o modelo GREET, fornecido pelo Departamento de Energia (publicações de Wang et al., 1997, 1999 e 2003). Os dados coletados da literatura, ou de outra forma, também seguem os requisitos mínimos de qualidade.

O fluxograma do ciclo de vida, definido na etapa anterior, é importante para a construção da planilha eletrônica porque ele define as relações hierárquicas entre os processos, ou entre os subsistemas. Essas relações numéricas se tornam fonte de “fatores de

proporcionalidade” (EPA, 2006), que são as relações quantitativas que refletem as contribuições relativas de cada subsistema para o sistema total.

Por exemplo, certo dado de inventário para a produção de um ingrediente X, matéria-prima de certa barra de sabão, é desenvolvido para a produção de 1.000 toneladas (de X). Para produzir 1.000 toneladas de barras de sabão, são necessárias 250 toneladas de X, considerando perdas e eficiência. Então, para achar a contribuição de X para o sistema total, o dado de 1.000 toneladas de X é multiplicado por 0,25 (EPA, 2006).

A coleta de dados, qualitativos ou quantitativos, para inclusão no inventário, deve seguir a orientação do objetivo e escopo. Os procedimentos usados para a coleta de dados devem restringir-se às fronteiras do sistema delimitadas. Dados coletados pelo autor do estudo são chamados de dados primários. Para eles, algumas considerações significativas de cálculo são delineadas a seguir (ABNT, 2001):

- » Procedimentos de alocação são necessários quando se lida com sistemas que envolvem produtos múltiplos (por exemplo, produtos múltiplos do refino de petróleo). Os fluxos de materiais e de energia, assim como as liberações ao ambiente associadas, devem ser alocados aos diferentes produtos de acordo com procedimentos claramente estabelecidos, que devem ser documentados e justificados;
- » Convém que o cálculo do fluxo de energia leve em consideração os diferentes combustíveis e fontes de eletricidade usadas, a eficiência de conversão e distribuição do fluxo de energia, assim como as entradas e saídas associadas com a geração e o uso daquele fluxo de energia.

Refletindo sobre a natureza interativa da ACV, as decisões sobre os dados a serem incluídos ou excluídos deverá ser baseada na análise de sensibilidade para determinar sua significância. A primeira fronteira do sistema deve ser revista conforme critérios de corte estabelecidos no escopo. A análise de sensibilidade pode resultar na exclusão de (EEA, 1997):

- » Fases do ciclo de vida, quando estas mostrarem ser irrelevantes;
- » Fluxos que demonstram ser insignificantes nos resultados, ou;
- » Inclusão de novas unidades de processo que se mostram significantes.

Os resultados da análise de sensibilidade devem ser documentados, pois servem para limitar as movimentações subsequentes dos dados de entrada e saída que se mostram relevantes ou irrelevantes no estudo de ACV.

3.1.5.2.3 *Aplicação de procedimento de alocação*

Muitos processos normalmente executam mais de uma função ou fornecem mais de um bem ou material de saída (PRÉ, 2007). A carga ambiental desse processo deve ser repartida entre as diferentes funções ou saídas. Existem diferentes maneiras de se fazer essa atribuição. ABNT (2004) recomenda os seguintes procedimentos para lidar com a questão da alocação:

- » Evitar alocação, pela divisão do processo de tal forma que ele pode ser descrito por dois ou mais processos separados com saída única;
- » Aumentar as fronteiras do sistema e incluir processos que utilizam uma dada saída alocada como matéria-prima;
- » Se não for possível evitar, aplicar alocação.

A forma mais comum de alocação é a física, baseada em massa ou energia. Isto significa que o somatório das entradas e saídas de todos os processos a montante do processo alocado deve ser redistribuído entre os produtos proporcionalmente à sua massa ou energia contida (EKVALL & TILLMAN, 1997).

Por exemplo, se a serragem, co-produto da indústria da madeira, que representa 20% da massa total da madeira processada, tem valor econômico e não for considerada resíduo, herdará 20% do uso de recursos e emissões atribuídas ao ciclo de vida da madeira (PRÉ, 2007). Se fosse subproduto, ou resíduo, receberia nenhum fator de alocação, embora a distinção entre co-produto e subproduto nem sempre é muito clara. A serragem de madeira do exemplo tem valor econômico reduzido em relação ao produto principal. Se ela é matéria-prima para um produto de outro ciclo de vida (ex: tábua de aglomerado), a atribuição de um fardo de relativa magnitude para esse co/subproduto penalizaria qualquer ciclo de vida de produtos oriundos de co/subprodutos da indústria e provocaria uma redução artificial nos impactos do produto principal. Nesses casos, aplica-se um fator arbitrário que utiliza o critério econômico, do valor de mercado do produto e co-produtos. Fatores que consideram mais de um critério também são aceitos, desde que devidamente documentados e explicitados no objetivo e escopo.

3.1.5.2.4 *Validação dos dados*

A validação dos dados deve ser realizada durante o processo de coleta de dados. A validação sistemática pode apontar áreas onde a qualidade deve ser melhorada. Durante o processo de coleta de dados, a checagem deve ser constante. Os procedimentos de balanço de massa, balanço energético ou análise comparativa de fatores de emissão são bons indicadores de qualidade dos dados. A partir desses requisitos, fica mais fácil para os condutores do estudo detectar anomalias nos dados. Para cada categoria de dados pode haver relatórios onde são identificados os tratamentos realizados nos mesmos. Os resultados da validação podem alternar entre completa aceitação do dado, anulação do dado (zerar) ou substituição por valores de processos similares ou da literatura (EEA, 1997). Outros resultados que não sejam a aceitação completa dos dados refletem na qualidade do processo analisado e no ciclo de vida como um todo.

3.1.5.2.5 *Relacionando dados*

Dados coletados, recebidos de indústrias, retirados da literatura ou de outras fontes, são relacionados sempre com a unidade funcional do processo elementar. Dentro de um estudo de ACV, é normal encontrar entre as fontes, diversas unidades para um mesmo processo ou função. A indústria pode apresentar dados de consumo de energia por mês, por exemplo, ou um sistema de tratamento de efluentes pode apresentar dados de saída como miligramas de determinada substância diluída no efluente. Para cada processo elementar, uma unidade de referência deve ser determinada, porque os dados de entrada e de saída são calculados em relação à unidade referencial ou fluxo referencial.

Os fluxos somente devem ser agregados em um somatório final, se forem substâncias semelhantes ou impactos semelhantes. Para que a discriminação seja feita adequadamente, regras que cobrem todos os processos e fluxos do ciclo de vida do produto devem ser estipuladas no objetivo e escopo.

3.1.5.3 *Avaliação de impacto*

A avaliação de impacto do ciclo de vida é a terceira fase da ACV e pode ser expressa como a etapa de compreensão e avaliação da magnitude e significância dos impactos

ambientais potenciais de um produto ou serviço, identificada no inventário (ABNT, 2001 e EEA, 1997). Dentro dessa fase, podemos distinguir algumas etapas principais:

- » Seleção das categorias de impacto;
- » Classificação e Caracterização;
- » Normalização;
- » Ponderação;
- » Agrupamento.

A NBR ISO 14040 (ABNT, 2001) alerta para que a estrutura metodológica e científica para avaliação de impacto ainda está sendo desenvolvida; os modelos de categorias de impacto estão em estágios diferentes de desenvolvimento. Portanto, transparência é fundamental na avaliação de impacto para assegurar que as suposições sejam claramente descritas e relatadas.

Antes de discutir as etapas da avaliação do impacto, o subitem a seguir define a diferença entre impacto e dano.

3.1.5.3.1 Impacto x dano (midpoint x endpoint)

A diferença entre impacto (*midpoint*) e dano (*endpoint* ou *damage level*) é a distância entre o processo unitário e seu efeito. Visualizando em uma escala contínua, o processo (com suas entradas e saídas) é o início e, o ponto intermediário, é o impacto. O ponto final, ou seja, o efeito no ambiente e no homem é chamado de dano. Cada um possui seu mecanismo de transformação (algoritmo). Os estudos que terminam na avaliação do impacto chamam-se abordagem orientada ao problema e, os estudos que terminam avaliando as consequências no ambiente, chamam-se abordagem orientada ao dano. Esses efeitos no ambiente podem ser visualizados como uma ação sobre um aglomerado de “zonas de proteção” como, por exemplo, dano à saúde humana, aos recursos naturais, ao ambiente natural ou ao ambiente antrópico (GUINÉE et al., 2006).

As categorias de impacto e dano não devem ser misturadas (GUINÉE et al., 2006). Entretanto, ambas as aproximações podem ser utilizadas separadamente para examinar a sensibilidade do resultado da avaliação de impacto para as categorias escolhidas.

EPA (2006) dá um exemplo da diferença entre impacto e dano (Figura 6).

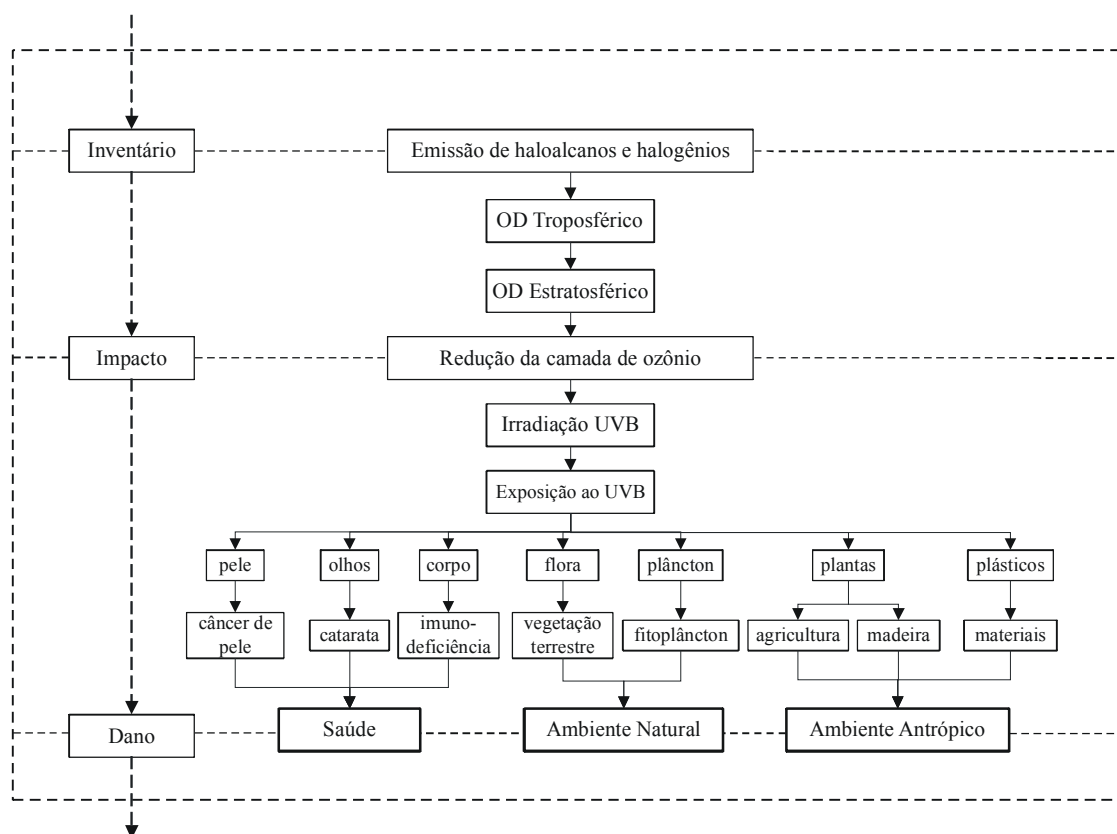


Figura 6 Exemplo de um processo, seu impacto e dano associados

Fonte: Adaptado de Jolliet et al. (2004) e EPA (2006)

Um ciclo de vida de um determinado produto emite, por exemplo, haloalcanos (ex: CFCs) e halogênios (ex: cloro, flúor). Isto resulta no aumento da concentração de íons cloreto e brometo na atmosfera. Estes íons destroem a camada de ozônio. Ao analisarmos sob o ponto de vista do impacto causado pelo ciclo de vida do produto, concluímos que as emissões geraram um potencial de redução (também chamado de depleção) da camada de ozônio (OD). Se analisarmos qual o dano à saúde, por exemplo, ao ambiente natural e antropogênico, verificamos que existe o potencial para geração de câncer de pele, dano à agricultura, dano à vida marinha e redução da capacidade imunológica humana; tudo isso devido ao aumento da exposição à radiação UVB, motivada pela redução da camada de ozônio.

3.1.5.3.2 Definição das categorias

A avaliação do impacto de um ciclo de vida começa pela definição das categorias de impacto consideradas. A escolha é baseada no tipo de informação coletada no inventário e os

limites impostos no objetivo e escopo. Para a tomada de decisão, alguns critérios importantes são (EEA, 1997 e GUINÉE et al., 2006):

- » que todos os fluxos ambientais relevantes estejam cobertos;
- » as categorias devem ser independentes;
- » as categorias sejam coerentes com o método de caracterização e;
- » que a lista seja de tamanho proporcional ao estudo.

Segundo Jolliet et al., 2003, duas principais escolas de métodos foram desenvolvidas:

- » Métodos clássicos de avaliação do impacto, ex: CML (GUINÉE et al., 2002) e EDIP (HAUSCHILD & WENZEL, 1998); trabalham com metodologia em estágio inicial de causa-efeito para limitar incertezas em um agrupamento impacto. O agrupamento dos impactos em categorias segue estratégia temática (ex: alteração no clima) ou agrupamentos aceitos (ex: ecotoxicidade);
- » Métodos orientados para o nível de dano, ex: Eco-Indicator 99 (GOEDKOOOP & SPRIENSMA, 1999) e EPS (STEEN, 1999); que tentam modelar a cadeia de causa-efeito até o nível de dano, algumas vezes com altos níveis de incerteza.

A Iniciativa do Ciclo de Vida (UNEP, 2008) recomenda utilizar as vantagens de cada abordagem. Em seu *site* há uma relação das metodologias em uso, como pode ser visualizado na Tabela 2.

Tabela 2 Principais metodologias de análise do impacto

Nome	País de Origem	Referência
CML 2002	Holanda	Guinée et al. (2002)
EDIP 2003	Suíça	Hauschild & Wenzel (1998)
Eco-Indicator 99	Holanda	Goedkoop & Spriensma (1999)
EPS	Suécia	Steen (1999)
IMPACT2002+	Suíça	Jolliet et al. (2003)
LIME	Japão	Itsubo & Inaba (2003)
LUCAS	Canadá	Bulle et al. (2007)
SALCA	Suíça	Nemecek & Erzinger (2005)
TRACI	EUA	Bare et al. (2003)

Fonte: Adaptado de UNEP (2008)

A IMPACT2002+ (JOLLIET et al., 2003) é uma metodologia de avaliação do impacto do ciclo de vida que propõe uma abordagem combinada entre impacto e dano, correlacionando todos os tipos de resultados do inventário com 14 categorias de impacto e quatro categorias de dano (Tabela 3).

Tabela 3 Categorias de impacto e dano do IMPACT2002+

Categoria de impacto	Unidade referência	Categoria dano	Unidade dano
Aquecimento global	kg _{eq} CO ₂ para o ar	Mudança no clima	kg _{eq} CO ₂ para o ar
Acidificação aquática	kg _{eq} SO ₂ para o ar	Qualidade do ecossistema	kg _{eq} SO ₂ para o ar
Ecotoxicidade aquática	kg _{eq} trietenoglicol para a água		PDF-m ² -ano
Eutrofização aquática	kg _{eq} PO ₄ ⁻⁻⁻ para água		kg _{eq} PO ₄ ⁻⁻⁻ para água
Uso da terra	m ² -ano-eq terra agrária orgânica		PDF-m ² -ano
Acidificação e nutrição terrestre	kg _{eq} SO ₂ para o ar		PDF-m ² -ano
Ecotoxicidade terrestre	kg _{eq} trietenoglicol para o solo		PDF-m ² -ano
Toxicidade humana	kg _{eq} cloroetano para o ar	Saúde	DALY
Radiação ionizante	Bq _{eq} C-14 para o ar		DALY
Redução da camada de ozônio	kg _{eq} CFC-11 para o ar		DALY
Oxidação fotoquímica	kg _{eq} eteno para o ar		DALY
Efeitos respiratórios	kg _{eq} particulado 2.5 para o ar		DALY
Extração de minérios	MJ	Recursos	MJ
Energia não-renovável	MJ		MJ

Fonte: Adaptado de Jolliet et al. (2003)

Para essa metodologia, novos conceitos e métodos foram desenvolvidos, especialmente no que se refere à toxicidade humana e ecotoxicidade. Fatores de dano para substâncias carcinogênicas e não-carcinogênicas também foram calculados. Diversas categorias de impacto foram adaptadas do Eco-Indicator 99 (FRISCHKNECHT et al., 2007) e do CML 2002 (GUINÉE et al., 2002). Todos os escores dos impactos são expressos em unidades de uma substância referência e estão relacionados com as quatro categorias de dano. A normalização pode ser realizada em ambos os níveis. Esses escores para caracterização estão disponíveis na internet e somam mais de 1.500 substâncias.

A metodologia IMPACT2002+ pode ser utilizada em diferentes softwares de análise de impacto disponíveis no mercado. Atualmente, esse método está pronto para ser utilizado no SimaPro (PRE, 2007) e GaBi4 (PE, LBP, 2002).

A Figura 7 mostra o esquema geral da estrutura da avaliação de impacto proposta por Jolliet et al. (2003), ligando todos os resultados da análise do inventário pelas categorias tradicionais de impacto até o fim, no nível de dano. Setas sólidas indicam modelo quantitativo disponível, setas tracejadas indicam relação conhecida, embora com incertezas. Qualquer seta indica que um percurso de um impacto “relevante” é conhecido, ou presumido, o qual existe

entre dois elementos. As categorias de impacto e setas mostradas dão uma visão inicial dos respectivos impactos, mas essa situação pode mudar sob a influência de novas perspectivas (JOLLIET et al., 2004).

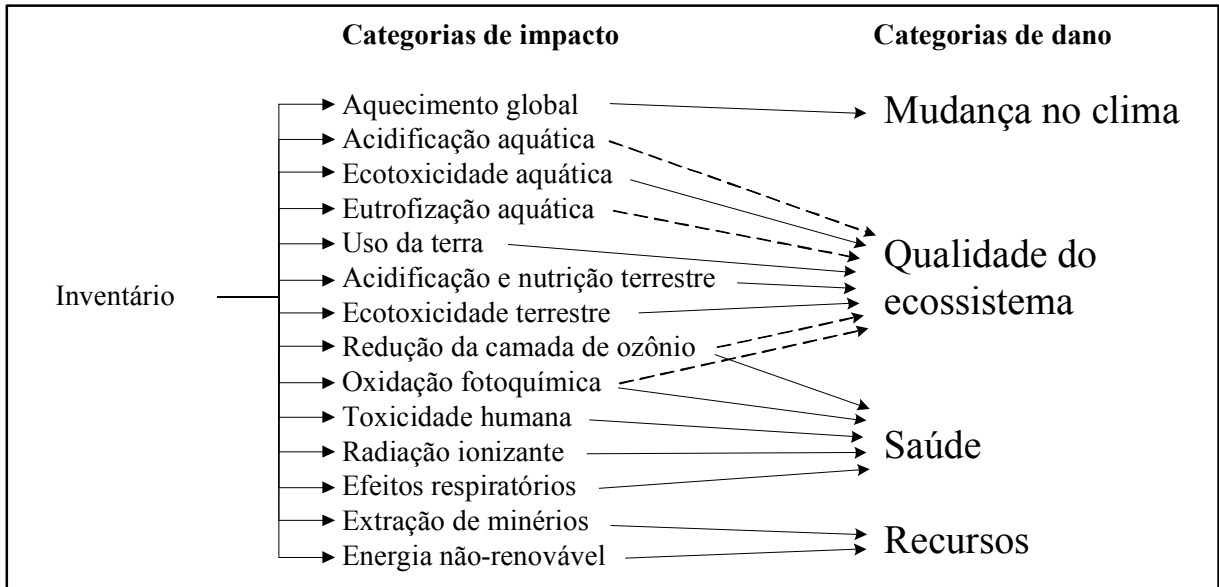


Figura 7 Estrutura geral da avaliação de impacto IMPACT 2002+

Fonte: Jolliet et al. (2003).

3.1.5.3.3 Classificação e caracterização

A classificação é uma etapa qualitativa que designa as entradas e saídas do inventário às categorias de impacto. O mecanismo de associação é definido pelo método utilizado.

Na primeira etapa, as categorias de impacto são selecionadas. Na classificação, os dados do inventário são relacionados às categorias de impacto específicas. Na caracterização, os dados do inventário são multiplicados por fatores de equivalência para cada categoria de impacto. Então, todos os parâmetros incluídos na categoria de impacto são somados e é obtido o resultado da categoria de impacto (COLTRO, 2007).

Algumas saídas contribuem para diferentes categorias de impacto, logo, são mencionadas em duplicidade (EEA, 1997). Por exemplo, o dióxido de carbono está relacionado somente com o aquecimento global, mas o metano é relacionado tanto como contribuinte para o aquecimento global quanto para o potencial de oxidação fotoquímica (HUMBERT, 2005).

Uma vez que as categorias de impacto foram definidas e que as entradas e saídas inventariadas foram distribuídas nas categorias, necessita-se definir a contribuição relativa de cada entrada e saída nas categorias de impactos selecionadas. Para caracterizar, as entradas e saídas são multiplicadas pelos seus respectivos fatores de caracterização (FC) antes de serem somados. Os resultados são chamados de escores dos indicadores ambientais.

Pennington et al. (2004) apresenta uma equação genérica de caracterização, sendo s uma determinada substância que atua sobre o ambiente:

$$\text{Indicador da categoria} = \sum_s \text{Fator de caracterização}_s \times \text{Emissões do inventário}_s \quad (3.1)$$

Os mesmos autores apresentam outra equação que ilustra alguns dos fatores de caracterização que se aproximam da ação sobre o ser humano e o ambiente natural:

$$\text{Fator de caracterização}_{(s,i,t)} = \sum_j \left(\frac{\text{Efeito}_{(s,j,t)}}{\text{Emissão}_{(s,i)}} \right) = \sum_j \left(\frac{\text{Destino}_{(s,j,t)}}{\text{Emissão}_{(s,i)}} \right) \cdot \left(\frac{\text{Exposição}_{(s,j,t)}}{\text{Destino}_{(s,j,t)}} \right) \cdot \left(\frac{\text{Efeito}_{(s,j,t)}}{\text{Exposição}_{(s,j,t)}} \right) \quad (3.2)$$

Sendo i o local de emissão, j o local da exposição do receptor e t o período durante o qual existe a contribuição para o impacto. Existem outras combinações de variáveis, dependendo da metodologia adotada e da categoria de impacto de interesse.

A interpretação desses escores deve ser menos confusa que uma lista de substâncias em termos de massa ou energia (EEA, 1997). Entretanto, um valor alto de um produto em determinada categoria não significa necessariamente que ele é mais impactante que o produto comparado. Outra categoria pode apresentar resultado inverso e a conclusão pode ser confusa.

3.1.5.3.4 Normalização

Normalização é uma etapa opcional dentro da ACV. Os resultados caracterizados para cada categoria podem ser normalizados de modo a relacioná-los a um valor de referência (UNEP, 1996). Desse modo, é possível relacionar os impactos do ciclo de vida de um produto para, por exemplo, as emissões globais. Isto é realizado dividindo-se a pontuação do potencial de aquecimento global pela taxa anual de aquecimento global (UNEP, 1996). Já outra publicação da UNEP (2003) esclarece que a normalização é a etapa que transforma cada valor de potencial em magnitudes relativas do potencial de impacto para cada categoria e apresenta o resultado em um formato adequado para a etapa subsequente de ponderação.

Pennigton et al. (2004) apresenta a equação genérica de normalização, onde k denota categoria de impacto, S o indicador da categoria da fase de caracterização e R o valor de referência:

$$N_k = S_k / R_k \quad (3.3)$$

Além disso, Guinée et al. (2002) sugerem que a normalização seja utilizada para verificar inconsistências. Os autores também informam que a escolha do sistema referencial é uma discussão atual, sendo quatro tipos de fatores são utilizados correntemente:

- 1) Fatores de referência para uma dada área (de local a global) em um dado ano;
- 2) Fatores de referência *per capita*, para uma dada área em um dado ano referencial;
- 3) Um cenário-base com fatores calculados para comparação com outro produto;
- 4) Fatores associados com hábitos de consumo de determinada população-alvo.

As duas primeiras são mais comumente utilizadas. Os fatores de normalização são determinados pela razão entre o valor do impacto por unidade de emissão, dividido pelo total do impacto de todas as substâncias da categoria específica (para o qual existe o fator de caracterização), por pessoa, por ano. A unidade de todos os valores normalizados (impacto ou dano) é expressa em $\text{pessoa} \times \text{ano} \div \text{unidade}_{\text{emissão}}$, sendo a unidade de emissão kg_{eq} , Bq_{eq} ou $\text{m}^2 \times \text{ano}$ (JOLLIET et al., 2003). Os autores ainda sugerem que, os resultados normalizados dos impactos em nível de dano, representem melhor os resultados no relatório final. Para os estudos que terminam em nível de impacto, também existem fatores de normalização (Europa) para este nível. Os resultados podem ser apresentados sob a forma de uma tabela ou de um gráfico. O gráfico pode ser absoluto ou relativo, nesse caso, cada coluna (categoria de impacto) refere-se ao maior valor, dito 100%; também chamado de normalização interna.

3.1.5.3.5 Ponderação

A ponderação tem o objetivo de ordenar, elencar ou agregar diferentes categorias de impacto em uma ordem de importância relativa (EEA, 1997). A ponderação utiliza-se de critérios definidos pelo objetivo e escopo e não é necessariamente considerada como resultado de aplicação de método científico, nem é plenamente aceita. O manual do SimaPro (PRE, 2007) descreve a ponderação como controversa e difícil, principalmente para categorias de impacto. Normalmente resultados ponderados são apresentados para justificar políticas

ambientais sob a forma de metas a serem atingidas. Por exemplo, o EPS (STEEN, 1999) trabalha com o indicador “disposição-para-pagar” (*willingness-to-pay*), como política pública sueca, para evitar que determinado impacto aumente.

3.1.5.3.6 Agrupamento

Agrupamento é uma etapa da avaliação de impacto na qual as categorias de impacto são agregadas em um ou mais conjuntos. Essa etapa opcional por norma pode ser realizada como um agrupamento simples, ou seja, um somatório de todos os escores de mesma unidade em um valor único. Entretanto, a norma também oferece outros dois procedimentos possíveis de se executar: agrupamento por afinidade ou por ordenamento.

O agrupamento por afinidade tem a finalidade de se somar os escores de categorias que possuem características em comum como, por exemplo, escala de alcance do impacto (global, regional, local) (PRE, 2007). O ordenamento é um tipo de agrupamento que necessita de critérios de hierarquia como, por exemplo, prioridade (alta, média ou baixa) (GUINÉE et al., 2002).

O resultado do agrupamento pode ser expresso em valores ou gráficos. Uma proposta de apresentação gráfica dos resultados foi utilizada pela montadora de automóveis Ford (SCHMIDT, 2007). No intuito de apresentar o desempenho ambiental de seu novo modelo, a montadora apresentou uma publicação contendo diversos indicadores ambientais sintetizados em um gráfico de representação multi-objetiva, também chamado de gráfico de radar. Este gráfico apresenta os diversos parâmetros, um em cada eixo, sendo que, o número de eixos varia de acordo com a necessidade. Os eixos podem representar vários parâmetros e podem representar diferentes escalas e unidades (GIANNETTI et al., 2007). No caso do agrupamento, em que todas as categorias já estão normalizadas na mesma unidade, basta representá-los no gráfico diretamente. A proposição é comparar o sistema de determinado estudo com o sistema ideal, ou cenário-base.

3.1.5.4 Interpretação

Interpretação é a fase da ACV na qual as constatações da análise do inventário e da avaliação do impacto são combinadas, de forma consistente, com o objetivo e o escopo, visando alcançar conclusões e recomendações (ABNT, 2001). Além disso, a interpretação

deve incluir a identificação dos impactos ambientais significativos, bem como a avaliação do estudo em relação a sua integridade, sensibilidade e consistência. Por fim, deve incluir as conclusões e recomendações de melhorias com a finalidade de reduzir os impactos ambientais significativos (ABNT, 2005).

A fase de interpretação interage com as outras três fases da ACV. Se os resultados da análise do inventário, ou da avaliação do impacto, não alcançarem os requisitos mínimos definidos no objetivo e escopo, então o inventário deve ser revisto com ações, por exemplo, de alterar as fronteiras do sistema, nova coleta de dados, etc; seguido por nova avaliação do impacto mais incorporado. Esse processo iterativo deve ser repetido até que os requisitos sejam atingidos de acordo com os seguintes passos (EEA, 1997):

- 1) Identificação das questões ambientais significativas;
- 2) Avaliação da metodologia e resultado, através da sua contribuição, consistência e integridade;
- 3) Verificação da consistência das conclusões de acordo com os requisitos do objetivo e escopo do estudo;

3.1.5.4.1 Análise de contribuição

Essa ferramenta tem a finalidade de identificar as questões ambientais significativas. Essa análise determina qual, ou quais processos, contribuem de forma significativa nos resultados. Embora uma ACV possa conter centenas de processos, de 90 a 95% dos efeitos ambientais são causados por até dez processos (PRÉ, 2007).

O primeiro passo na identificação das questões ambientais significativas é a seleção de resultados relevantes de uma maneira prudente e justificável. Os resultados relevantes são os que representam a maior parte das entradas e saídas. Conhecidos também como *hot-spots*, os processos mais significativos de cada categoria selecionada podem ser interpretados separadamente.

3.1.5.4.2 Análise de consistência

Processo de verificação de que a interpretação está de acordo com o objetivo e escopo, antes da conclusão ser elaborada. Exemplos de consistência são (GUINÉE et al., 2002, adaptado da ISO 14043, 2000):

- » Diferenças na fonte dos dados (ex: dados do produto A de literatura e do produto B coletados no local);
- » Diferenças na precisão dos dados (ex: diagrama do produto A detalhado e modelo “caixa preta” do produto B);
- » Diferenças de tecnologia (ex: produto A é baseado em tecnologia experimental ou em teste de bancada e produto B baseado em tecnologia consolidada);
- » Diferenças temporais (ex: produto A é baseado em tecnologia recente e produto B utiliza uma mistura de tecnologias, incluindo novas e antigas);
- » Diferenças nas datas (ex: os dados do produto A foram coletados recentemente, mas o produto B possui dados de cinco anos ou mais);
- » Diferenças geográficas (ex: produto A utiliza o inventário da Europa, enquanto o produto B usa matéria-prima relevante importada da Ásia);
- » Diferenças na função dos produtos em estudo.

3.1.5.4.3 Análise de integridade

A análise de integridade tem a finalidade de assegurar que os fluxos ambientais relevantes foram capturados. A verificação das informações compreende diferentes fases (análise do inventário, avaliação do impacto). O estudo deve ser suficientemente completo para que se possa concluí-lo.

Incertezas causadas pela incompletude dos dados referem-se a lacunas inevitáveis e são causados principalmente (PRÉ, 2007): pela incerteza da definição das fronteiras do sistema, incerteza da origem dos dados de grupos de substâncias (ex: DBO, HPA, etc.) e dados coletados sem seu fator de caracterização que conecte o dado do inventário com as categorias de impacto.

3.1.5.4.4 Análise de sensibilidade

Processo utilizado para identificar a significância no estudo de ACV, quando modificações nas regras de alocação ou fronteiras do sistema são executadas e que haja uma modificação nos resultados. A sensibilidade é então a alteração como resultado de uma mudança específica (STEEN, 1997). Nesse sentido, as hipóteses assumidas (modelagem do

sistema de produto, escopo do sistema, processos e dados selecionados, etc.) são da maior importância para o resultado da ACV.

Os diferentes parâmetros ou pressupostos são tratados um por um, mas a superposição de efeitos é aleatoriamente considerada (MAURICE et al., 2000). Na prática, a análise é conduzida substituindo-se determinada condição por outra hipótese e verifica-se finalmente a variação do resultado (STEEN, 1997). Existe a possibilidade que variações em parâmetros individuais resultem em pouco efeito no resultado do balanço final em relação à variação proposta (PE, LBP, 2002). Já em outros casos, parâmetros podem variar imensamente apenas reajustando-se minimamente alguma variável.

3.1.5.4.5 *Análise de incertezas*

Todos os dados possuem incertezas (HUNKELER et al., 2003). Qualquer variável independente com uma gama de estimativas ou valores possíveis pode ser atribuída a uma distribuição de probabilidades (MILLER et al., 2006). A simulação Monte Carlo é utilizada para analisar as incertezas associadas com a análise do inventário, avaliação do impacto e os processos de normalização e ponderação (HUNG & MA, 2009). Essa técnica envolve a amostragem aleatória de cada distribuição de probabilidade de acordo com o modelo, para produzir milhares de cenários. Cada distribuição de probabilidade dos dados de entrada é relacionada a uma grandeza de saída (MAURICE et al., 2000).

A função densidade de probabilidade do valor de grandeza de saída é obtida a partir da função das grandezas de entrada como a média, desvio padrão e limites do intervalo. As funções de probabilidade podem ser de vários tipos. O software Simapro (PRE, 2007) oferece quatro funções, dependendo do tipo de dado de entrada: uniforme, triangular, normal e log-normal. O software GaBi4 (PE, LBP, 2002) utiliza a distribuição uniforme e normal. A demonstração matemática da simulação de Monte Carlo está publicada em Benedet Jr. (2007) e Sonnemann et al. (2003). Nos estudos de ACV de biocombustíveis, Miller et al. (2006) utilizaram Monte Carlo em um estudo do fluxo de nitrogênio em plantações de milho e soja.

Infelizmente, a complexidade do modelo, incertezas dos parâmetros adotados e precisão como um todo (modelo + incertezas) quase sempre não é clara ou não é quantificada (PENNINGTON et al., 2004). Somente a combinação entre vontade das partes interessadas, atuação dos peritos, utilização de modelos para verificação e análise de sensibilidade podem julgar a extensão da complexidade e da exigência de qualidade de um estudo de ACV.

3.1.6 Softwares

Os softwares para ACV completa contêm base de dados extensa com grande quantidade de matéria-prima e substâncias químicas, fontes de energia e modos de transporte. Eles têm a habilidade de compilar o inventário, caracterizá-lo utilizando metodologias de avaliação de impacto, realizar análise de sensibilidade e apresentar os resultados em gráficos e tabelas (REBITZER et al., 2004).

Diversos softwares já foram desenvolvidos para ACV. A razão para tal oferta é devido a grande quantidade de dados a serem armazenados e seu processamento. Muitos desses softwares são desenvolvidos para grupos específicos de interessados, ou abordam parte da metodologia. Alguns programas são desenvolvidos para ACV completa, incluindo inventário, avaliação do impacto e algo de interpretação (EEA, 1997), outros têm vocação mais generalista e podem ter utilização mais ampla (REBITZER et al., 2004).

A necessidade do uso de recursos computacionais se justifica pelos seguintes motivos: volume de dados, necessidade de incorporação de dados de outros ciclos de vida, facilidade de utilização e modificação dos dados, capacidade de relacionar os dados a diferentes categorias de impacto de ciclo de vida, capacidade de analisar os dados segundo diferentes metodologias e disponibilidade dos resultados a outros usuários permitindo, ainda, sua atualização. Na Tabela 4, apresentam-se algumas das ferramentas existentes no mercado.

Tabela 4 Alguns dos softwares para ACV disponíveis no mercado

Software	Desenvolvedor	País	Endereço eletrônico
Boustead 5.0	Boustead Consulting	Reino Unido	www.boustead-consulting.co.uk
GREET (*)	Argonne National Laboratory	EUA	www.transportation.anl.gov/modeling_simulation/GREET/
GaBi4	Universidade de Stuttgart e PE	Alemanha	www.gabi-software.com
KLC ECO	FPPR-Institute	Finlândia	www.kcl.fi/eco
LCAit	Chalmers Industrieteknik	Suécia	www.ekologic.cit.chalmers.se
Simapro	Pré-Consultant	Holanda	www.pre.nl
TEAM	Ecobilan	França	www.ecobilan.com/uk_team.php
Umberto	Ifeu-Institut	Alemanha	www.ifeu.de/Umberto
WISARD	Pricewaterhousecoopers	França	www.pwcglobal.com

Fonte: Adaptado de Vallejo (2004)

(*) O modelo GREET é específico para estudos do setor de transporte “do poço à roda”.

Obs: todos os links foram testados em out/09. Uma outra lista mais extensa pode ser consultada em <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/toolList.vm>

3.1.6.1 Função matemática da ACV

A atribuição de cargas ambientais aos fluxos ambientais distintos de um processo elementar, bem como a realização do balanço de todo o ciclo de vida, são realizadas de acordo com uma metodologia baseada no uso de um vetor que contém toda a informação acerca de todos os tipos possíveis de impacto (HEIJUNGS, 1992). Esse vetor \vec{v} é um vetor coluna, no qual cada elemento corresponde a um fluxo ambiental particular.

A equação abaixo mostra um exemplo de vetor com fluxo mássico de emissões, em ordem alfabética, de determinado processo elementar:

$$v_i = \begin{bmatrix} \text{amônia, em kg}_{\text{NH}_3}/\text{kg}_{\text{PRODUTO}} \\ \dots \\ \text{xileno, em kg}_{\text{XILENO}}/\text{kg}_{\text{PRODUTO}} \end{bmatrix} \quad (3.6)$$

Cada fluxo de massa do processo ($FM, \text{em kg} \cdot \text{s}^{-1}$) leva associado um vetor cujos elementos se expressam em massa (kg de contaminante por kg de produto) ou em energia (MJ por kg de produto). Existem, ainda, outras unidades, como atividade radioativa (Bq).

Os fluxos podem apresentar subdivisões, de acordo com a necessidade: entradas de substâncias, e de energia; saídas de resíduos e produto. Por exemplo, a amônia pode ser classificada como emissão inorgânica para o ar e o xileno pode ser considerado como emissão de um hidrocarboneto para a água (PE, LBP, 2002).

O produto do fluxo de massa ($P_i = FM_i \cdot v_i$) de um processo pelo vetor correspondente dos fluxos ambientais gera a quantidade de substâncias, utilizadas ou emitidas, até essa etapa no ciclo de vida de determinado produto.

A soma dos fluxos de entrada deve ser igual à soma dos fluxos de saída. Esse balanço garante que todos os elementos contabilizados foram utilizados e convertidos no processo elementar. Estendendo-se para todo o ciclo de vida, a solução de todo o sistema é um balanço de somatórios de entradas e saídas de cada processo multiplicado por seu fluxo elementar (VALLEJO, 2004). Um sistema genérico pode ser visualizado na Figura 8 com n entradas de matéria-prima MP , m entradas de energia E , q saídas de resíduos W e r saídas de produtos P , com unidades em massa (kg) ou energia (MJ) por kg de produto.

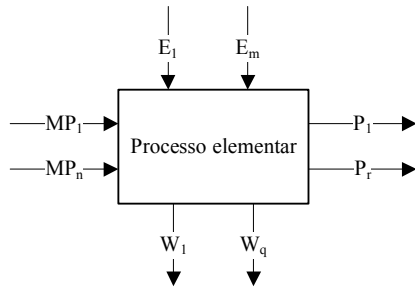


Figura 8 Processo elementar

O balanço dos fluxos ambientais é definido por:

$$\sum_{i=1}^n MP_i \cdot v_i + \sum_{i=1}^m E_i \cdot v_i - \sum_{i=1}^q W_i \cdot v_i = \sum_{i=1}^r P_i \cdot v_i \quad (3.4)$$

A transformação do somatório das entradas e saídas (inventário) em categorias de impacto é realizada pela simples multiplicação de cada substância pelo seu fator de caracterização. Para uma substância i , seu escore caracterizado é dado por (GUINÉE, 1995):

$$\text{Escore caracterizado}_i = \sum_i \text{fatores de caracterização}_i \times (\text{massa}_i \text{ ou energia}_i) \quad (3.5)$$

3.2 Óleo diesel

3.2.1 Definição

O óleo diesel é uma mistura complexa da família dos hidrocarbonetos contendo hidrocarbonetos parafínicos, naftalênicos e aromáticos; enxofre, compostos nitrogenados e oxigenados (impurezas) e aditivos (opcional). É um líquido límpido (isento de material em suspensão), com odor típico e inflamável (PETROBRAS, 2007).

A partir do refino do petróleo obtém-se, pelo processo inicial de destilação atmosférica, entre outras, as frações denominadas de óleo diesel leve e pesado, ambas utilizadas para a produção de óleo diesel (BR, 2008). A elas podem ser agregadas outras frações como a nafta, o querosene e o gasóleo leve (de vácuo), resultando no produto conhecido como óleo diesel.

O óleo diesel automotivo é dividido em subgrupos que permitem sua adequação às necessidades ambientais e dos usuários. O óleo diesel urbano, por exemplo, é utilizado nas

regiões com as maiores frotas em circulação e condições climáticas adversas à dispersão dos gases resultantes da combustão do óleo diesel, necessitando de maior controle das emissões (BR, 2008).

3.2.2 Obtenção do óleo diesel

Na Figura 9, é apresentado o processo simplificado de obtenção do óleo diesel.

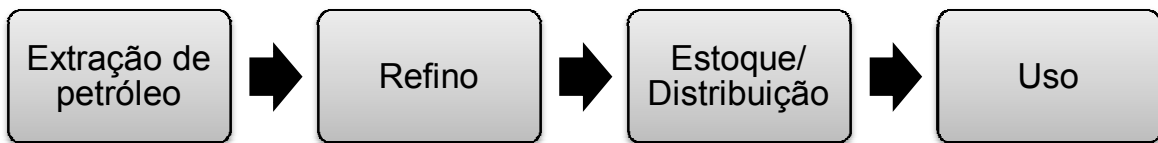


Figura 9 Fluxograma simplificado do processo de obtenção do óleo diesel

Fonte: adaptado de PE, LBP (2002)

Os processos empregados normalmente nas refinarias modernas para o processamento do petróleo são (PETROBRAS, 2007): destilação, craqueamento, polimerização, alquilação, dessulfurização, dessalinização, desidratação e hidrogenação. A primeira etapa do processo de refino é a destilação atmosférica. O petróleo é aquecido e fracionado em uma torre que possui pratos perfurados em várias alturas. Como a parte inferior da torre é mais quente, os hidrocarbonetos gasosos sobem e condensam-se ao passarem pelos pratos.

Na etapa seguinte de destilação atmosférica e a vácuo, são extraídos, por ordem crescente de densidade, gases combustíveis, GLP, gasolina, nafta, solventes e querosenes, óleo diesel e um óleo pesado, chamado resíduo atmosférico, que é extraído do fundo da torre. Esse resíduo é então reaquecido e levado para outra torre, onde o seu fracionamento ocorrerá a uma pressão abaixo da atmosfera. Nesta torre deve ser extraída mais uma parcela de óleo diesel e um produto chamado genericamente de gasóleo, que não constitui um produto pronto. Ele servirá como matéria-prima para produção de gases combustíveis, GLP, gasolina e outros.

Após a destilação, as frações que serão misturadas para óleo diesel são dessulfurizadas. Esse processo é utilizado para retirar compostos de enxofre do óleo, tais como: gás sulfídrico, mercaptanas, sulfetos e dissulfetos. Este processo melhora a qualidade desejada para o produto final.

O óleo diesel, utilizado em motores de combustão interna e ignição por compressão (motores do ciclo diesel), é empregado nas mais diversas aplicações, tais como: automóveis, furgões, ônibus, caminhões, pequenas embarcações marítimas, máquinas de grande porte, locomotivas, navios e aplicações estacionárias (geradores elétricos, por exemplo). Em função dos tipos de aplicações, o óleo diesel apresenta características e cuidados diferenciados (BR, 2008).

3.3 Biodiesel

O biodiesel é definido na Lei como um combustível para uso em motores a combustão interna com ignição por compressão, renovável e biodegradável, derivado de óleos vegetais ou de gorduras animais, que possa substituir parcial ou totalmente o óleo diesel de origem fóssil (BRASIL, 2005a). Para a Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP), o biodiesel é um combustível composto de mono-alkilésteres de ácidos graxos de cadeia longa, derivados de óleos vegetais ou de gorduras animais, designado B100 (ANP, 2008). O biodiesel pode ser utilizado como combustível puro no lugar do diesel, na forma de mistura com o diesel, ou em baixas proporções como aditivo. Em comparação a outros substitutos, como gás natural ou biogás, o biodiesel configura-se tecnicamente como alternativa capaz de atender à frota de caminhões do país, pois não requer nenhuma adaptação dos motores (BRASIL, 2004).

Do ponto de vista de uso e distribuição, o biodiesel é bastante atrativo, visto que características físicas e químicas são muito semelhantes as do óleo diesel, como, possuir alto número de cetano (qualidade de ignição do combustível) e massa específica semelhante. Algumas diferenças são (RAMOS et al., 2000, KNOTHE et al., 2005 e BOZBAS, 2008): ser virtualmente livre de enxofre e aromáticos e possuir o elemento oxigênio (cerca de 11%). Algumas vantagens, em relação ao diesel, podem ser apontadas: ter maior lubrificidade, ter maior ponto de fulgor (seguro) e ser menos tóxico. Algumas desvantagens também devem ser mencionadas: possuir ponto de congelamento maior, menor densidade energética e degradação durante o armazenamento por longos períodos.

No Brasil, as especificações do biodiesel são reguladas pela ANP através da Resolução nº7 de 19 de março de 2008 (ANP, 2008). Nela, define-se que a partir de 2008 é obrigatória a adição de no mínimo 2% em volume de biodiesel ao óleo diesel comercializado em todo território nacional. Para tanto, é necessário que o combustível tenha o certificado de

qualidade emitido pela ANP. Para cumprir o requisito, amostras do combustível são avaliadas em vinte e dois aspectos normatizados. Para janeiro de 2010, torna-se obrigatório a mistura de 5% de biodiesel (B5).

Diversos estudos (MA & HANNA, 1999; NELSON & SCHROCK, 2006; BOSCH, 2005; GERPEN, 2005; KNOTHE et al., 2005), atestam que não há a necessidade de alterações em motores diesel para a adição estipulada em Lei (BRASIL, 2005a). Em outro estudo (RABELO, 2001) realizado com diesel e misturas, o autor afirma que não há necessidade de alterações adicionais no motor com misturas até B50. Também concluiu, que as pequenas variações de torque e potência sobre motores em baixas e médias rotações (entre 1.400 e 2.000 rpm) não afetam consideravelmente o desempenho do motor. Do mesmo modo, o estudo de Krause (2008), realizado no Rio Grande do Sul com biodiesel de sebo bovino e de frango, verificou que a economia de combustível (quilometragem x consumo) não sofreu interferências significativas para as misturas B20, B30 e B40. Entretanto, a mistura B40 apresentou variações negativas em relação à partida a frio a baixas temperaturas (1 a 3°C). Ocorreu perda de potência em aclives acentuados, no caminhão em estudo, justificando a troca de marcha para manutenção do desempenho do motor.

No Brasil, oferece-se uma ampla diversidade de matérias-primas para a produção de biodiesel. Destacam-se óleos vegetais novos, residuais, gorduras animais e ácidos graxos oriundos do refino dos óleos vegetais (MAPA, 2005). Embora, tecnicamente, o biodiesel possa ser produzido de qualquer triacilglicerol (BRASIL, 2004), na prática, os insumos utilizados no Brasil são oleaginosas enquadradas em leis de benefício tributário (BRASIL, 2005a). Em contrapartida, outras matérias-primas como óleos e gorduras residuais recebem benefícios comparativamente menores (ALMEIDA et al., 2006).

3.3.1 Matéria-Prima: Óleo vegetal

O óleo vegetal é extraído quase que exclusivamente da semente ou amêndoa de plantas oleaginosas através de um processo industrial, seja de esmagamento ou extração por solvente. Cada oleaginosa, de acordo com a região na qual é cultivada e condições de clima e de solo, apresenta características específicas de produtividade por hectare e de porcentagem de óleo obtida da amêndoa ou grão (SEBRAE, 2007).

Algumas fontes para extração do óleo vegetal com potencial para utilização no Brasil são: semente de soja, baga de mamona, polpa do dendê, amêndoa do coco do dendê, amêndoa

do coco do babaçu, semente de girassol, amêndoa do coco da praia, caroço de algodão, grão de amendoim, semente de canola, semente de colza, semente de maracujá, polpa de abacate, caroço de oititica, semente de linhaça, semente de tomate e de nabo forrageiro (BRASIL, 2004). Embora o Brasil apresente excelentes perspectivas de cultivos para várias oleaginosas, nem todas elas dispõem de estudos sobre zoneamento agrícola. O Zoneamento Agrícola de Risco Climático, editado em portarias pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), indica em quais regiões há o tipo de solo adequado ao cultivo, bem como o período de semeadura para cada cultivar. Entre as oleaginosas recomendadas pelo Plano Nacional de Produção de Biodiesel (PNPB) (BRASIL, 2005b), estão aptas a serem cultivadas no Rio Grande do Sul o amendoim, girassol, mamona e soja.

3.3.2 Outras matérias-primas

As gorduras animais são geralmente classificadas como sebos. Apresentam-se em estado solidificado, à temperatura ambiente, devido a sua composição percentual ser elevada em ácidos graxos saturados, principalmente o esteárico. Uma exceção são as gorduras de frangos, classificadas como óleo de frango, devido também a sua composição percentual. Neste caso, os valores baixos de ácido esteárico, ficam próximos daqueles dos óleos, como o de soja, apresentando-se em estado líquido à temperatura ambiente.

A gordura animal utilizada para produção de biodiesel é um subproduto do abate de animais em matadouros e frigoríficos. Considerada não-comestível, é resultante da separação física da matéria lipídica em autoclave na graxaria. A matéria-prima para a graxaria é originada da desossa e da evisceração (de reses). Entre as matérias-primas de origem animal, destacam-se o sebo bovino, os óleos de peixe, o óleo de mocotó, a banha de porco e o óleo de frango (BRASIL, 2004). Atualmente, os principais usos dessas substâncias são para ração animal e fabricação de sabão.

Também podem ser utilizados como matéria-prima os óleos e gorduras residuais, resultantes de processamento doméstico, comercial e industrial, oriundos de lanchonetes, cozinhas industriais e indústrias onde ocorre a fritura de produtos alimentícios; lodos de esgotos municipais, águas residuais de processos de indústrias alimentícias, etc. (IEA, 2004).

3.3.3 Processo industrial

Para transformar óleos e gorduras em biodiesel é necessário um processo industrial, de reação química, conhecido como transesterificação. Há outros processos que utilizam altas temperaturas, pressão ou até mesmo enzimas que não são utilizados em escala comercial (KRAUSE, 2008; CUNHA et al., 2009). No atual estágio de desenvolvimento tecnológico, o processo de produção de melhor relação entre economicidade e eficiência é a transesterificação alcalina. Um exemplo comum de processo industrial é mostrado na Figura 10. Um catalisador é usualmente utilizado para acelerar a reação principal. Como a reação é reversível, excesso de álcool é utilizado para levar o equilíbrio para o lado do produto (MA & HANNA, 1999).

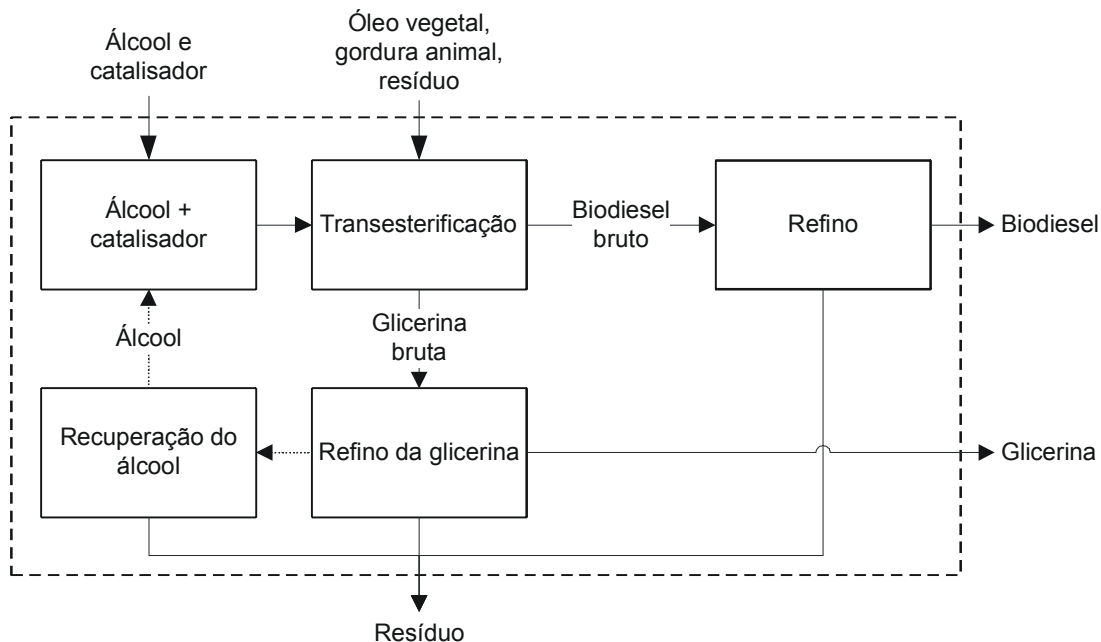


Figura 10 Processo industrial comum de produção de biodiesel

Fonte: Adaptado de McCormick (2009).

3.3.4 Desempenho ambiental do biodiesel

O biodiesel reduz, em comparação com o óleo diesel, emissão de material particulado, hidrocarbonetos totais e monóxido de carbono, enquanto a emissão de NOx aumenta (EPA, 2002 e SCHUMACHER et al., 1996) (Figura 11); embora existam diferenças nos relatos sobre a emissão de poluentes nos diversos estudos de biocombustíveis (ROYAL SOCIETY,

2008). Uma vez que os biocombustíveis são relativamente recentes no conceito de projeto automobilístico, é necessário cuidado na comparação em veículos de combustão fóssil.

Em relação ao aumento de NOx observado, Delucchi (2004) sugere como medida: utilizar biodiesel com baixos teores de emissão de NOx, uso de um aditivo para aumentar o número de cetano, uso de um catalisador para NOx, ou também modificação na injeção em motores.

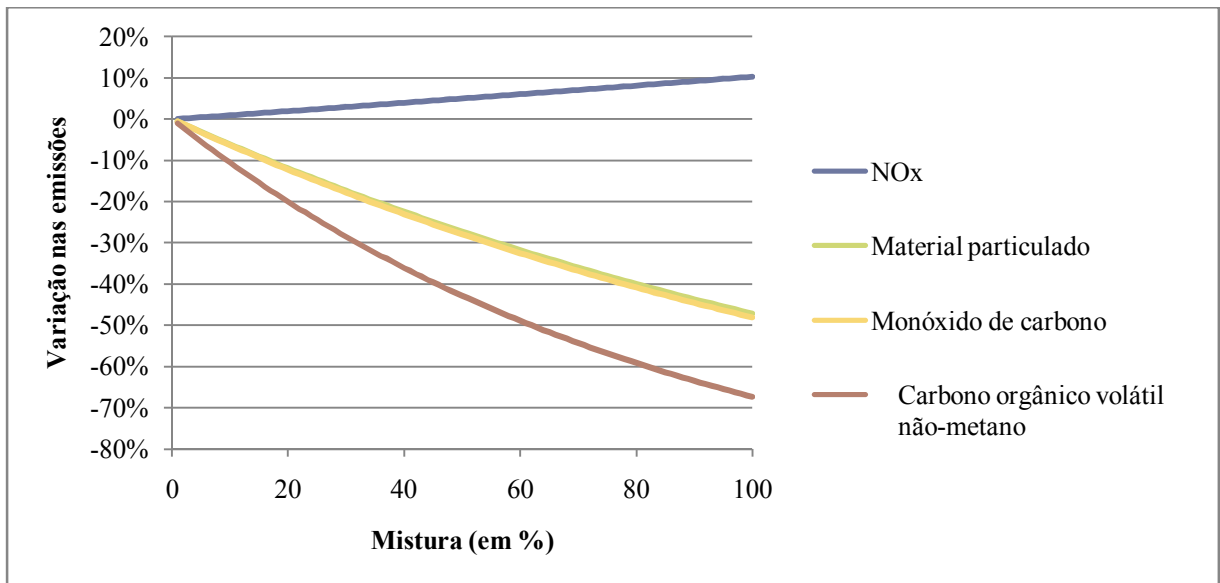


Figura 11 Variação das principais emissões em diferentes misturas de biodiesel

Fonte: Adaptado de EPA (2002)

Mesmo que praticamente todos os motores a combustão produzam grandes quantidades de NOx, quando operados com biocombustíveis, produzem ainda mais. Esses compostos de nitrogênio ocasionam uma série de transformações na atmosfera que, por fim, acarretam vários efeitos no clima global. Em motores a combustão, o nitrogênio atmosférico é queimado a NO. Emitido novamente à atmosfera, o NO é oxidado a NO₂ e depois retorna a NO em uma complexa série de reações que envolvem hidrocarbonetos, CO, OH- e CH₄, afetando inclusive o equilíbrio de ozônio.

O NO₂ eventualmente é oxidado a nitrato, e então é convertido a ácido nítrico na presença de amônia e neutralizado a nitrato de amônia. O nitrato de amônia encontra-se na atmosfera sob a forma de aerossol e, geralmente, aerossóis afetam o clima por modificar a absorção de energia radiante solar e alteram a dinâmica de formação de nuvens. No balanço final, o efeito dos aerossóis de nitrato pode, realmente, levar a um resfriamento global

(DELUCCHI, 2004). Contudo, o nitrato dissolvido precipita geralmente dissolvido em água. Esta deposição de nitrogênio leva a um novo ciclo de efeitos climáticos. Deposições ácidas podem prejudicar as plantas, e então reduzir o sequestro biológico de carbono. Entretanto, nitratos também são fertilizantes, os quais estimulam o crescimento das plantas, e ajudam no sequestro de carbono em biomas que tem limitação de nitrogênio.

Na continuação do ciclo do nitrogênio, parte do nitrato desnitrifica a gás nitrogênio ou a N_2O , um potente causador de efeito estufa. A conversão a óxido nitroso de uma parte pequena do nitrogênio pode causar significativo impacto uma vez que esse último é considerado 270 vezes mais impactante que o dióxido de carbono, para um horizonte de 100 anos (UNEP, 1996).

A contribuição do uso de oleaginosas (soja, colza, girassol, etc.) como fonte de impactos dos biocombustíveis tem consideração relevante no planejamento estratégico dos países (BERNDES et al., 2003). Para a diretiva da Comunidade Europeia (EC-EU, 2008), os biocombustíveis somente devem ser considerados como solução sustentável se alcançar um nível mínimo de redução das emissões dos gases do efeito estufa. Os solos com elevado estoque de carbono e os solos com biodiversidade elevada não devem ser convertidos para a produção de biocombustíveis. Isto se justifica porque geralmente o balanço energético do biodiesel é pobre, principalmente pelo motivo de se utilizar somente a semente oleaginosa, apenas uma pequena parcela da energia sob forma de biomassa estocada de toda a planta (PATTERSON et al., 2008).

O interesse no desenvolvimento dos biocombustíveis cresceu rapidamente nas últimas décadas, seguido por uma grande controvérsia sobre sua sustentabilidade (ROYAL SOCIETY, 2008). A quantificação dos impactos ambientais, a alteração da função do uso da terra para agrocombustíveis, a expansão das fronteiras agrícolas e a perda de biodiversidade pela monocultura são algumas das questões abordadas em relação à iminência da substituição dos combustíveis fósseis pelos biocombustíveis (SAWYER, 2008).

Russi (2008) concluiu que o biodiesel não pode ser visto como substituto do óleo diesel. A simples razão é a completa inversão da estrutura da revolução industrial: usar biomassa no lugar de combustível fóssil. A opinião da pesquisadora, assim como a de Frondel & Peters (2007), parece razoável ao se visualizar o biodiesel como uma boa solução para aproveitamento de resíduos (óleo de cozinha, sebo bovino, borras oleosas industriais, etc.) ao invés de ser integrante da cadeia de produção das plantas oleaginosas; nesse último caso, ressalva a possibilidade do aproveitamento de áreas degradadas ou subaproveitadas.

3.4 Girassol

O girassol (*Helianthus annuus L.*) destaca-se, especialmente entre as oleaginosas, por apresentar alta qualidade de óleo. É originário da América, tendo sido levado para a Europa provavelmente pelos espanhóis, e adaptado, e melhorado, na Rússia, no século 19. Introduzido globalmente após a 2ª Guerra Mundial, sua produção aumentou basicamente para atender o setor alimentício, como óleo de cozinha. O óleo de girassol também encontra aplicações na indústria, principalmente em tintas, plásticos, sabão e detergentes.

Em razão das suas particularidades agronômicas e à crescente demanda por este óleo no setor industrial, a cultura do girassol apresenta-se como alternativa econômica no sistema de rotação, consórcio e sucessão de culturas nas regiões produtoras de grãos. Por causa da época de semeadura, o girassol pode ocupar parte ociosa dos fatores de produção existentes para a soja e o milho (OLIVEIRA & VIEIRA, 2004).

No Rio Grande do Sul, a cultura pode ser cultivada entre os meses de julho a setembro (período de inverno-primavera). A semeadura até meados de agosto, com genótipos de ciclo precoce, possibilita que a colheita seja feita até meados de dezembro, o que permite a implantação de uma segunda cultura (soja ou milho), em sucessão na mesma estação de crescimento, com ganhos para o sistema (LEITE et al. 2007).

A semente pode ser processada mediante prensagem a frio, sem a utilização de produtos químicos. O óleo pode ser empregado imediatamente após sua extração e o resíduo resultante (torta) pode ser aproveitado na alimentação animal (OLIVEIRA & VIEIRA, 2004). Em média, a produção brasileira é de 1.500 kg ha⁻¹. Para cada tonelada de semente, são produzidas, em média, 400 kg de óleo.

3.5 Metanol

O metanol (CH₃OH) é um álcool incolor, polar e miscível em água. Utilizado como solvente, combustível ou matéria-prima para outros químicos, ele queima com chama transparente, que é quase invisível à luz do dia. O metanol, de fácil biodegradação, decompõe-se naturalmente em dióxido de carbono e água (METHANEX, 2002).

Uma forma de produzir metanol utiliza um processo catalítico com gás natural e vapor como matérias-primas (Figura 12). O gás natural é processado por catálise em óxidos de

carbono e hidrogênio. O gás sintético resultante é circulado, sob pressão e temperatura moderadas, na presença de um catalisador metálico e convertido a metanol bruto. O metanol bruto é destilado para produzir metanol comercial (PE, LBP, 2002).

Cerca de um quarto do metanol produzido é utilizado como combustível, especialmente na produção de éter metil-tercio-butílico (MTBE) e, em menor escala, como combustível puro (METHANEX, 2002).

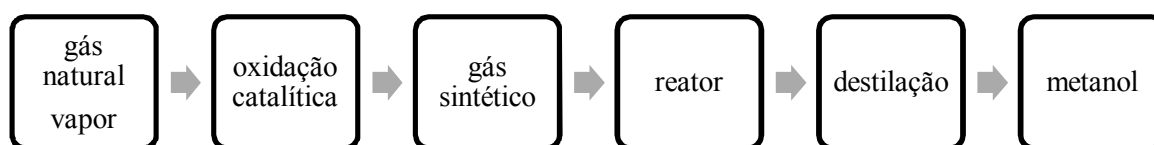


Figura 12 Diagrama de produção do metanol

Fonte: (PE, LBP 2002)

A produção de gás natural, uma das matérias-primas do metanol, é modelada como uma produção combinada. Compreende a exploração e produção, assim como todas as etapas de processamento, como a dessulfurização do gás. A produção dos hidrocarbonetos pode ser em terra ou no mar. Ambos são contabilizados proporcionalmente à sua participação na matriz energética (PE, LBP, 2002).

A exploração inclui desde a prospecção dos depósitos, bem como a perfuração e infraestrutura dos poços.

A mistura óleo-gás é composta de óleo cru, gás natural, gases associados, salmoura e outras impurezas. No processo de preparação, o gás natural é separado do óleo. Depois, grande parte da água é separada do óleo por diferenças de densidade. A água restante emulsificada e os sais são removidos em uma etapa. O sulfeto de hidrogênio é recuperado em um processo que produz enxofre. Os resíduos são re-injetados nos campos de gás, descartados no mar ou evaporados. Certa quantidade de gás é queimada ou liberada na atmosfera por vazamento ou por razões de segurança (PE, LBP, 2002).

A energia mecânica e elétrica para bombeamento e todas as operações com máquinas são fornecidas por turbinas a gás e geradores diesel. Em instalações em terra parte da energia é provida pela matriz energética nacional.

No Brasil, cerca de metade do metanol utilizado é importado e a outra metade produzida em duas fábricas na Bahia e no Rio de Janeiro. No total, são consumidas cerca de 500 mil toneladas de metanol (CAMARGO, 2007).

3.6 ACV de biodiesel

Biocombustíveis, ou agrocombustíveis, são combustíveis de origem renovável a partir de biomassa, onde se destacam etanol e biodiesel como os maiores representantes em escala mundial (FRONDEL & PETERS, 2007; MAPA, 2005). O Plano Nacional de Produção de Biodiesel (BRASIL, 2005b) justifica a inserção desse biocombustível na matriz energética brasileira pelo tripé do benefício social, econômico e ambiental. A princípio o biodiesel pode ser produzido e utilizado de uma maneira mais ecologicamente correta que o óleo diesel. A matéria-prima usada para obtenção e sua origem podem determinar o uso mais ecológico do biodiesel (REIJNDERS & HUIJBREGTS, 2008; RUSSI, 2008; ZAH et al., 2007; BUCKLAND, 2005 e FRONDEL & PETERS, 2007).

A realização de estudos de ACV de biocombustíveis serve como suporte às políticas de segurança energética, além de ser necessária para a medição do desempenho dos mesmos no combate às mudanças do clima (CLIFT, 2007). Dentro de estudos de ACV, o potencial de impacto do aquecimento global, que leva às mudanças no clima é um dos principais impulsionadores do desenvolvimento de pesquisas ligadas aos biocombustíveis, pois os mesmos apresentam potencial para redução das emissões dos gases do efeito estufa (SCHWEINLE, 2008). Embora ACVs sobre combustíveis utilizem efusivamente a categoria de impacto aquecimento global, alguns trabalhos também apresentam comparações envolvendo, por exemplo, uso de recursos finitos, acidificação e eutrofização (MENICHETTI & OTTO, 2009).

Do ponto de vista metodológico da ACV, várias estimativas sobre os impactos ambientais dos biocombustíveis, sobretudo aquecimento global, podem mascarar o grau de sustentabilidade (REINHARD & ZAH, 2009), e conduzem a grande variabilidade de resultados (THE ROYAL SOCIETY, 2008). Alguns fatores para tal variabilidade são: os métodos utilizados, os pressupostos sobre os dados de inventário, limites do sistema, alocação de recursos e emissões. Farrell et al. (2006) concluem que uma definição exata das quantidades de entrada e saída é vital para avaliar com clareza determinado biocombustível.

As ACV's de biocombustíveis fazem parte de um grupo específico dentro da metodologia da avaliação do ciclo de vida. Embora respeite a série ISO 14040, elas apresentam estrutura, escopo e níveis de consistência singulares. Basicamente a estrutura do processo de produção e uso é semelhante ao da Figura 13:

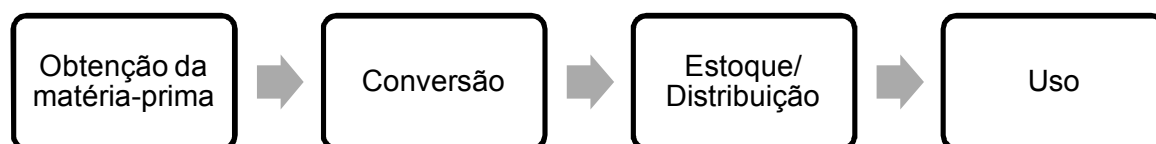


Figura 13 Fluxograma básico da produção e uso de combustível

Fonte: Kammen et al. (2007)

Diversos pesquisadores atribuem a maior parte dos impactos da produção e uso do biodiesel à fase de obtenção da matéria-prima, por exemplo, a agricultura, sendo a matéria-prima de origem vegetal. De uma maneira geral, as atividades agrícolas contribuem diretamente para emissões de gases do efeito estufa por intermédio dos vários processos que ocorrem dentro da propriedade agrícola (Kammen et al. 2007). Entre os benefícios, o maior que se identifica é a incorporação de carbono na biomassa na fase de cultivo. Já, a razão de contribuir para a política de redução do aquecimento global (IPCC, 2007) é devido à possibilidade do carbono da combustão poder ser estocado por sistemas agroflorestais permanentes (IPCC, 2003).

Em diferentes países e regiões do mundo, os regulamentos (EC-EU, 2008; MME, 2008; THE WHITE HOUSE, 2009) de sustentabilidade propõem-se a limitar a promoção dos biocombustíveis para as soluções que sejam ambientalmente corretas, socialmente responsáveis e economicamente eficazes (CLIFT, 2007).

As principais medidas para controlar o aquecimento global, segundo Schweinle (2008), são: redução no consumo, projetos de sequestro de carbono e a “descarbonização” da matriz energética, que significa a expansão do uso de energia renovável. Nesse contexto, o uso de biocombustíveis para abastecimento do setor de transporte rodoviário configura-se como solução agregadora. A Comissão Européia (EC-EU, 2008), entre suas propostas para redução do aquecimento global, estimulou, através de suas diretivas, o uso de energia renovável. Dentro desse planejamento, o uso de biodiesel é estimulado, justamente pela

redução da emissão dos gases do efeito estufa. Janssen et al. (2008) estima a redução das emissões em 21 a 65%, entre biodiesel de diversas fontes, em carbono-equivalente.

Kammen et al. (2007) discutem o ciclo de vida dos biocombustíveis. Eles citam diversos fluxos de entrada do sistema agricultura:

- » Área arável;
- » Capital (equipamentos, benfeitorias, etc.);
- » Energia;
- » Fertilizantes;
- » Pesticidas;
- » Água.

A partir desses fluxos de entrada e o processamento da produção agrícola, as ações sobre o ambiente do campo e seu entorno são:

- » Erosão do solo;
- » Escoamento de nutrientes;
- » Emissão de pesticidas;
- » Uso da terra;
- » Emissão de gases do efeito estufa;
- » Perda de biodiversidade

O inventário nacional estadunidense promulga as principais fontes de emissão da agricultura e pecuária, que são o manejo do solo, fermentação entérica e manejo de esterco EPA (2007a). Um exemplo disso é o processo de aplicação de fertilizantes e outras práticas de cultivo, que elevam essa categoria a maior fonte de óxido nitroso, no que diz respeito ao manejo do solo, representando 78% das emissões de óxido nitroso.

O óxido nitroso é produzido naturalmente nos solos por intermédio de processos microbianos de nitrificação e desnitrificação. Diversas práticas agronômicas podem ocasionar emissão direta ou indireta, aumentando o nitrogênio disponível no solo. Emissões diretas incluem adubação, aplicação de composto orgânico, deposição no solo de esterco pela pecuária, cultivo de plantas fixadoras de nitrogênio, retenção dos resíduos agrícolas e solos com alto conteúdo orgânico. Outras práticas diretas como irrigação, drenagem e aragem podem influenciar na mineralização do N no solo e, por conseguinte, influencia as emissões diretas. Emissões indiretas de óxido nitroso ocorrem por meio de dois caminhos: (1)

volatilização e subsequente deposição do N aplicado, e (2) escoamento superficial e infiltração no subsolo.

Outra perda possível de N aplicado, em cobertura com ureia, é por meio da volatilização da amônia (potencial formador de oxidante fotoquímico). O processo de perda de N consiste na passagem da amônia à atmosfera depois da hidrólise da ureia por bactérias e fungos do solo. Fatores como umidade, temperatura e velocidade do vento afetam a volatilização. Duarte et al. (2007) recomendam aplicar pelo menos três dias antes de irrigar (nesse caso, arroz) para evitar o processo de nitrificação/desnitrificação em ambiente aeróbio e posteriormente anaeróbio.

Schweinle (2009) segue discutindo a questão do nitrogênio e da fase agricultura. Ele cita três artigos publicados em 2008, nos quais afirma-se que a emissão de óxido nitroso compensa a absorção de carbono na biomassa. Entretanto, ele deixa a ressalva que os autores concluem sobre modelos matemáticos e meta-análise, bem como assumem determinadas condições questionáveis; o que leva a crer que o debate não tem conclusão, ainda.

3.6.1 Estudos comparativos de ACV

Os estudos de ACV de combustíveis consultados nesse trabalho (ECOLANE, 2006; CONCAWE, EUCAR, EC-JRC, 2007; DTI, 2000; DE NOCKER et al., 1998; GÄRTNER & REINHARDT, 2005; HAMELINCK et al., 2005; SHEEHAN et al., 1998, JANSSEN et al., 2008; GM, LBST, 2002; KAMMEN et al., 2007; SCHMIDT, 2007 e ZAH et al., 2007) foram executados por agências estatais, empresas de consultoria e universidades. Os países onde os estudos são realizados podem ser tão diversificados quanto os critérios adotados por cada um deles. Mesmo que a estrutura da norma ISO seja respeitada, a variabilidade de parâmetros impede comparações amplas.

Gnansounou et al. (2008), em seu estudo de revisão bibliográfica, relacionaram 21 variáveis que os autores consultados adotaram. Diversos artigos, capítulos de livros e relatórios revisaram comparando combustíveis fósseis e combustíveis de origem renovável. D'Agosto et al. (2009), Menichetti & Otto (2009) e Gnansounou et al. (2008), de uma maneira geral, listaram principalmente comparativos de balanço energético, uso de recursos e aquecimento global. Embora os autores excluam deliberadamente estudos incompletos ou com lacunas nas informações, uma menor parte, apesar de significantes, aborda outras categorias de impacto como acidificação, eutrofização e potencial de oxidação fotoquímica.

Uma parcela menor utiliza categorias relacionadas com saúde e toxicidade ao ambiente natural.

De acordo com Gnansounou et al. (2008), os estudos de ACV divulgados apresentam resultados variáveis, mesmo utilizando um fluxograma semelhante. Aponta-se, também, os motivos dessa variabilidade alta como diferenças na definição das fronteiras do sistema e critérios de exclusão e alocação no inventário. Menichetti & Otto (2009) revisaram 26 estudos de ACV de biodiesel. Esses estudos foram executados em locais de todos os continentes, desde 2001, e apresentaram resultados de redução de uso de energia não-renovável e de potencial de aquecimento global tão diversificados que se torna impossível extrair uma média estatística válida. Nesse caso, as matérias-primas são óleos vegetais (colza, soja, girassol e palma). Já D'Agosto et al. (2009) revisaram estudos mais antigos, a partir de 1995. A diversidade de escolhas em relação ao escopo dos estudos também se destaca.

Por fim, outra razão da dificuldade de comparação entre estudos de ACV de combustíveis, destacado pelos autores, é em relação à unidade funcional. Os estudos revisados por eles apresentam unidades baseadas tanto em energia (joule, bhp-h), em volume, massa, quilometragem do ciclo de vida de um veículo (200.000 km), tempo de vida do veículo (12 anos) quanto consumo específico (MJ/km, btu/milha).

3.6.2 Impactos relevantes para ACV de biocombustíveis

3.6.2.1 Acidificação aquática

A acidificação é o impacto causado em certa área de ecossistema desprotegido, por substâncias acidificantes. Ecossistema é uma área uniforme com solo, vegetação e organismos, como, por exemplo, uma floresta, ou uma área de campo. "Protegido" e "desprotegido" são termos que são usados para indicar qual ecossistema é atingido por deposições ácidas. As deposições ácidas são o resultado dos fenômenos atmosféricos que carregam certas substâncias emitidas (partículas e gases como SO₂, NO_x e NH₃) que se transformam na atmosfera em outras substâncias acidificantes e são depositados em outro lugar. A "chuva ácida" é o fenômeno mais comum, mas qualquer outra forma de precipitação dos gases dissolvidos, ou partículas, que são devolvidas ao ecossistema, como neve e neblina, também são deposições ácidas.

Essa deposição se soma às substâncias acidificantes naturalmente presentes no local da deposição e, juntas, podem exceder a capacidade de um ambiente desprotegido, provocando impacto. Um ecossistema é dito desprotegido se a quantidade de deposição ácida, que ele recebe da atmosfera, excede a carga crítica. A carga crítica tem sido descrita como a maior deposição de uma substância, que não vai causar alterações bio-geotérmicas, mas leva a danos em longo prazo na estrutura do ecossistema (NILSSON, 1986 apud BELLEKOM et al., 2009).

As principais emissões dos gases e partículas causadores da acidificação aquática são a queima de combustíveis fósseis, aplicação de fertilizantes minerais, emissões da pecuária intensiva, manipulação de esterco e fertirrigação de esterco (DRAGOSITS et al., 2002 e VITOUSEK et al., 1997). Nas regiões metropolitanas ocorrem frequentemente eventos de chuvas ácidas, pois geralmente associados a elas, encontram-se grandes parques industriais que liberam significativas quantidades de gases e partículas que provocam acidificação das precipitações. Mirlean et al. (2000) encontraram diversos eventos chuvosos com pH baixo em Rio Grande/RS e os associaram com atividade industrial da região. Milano et al. (1989) em estudo semelhante, chegaram às mesmas conclusões para Porto Alegre/RS.

Para estudos de ACV, a acidificação é uma categoria de impacto. Jolliet et al. (2003), em seu IMPACT2002+, medem o impacto da acidificação baseados, com um razoável nível de certeza do risco de dano ao ecossistema. Os danos são originados da redução do pH do corpo hídrico devido às emissões de determinadas substâncias acidificantes. Isto não significa, na verdade, que seja possível verificar quais riscos resultam em danos ou qual a magnitude dos mesmos (POTTING et al., 1998). O atual estado-da-arte da ciência não consegue estabelecer uma correlação confiável entre risco e dano até o presente momento (POTTING et al., 1998 e HEIJUNGS et al., 2003). A medição da capacidade de um local receber deposição ácida (impacto) é bem entendida pelos cientistas. Entretanto, os danos causados no ecossistema, como o desflorestamento, por exemplo, é melhor percebido pelas organizações ambientais.

Os fatores equivalentes são calculados de acordo com a capacidade de um determinado local alterar seu pH até atingir um nível considerado dano ao ecossistema (FRÉCHETTE-MARLEAU et al. 2008). Esse limite depende de diversos fatores locais como capacidade tampão, ou seja, a dificuldade em se modificar o pH a partir do crescente aumento da concentração de ácidos. Alguns autores identificam a formação do dano quando o pH é

menor que seis (FRÉCHETTE-MARLEAU et al. 2008), ou 10% de variação em relação ao pH antes do impacto (POTTING et al., 1998).

O impacto é medido em relação a uma substância de referência. Para a metodologia IMPACT2002+, a referência é o dióxido de enxofre. Isto porque o SO₂, sob a forma de gás na atmosfera, é facilmente convertido a ácido sulfúrico. Adicionalmente, é um dos principais gases responsáveis pelo fenômeno da chuva ácida. Para cada substância ácida, colaboradora do impacto da acidificação, possui fator equivalente à unidade de referência diferente. O fator de equivalência é proporcional à quantidade de prótons livres de cada substância e inversamente proporcional à massa molar (HEIJUNGS et al., 1992).

Como simplificação para o método, atribui-se que as deposições sejam uniformes sobre certa área de contribuição e que a totalidade dessas deposições escoe para os corpos hídricos. Heijungs et al. (2003) comenta que esse método superestima a importância do nitrogênio (ácido nítrico) em relação ao enxofre (ácido sulfúrico), pois o nitrogênio é mais facilmente assimilado pelo ambiente. Outra deficiência do modelo é ser altamente dependente do fator local (POTTING et al, 1998).

Modelos como o RAINS (ALCAMO et al., 1990 apud POTTING et al., 1998) e EcoSense (KREWITT et al., 1995 apud BELLEKOM et al., 2009) europeus focam em contribuição para acidificação em escala regional (entre 100 e 1.000 km): emissões de dióxido de enxofre, óxido nítrico e amônia são substâncias que prevalecem nessa faixa de alcance. Outras substâncias com tempo de vida curto também são importantes, como o ácido clorídrico e o fluorídrico. Estas e outras substâncias são dominantes no potencial de acidificação aquática; e o processo emissão/formação/deposição depende das condições locais (POTTING et al., 1998), embora a dependência do local de emissão esteja mais ligada aos poluentes primários, ou seja, das substâncias que foram emitidas e depositadas sem alteração (BELLEKOM et al., 2009).

Os Estados Unidos trabalham com o *National Atmospheric Deposition Program* (NADP) para monitorar dados e desenvolve mapas das chuvas ácidas e o *Clean Air Status and Trends Network* (CASTNET) para monitorar dados de poluição troposférica em geral. A EPA divulga em seu *site* sobre chuva ácida que, cerca de dois terços de todo o ácido sulfúrico e um quarto do ácido nítrico presente nas chuvas ácidas vem da geração de energia elétrica através da queima de combustíveis fósseis, como o carvão.

3.6.2.2 Aquecimento global

Aquecimento global refere-se ao aumento da temperatura média da Terra, que, por sua vez, causa alterações no clima terrestre. Estando o clima mais quente, isso leva a mudanças no regime de chuvas, aumento do nível do mar e diversos outros impactos no ambiente natural e no homem. Esse impacto é o mais considerado dos estudos de ACV de biocombustíveis (MENICHETTI & OTTO, 2009) porque, segundo IPCC (2007), o setor de transporte é responsável por 13% das emissões dos gases do efeito estufa.

O potencial para aquecimento global (*global warming potential, GWP*) é geralmente utilizado para indicar os impactos da alteração do clima na ACV (GUINÉE et al., 2002). Essa categoria de impacto representa o incremento na medida do balanço da entrada e saída de energia do planeta em referência ao período pré-industrial (antes de 1750), por unidade de emissão.

O Painel Intergovernamental de Mudança Climática (IPCC) publica metodologia internacionalmente aceita para inventário de GEE. A EPA produz seu próprio inventário dos gases do efeito estufa desde 1990, baseada nas diretrizes do IPCC. Os gases utilizados para calcular o potencial para aquecimento global são apenas os que afetam diretamente o nível de radiação (GUINÉE et al., 2002). Devido ao alto nível de incerteza, os gases que indiretamente afetam a radiação não constam na lista do IPCC, porque esses gases que contribuem para o aquecimento global também são responsáveis por outros impactos como acidificação, oxidação fotoquímica, redução da camada de ozônio e toxicidade (BRAKKEE et al., 2008). Os principais gases do efeito estufa são:

- » Dióxido de carbono (CO₂): o dióxido de carbono entra na atmosfera através da queima de combustível fóssil (óleo, gás natural e carvão), resíduos sólidos e resíduos da produção industrial (ex: produção de cimento).
- » Metano (CH₄): Metano é emitido durante a produção e transporte de carvão, gás natural e óleo. As emissões de metano também são resultantes da pecuária e outras atividades agrícolas e pela degradação da matéria orgânica em aterros sanitários.
- » Óxido nitroso (N₂O): O óxido nitroso é emitido durante as atividades agrícola e industrial, assim como durante a combustão de combustíveis fósseis e resíduos sólidos.

- » Gases fluoretados (ex: CFC): São emitidos de diversas atividades industriais, mas em pequenas quantidades, sendo potentes gases do efeito estufa.

Estimativas futuras de emissões e remoção dependem em parte das mudanças da atividade humana. Por exemplo, espera-se que a demanda por combustível fóssil como gasolina e carvão aumente consideravelmente devido ao crescimento da economia global. O quarto relatório das mudanças do clima (EPA, 2007b) avalia a tendência a partir do desempenho da última década. As emissões de dióxido de carbono aumentaram 20% no período 1990-2004, enquanto as emissões de metano e óxido nitroso diminuíram em 10% e 2%, respectivamente. A redução das emissões de metano é devido às mudanças de tecnologia, política e práticas agrícolas, como aumento na captura de metano em aterros e redução das emissões do sistema de gás natural. A redução das emissões do óxido nitroso, por enquanto, pode ser atribuída à tecnologia de controle de emissões em veículos automotores. Já a ausência do desempenho da atividade agrícola como fator de redução de óxido nitroso denota que os esforços para redução dos GEE não foram completamente assimilados pelo campo.

As previsões do IPCC (2007) e da EPA (2007b) para a agricultura, devido às mudanças do clima estão condicionadas ao incremento da temperatura média terrestre. Enquanto um pequeno aquecimento, até um grau Celcius, pode prejudicar a maioria dos cultivos pela alteração do regime climático, o aumento de alguns graus na temperatura já torna as previsões bastante pessimistas em relação aos efeitos na agricultura, principalmente nas regiões mais quentes do planeta.

A agricultura desempenha o papel de um dos setores produtivos mais afetado pelas mudanças climáticas, ao mesmo tempo em que é um contribuinte nas emissões dos gases. O agravante do papel da agricultura reside na colaboração pouco relevante nos projetos de redução das mudanças climáticas. Geralmente, as emissões relacionadas à atividade agrícola são originadas das seguintes atividades (SMITH et al., 2007 e HILL et al., 2009): o cultivo, produção e uso de fertilizantes, produção e uso do maquinário agrícola e uso da força de trabalho.

Uma análise das emissões de GEE, de Robertson et al. (2000), revelam que medidas mitigatórias, como maximizar a oxidação do metano e minimizar as emissões de óxido nitroso, apresentam resultados positivos.

A metodologia do IPCC (2003) para medir emissões diretas de óxido nitroso considera certa fração do total da entrada de nitrogênio sob todas as formas (fertilizante sintético,

orgânico, forragem ou resíduos). O fator é calculado pela diferença entre duas plantações experimentais, adubadas e não-adubadas. Robertson et al. (2000) mediram a emissão de óxido nitroso durante nove anos diversos sítios, cultivados ou não, e calcularam as emissões em 20% acima das emissões calculadas via IPCC (2003). Embora, as emissões resultantes do cultivo tradicional com arado sejam parcialmente neutralizadas durante o período de não-arado, o carbono pode ser sequestrado pelo uso de cobertura. O plantio direto (não arar a terra) é uma medida mais eficaz ainda. O estudo de Robertson et al. (2000) revela ainda que a agricultura não-intensiva e orgânica reduz em um terço o impacto. Já o uso comedido de fertilizantes e o uso de fertilizantes sintéticos no lugar do orgânico também apresentam resultados positivos.

3.6.2.3 Energia não-renovável

O uso de energia não-renovável relaciona-se com o conteúdo energético dos combustíveis. Não-renovável diz respeito ao estoque finito de matéria-prima. Entre os combustíveis estão o petróleo, carvão, gás natural, linhita (ou lignita) e urânio (HUMBERT, 2005). A metodologia consultada foi a IMPACT2002+ (JOLLIET et al., 2003), mas os autores utilizaram como fonte original dos dados o *ecoinvent* (FRISCHKNECHT et al., 2007).

O cálculo do impacto é determinado por diversos fatores. Pennington (2004) cita fatores como reservas e taxa de extração. Como a disponibilidade futura é muito incerta, modelos apresentados possuem altos níveis de incerteza. Um fator que não é contabilizado na previsão do uso futuro dos recursos é a substituição gradual para energia renovável, como biocombustíveis, energia solar, eólica e geotérmica (PENNINGTON et al., 2004).

O uso de energia não-renovável é considerado um impacto ao ambiente porque a exploração de determinado recurso para fins energéticos geralmente degrada o sistema, de modo que o recurso perde potencial (em termos mássicos ou energéticos) para oferecer a funcionalidade para o qual é desejado (ELCOCK, 2007).

3.6.2.4 Eutrofização aquática

Eutrofização é causada pelo excesso de nitrogênio (N) e fósforo (P) no ecossistema. A eutrofização aquática tem sido relatada como um problema ambiental há décadas em lagos, rios, estuários e costa oceânica (VAN DEN BRANDT & SMIT, 1998) e causa diversos

efeitos negativos no ecossistema aquático (NIELSEN & KRISTENSEN, 2005). A consequência mais visível é o crescimento de algas que interferem nos usos da água, como pesca, recreação e potabilidade. A redução da concentração de oxigênio causada pela maior demanda biológica causa mortandade de peixes e, de uma maneira geral, perda de biodiversidade (CARPENTER et al., 1998).

A poluição difusa é a maior fonte de N e P para águas superficiais; resultado da atividade primária da agricultura, na forma de adubação em excesso, e pecuária, pela produção de esterco. A criação de um grande número de animais em pequenas áreas concentra nutrientes sob a forma dos dejetos animais. Nesse caso, considera-se que os métodos de tratamento e disposição sejam inadequados e que, invariavelmente, os dejetos acabam nos corpos hídricos sob a forma de perdas de solo por escoamento superficial (CARPENTER et al., 1998). A agricultura que não utiliza dejetos animais como fonte de adubo, utiliza fertilizantes industriais, o que não invalida o raciocínio.

Na agricultura, a quantidade de fertilizantes, sob a forma de N e P aplicada, que não foi prontamente utilizada pelas plantas, acumula no campo. No caso do fósforo, considera-se que toda a fração não utilizada, o excedente, está disponível na superfície do solo e pode ser carregado para os corpos hídricos por ação da chuva e do escoamento superficial. O destino do fósforo pode ser a sedimentação no fundo dos corpos d'água ou a utilização nos ciclos biológicos. O nitrogênio, antes de escoar superficialmente, pode volatilizar sob a forma de amônia, ou óxido nitroso (pela ação de bactérias) (THOMASSEN et al., 2008). O restante, sob a forma de nitrato escoar superficialmente e subsuperficialmente para as águas superficiais e subterrâneas; também pode ser utilizado no ciclo biológico.

Já as atividades nos centros urbanos, incluindo indústrias, também contribuem com relevância para a eutrofização aquática. Fontes tradicionais são o esgoto pluvial urbano e a emissão atmosférica e posterior precipitação (CARPENTER et al., 1998). Quantidades significantes de N e P atingem as águas superficiais originados de fontes de poluição urbanas como construções, ajardinamentos, resíduos de excretas nas ruas e ligações clandestinas de esgoto. Todos os mecanismos de transporte atmosférico de N não estão claros, entretanto a deposição de N atmosférico tem origem principalmente na atividade agrícola e queima de combustíveis fósseis.

Se as práticas atuais não forem modificadas, a poluição difusa continuará contribuindo para o potencial de eutrofização das águas superficiais. Embora o crescimento das áreas urbanas, tendência do aumento da dieta com carnes (pecuária), erosão do solo, uso de

fertilizantes e queima de combustíveis fósseis sejam os fatores preponderantes, algumas medidas podem ser tomadas no sentido de reduzir o impacto (CARPENTER et al., 1998). Durante estas medidas pode-se usar a manutenção da vegetação costeira, e cobertura do solo, para evitar erosão, e manutenção de banhados, como fonte de desnitrificação natural. Limitação do nível de nutrientes aplicados na agricultura e gerenciamento adequado de fertilizantes leva a redução do excesso de nutrientes remanescente no solo agrícola, e redução da volatilização (THOMASSEN et al., 2008). Por último, o controle da poluição urbana através do gerenciamento adequado do esgoto sanitário e pluvial.

Para a ACV na agricultura, os compostos de nitrogênio e fósforo, notadamente fertilizantes orgânicos ou minerais, são parte do estudo e normalmente contribuem consideravelmente nos resultados (BENTRUP et al, 2000). Entretanto é geralmente difícil determinar as taxas de emissão para o ar, água e solo dos produtos da atividade agrícola. As quantidades de substâncias dependem do tipo de solo, condições climáticas e das práticas agrárias. A medição dessas emissões requer investimentos consideráveis de tempo e dinheiro. Outra possibilidade é retirar dados da literatura, que são dados válidos somente para a situação particular investigada (BENTRUP et al., 2001). Entretanto, esse método é aceito por ser de fácil aplicação em estudos de ACV, que envolvem fase agricultura (BENTRUP et al, 2000).

3.6.2.5 Oxidação fotoquímica

Oxidação é o processo de combinação do oxigênio com alguma outra substância, ou a reação química em que há a perda de elétrons. A oxidação fotoquímica é a oxidação causada pela radiação ultravioleta (UV) na atmosfera terrestre. Esse processo, com alta energia da radiação UV pode causar a quebra das ligações entre as moléculas de água e produzir radicais hidroxila e hidrogênio.

Também chamado de smog fotoquímico, o potencial fotoquímico de formação de oxidantes é causado por uma série de reações químicas complexas envolvendo a oxidação de compostos orgânicos voláteis (COV) e monóxido de carbono (CO), na presença de óxidos nitrosos (NO_x) e luz solar (HEIJUNGS et al., 1992). Altas concentrações de ozônio e das substâncias oxidadas causam efeitos na saúde com doenças ligadas aos pulmões, danos à agricultura, florestas e animais (CGER, DELS, 1999).

4 Estudo de caso

4.1 Definição de objetivo e escopo

Este estudo de caso avaliou o desempenho ambiental do biodiesel de óleo de girassol, através da Avaliação do Ciclo de Vida, mediante identificação e quantificação de energia e materiais consumidos, e de emissões ao longo do ciclo de vida, a fim de analisar os impactos sobre o ambiente e avaliar possibilidades de melhoria. Adicionalmente, comparou-se os resultados com o ciclo de vida do óleo diesel, ambos produzidos no Brasil e consumidos no setor de transporte rodoviário. A matéria-prima para produção de diesel é o petróleo, e de biodiesel é o óleo de girassol e metanol.

A ACV foi conduzida de acordo com a estrutura da NBR ISO 14040 (ABNT, 2001). A extensão do estudo foi “do poço à roda” e dito detalhado, embora se assuma certo caráter de estudo simplificado, devido às restrições de tempo, orçamento e equipe.

A unidade funcional (UF) utilizada foi “1 GJ de energia fornecida pelo combustível a um motor ciclo diesel”, baseado em Sheehan et al. (1998). O diesel fornece, em média, 42,96 MJ kg⁻¹. Para tal energia, requer-se 23,277 kg de diesel. Para o biodiesel, de acordo com os mesmos autores (p. 175, item 6.1.1.5), o desempenho é inferior ao diesel entre 2 e 3%, em massa, por razões pouco esclarecidas. Dessa forma, a massa de biodiesel necessária para tal energia é de 23,997 kg (3% de redução adotado). A demonstração algébrica pode ser visualizada abaixo:

$$\begin{aligned} \text{» } 1\text{GJ de diesel} &= 23,277 \text{ kg}_{\text{diesel}} = \frac{1000 \text{ MJ}}{42,96 \text{ MJ} \cdot \text{kg}_{\text{diesel}}^{-1}} \\ \text{» } 1\text{GJ de biodiesel} &= 23,997 \text{ kg}_{\text{biodiesel}} = \frac{23,277 \text{ kg}_{\text{diesel}}}{(100\% - 3\%) \text{ kg}_{\text{diesel}} \text{ kg}_{\text{biodiesel}}^{-1}} \end{aligned}$$

Dentro das fronteiras do sistema óleo diesel (Figura 14) foram incluídas as etapas de: extração de petróleo, refino e uso do combustível. Na refinaria, o petróleo é destilado em coluna e as frações são separadas de acordo com suas propriedades físicas. O destilado médio é dessulfurizado e separado entre óleo diesel e outros combustíveis. O diesel é transportado até as distribuidoras (etapa não-incluída) e, finalmente, ao usuário final. As alocações internas na refinaria são baseadas em massa ou energia específica de cada fração do petróleo (PE,

LBP, 2002). Produtos com maior conteúdo energético, como o diesel, receberam proporcionalmente maior carga ambiental do ciclo de vida do petróleo.

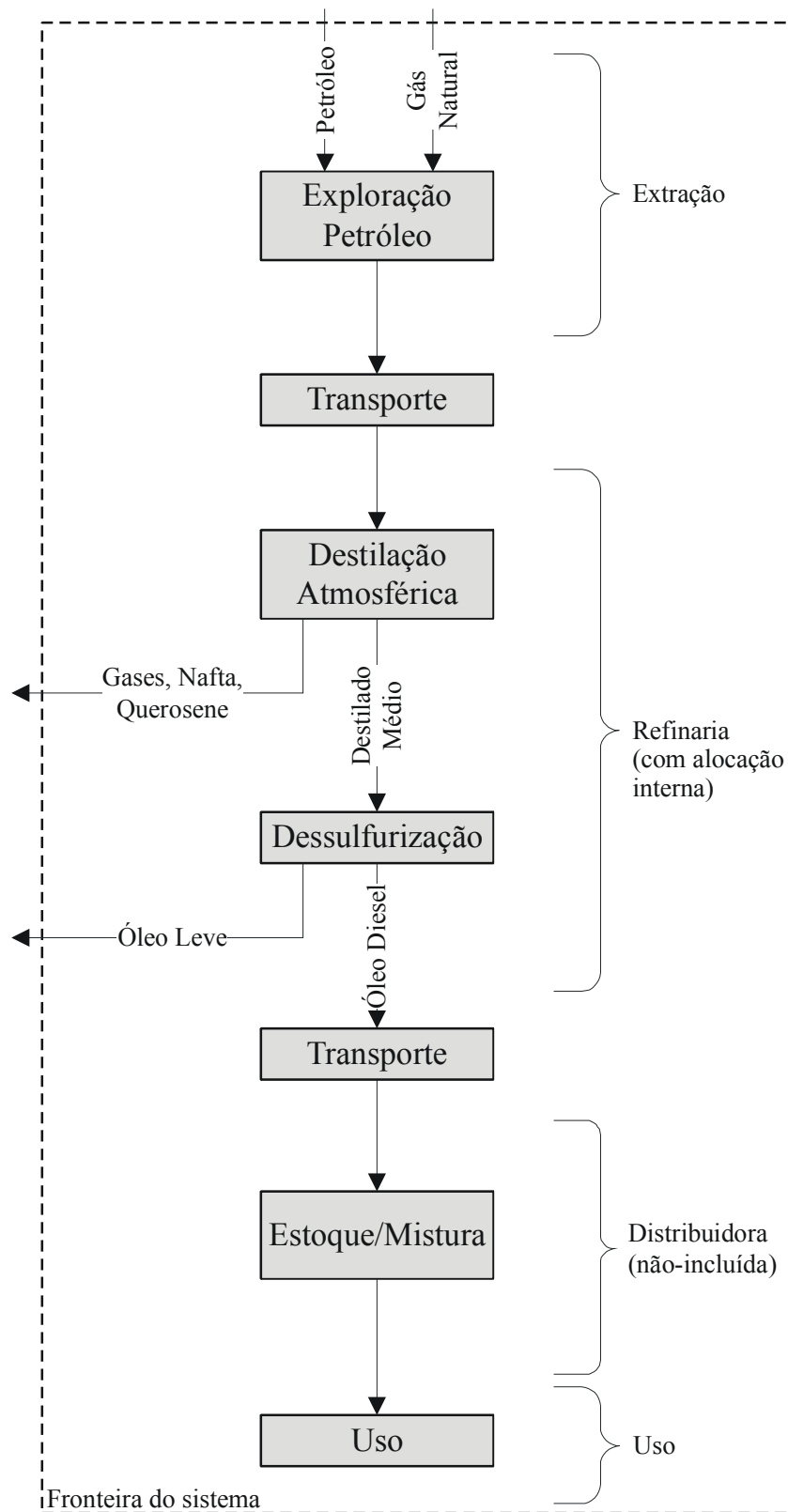


Figura 14 Fluxograma básico da produção e uso de óleo diesel

Fonte: Adaptado de PE, LBP (2002)

Dentro das fronteiras do sistema biodiesel (Figura 15), foram incluídas as etapas de: produção de fertilizantes, produção de semente de girassol, produção de óleo de girassol, produção de metanol, produção de biodiesel, uso do biodiesel, transporte e energia elétrica.

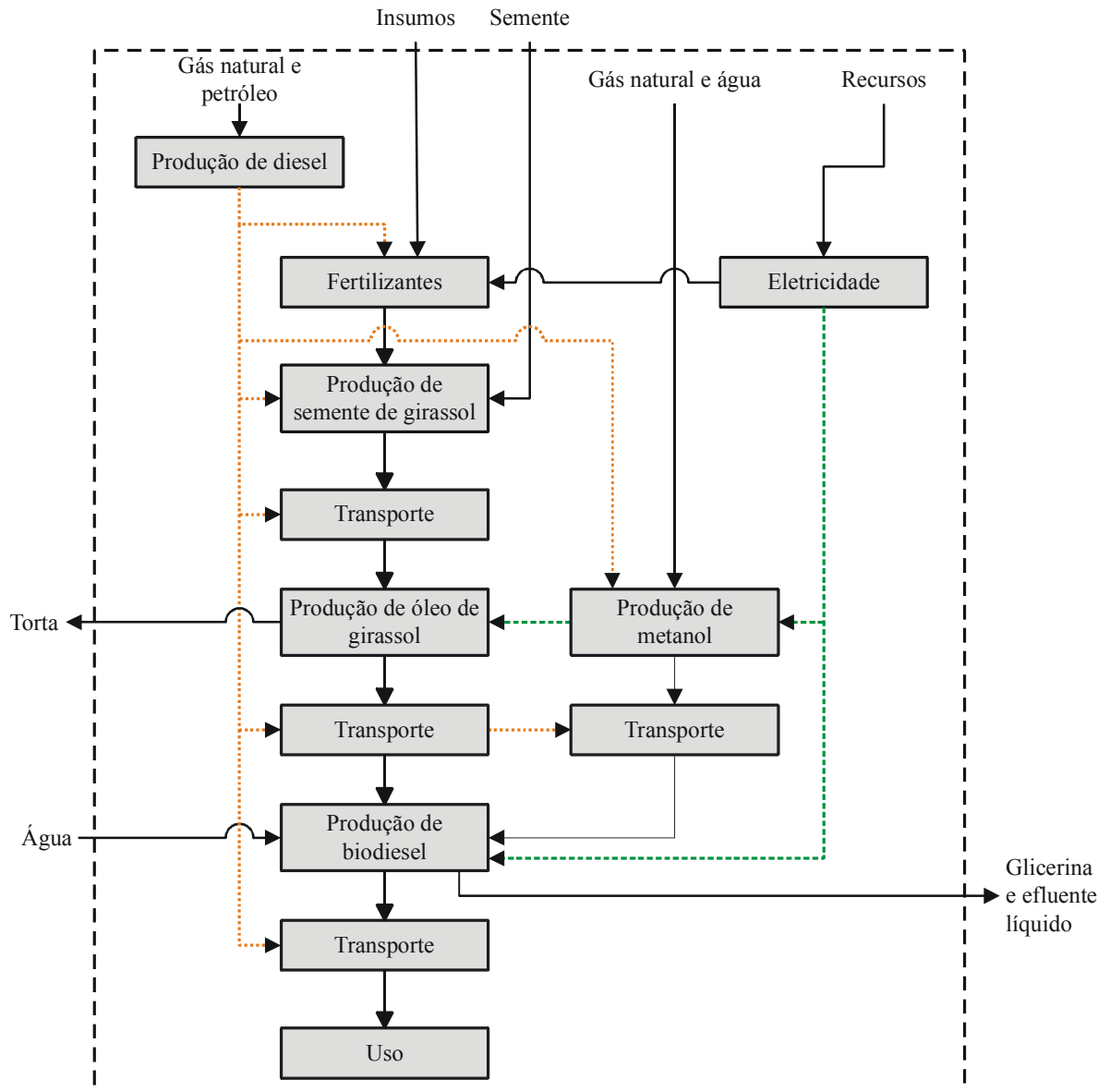


Figura 15 Fluxograma básico da produção e uso de biodiesel

Os resíduos (efluente líquido) e subprodutos (torta e glicerina) saem do sistema sem alocação, ou seja, toda carga ambiental é atribuída ao uso do biodiesel.

Tanto no sistema do diesel, quanto no sistema de biodiesel, utiliza-se o uso de transporte rodoviário de cargas, movido a diesel. Então, a produção e o uso do diesel se faz inclusa no ciclo de vida de ambos.

Os limites geográficos restringiram o estudo ao território nacional, embora dados retirados da literatura também se refiram a estudos de ACV de outros países. Em relação aos limites temporais, procurou-se utilizar os dados mais recentes possíveis, mesmo que não tenha existido restrição inicial da idade dos dados. Como referência, estabeleceu-se o ano desse estudo de 2008. Já os limites tecnológicos definiram a coleta de dados de no mínimo similaridade tecnológica com o produto em estudo. Todos os casos contrários foram anotados para a análise de consistência, de integridade, de sensibilidade e de incertezas.

4.2 Análise do inventário

De modo a caracterizar a procedência dos dados coletados para a análise do inventário, os mesmos foram qualificados relativamente à sua origem como: calculado, coletado, de literatura ou inventário. A coleta de dados foi condicionada à existência do vínculo entre o fluxo ambiental dos processos relacionados e os fatores de caracterização publicados na metodologia de avaliação de impacto.

O cenário óleo diesel, foi retirado do inventário do software GaBi4 (PE, LBP 2002), enquanto os dados do cenário biodiesel, foram obtidos de diversas fontes compiladas na Tabela 5 a seguir.

Tabela 5 Origem dos dados dos processos elementares

Processos elementares	Unidade (referência)	Origem dos dados	Referência
Energia elétrica	1 MJ	Inventário	PE, LBP 2002
Produção de óleo diesel	1 kg diesel	Inventário	PE, LBP 2002
Transporte	1 kg carga	Inventário	PE, LBP 2002
Produção de fertilizantes	1 kg fertilizante	Literatura	CONCAWE, EUCAR, EC-JRC, 2007 e Wang et. al (2003)
Produção de semente de girassol	1 MJ	Literatura	várias
Produção de óleo de girassol	1 MJ	Literatura	várias
Produção de metanol	1 MJ	Inventário	PE, LBP 2002
Produção de biodiesel	2,60E+04 MJ (800 L)	Coletado	-
Uso do biodiesel	1 GJ	Calculado	-

Nos itens seguintes foram detalhados os processos elementares inventariados, de modo a justificar-se a sua origem, e os motivos das escolhas.

4.2.1 Energia Elétrica

O inventário da produção de energia elétrica foi montado a partir da adaptação dos inventários individualizados dos modos de produção de energia elétrica, contabilizados proporcionalmente, de acordo com a matriz energética brasileira de 2007, fornecida pelo Ministério de Minas e Energia (MME, 2008). Os dados utilizados cobrem todas as etapas relevantes e tecnologia. Os mesmos foram obtidos de dados medidos e disponíveis em inventários nacionais, ou calculados combinando com dados de literatura.

A modelagem do sistema nacional de energia elétrica compreende: a produção bruta, uso de eletricidade interno, distribuição, perdas e consumo final. Para o Brasil, a proporção conforme a fonte é, aproximadamente: hidrelétrica, 85,4%, gás natural, 4,1%, carvão vegetal, 3,7%, óleo combustível, 2,8%, nuclear, 2,6%, e carvão mineral, 1,4%.

Na Tabela 6 estão compilados os dados de entrada, produto de saída e as 10 maiores emissões.

Tabela 6 Inventário da produção de energia elétrica

Produção e Uso de Energia Elétrica (1 MJ eletricidade)	Quantidade	Un .
Entradas		
Energia primária de hidrelétrica [recurso renovável]	1,12E+00	MJ
Linhita [recurso não-renovável]	1,55E-02	kg
Carvão [recurso não-renovável]	3,09E-03	kg
Gás Natural [recurso não-renovável]	2,34E-03	kg
Petróleo [recurso não-renovável]	2,17E-03	kg
Lenha [recurso renovável]	3,16E-05	kg
Urânio [recurso não-renovável]	2,15E-07	kg
Saídas		
Energia elétrica [produto]	1,00E+00	MJ
Dióxido de carbono [emissão p/ar]	3,35E-02	kg
Dióxido de enxofre [emissão p/ar]	1,62E-04	kg
NOx [emissão p/ar]	6,26E-05	kg
Metano [emissão p/ar]	4,81E-05	kg
Carbono orgânico volátil não-metano [emissão p/ar]	1,89E-05	kg
Monóxido de carbono [emissão p/ar]	6,69E-06	kg
Ácido clorídrico [emissão p/ar]	3,53E-06	kg
Ácido fluorídrico [emissão p/ar]	3,70E-07	kg
Óxido nitroso [emissão p/ar]	3,09E-07	kg
Fosfato [emissão p/água]	2,97E-07	kg
Outros	3,72E-04	kg

4.2.2 Produção de Óleo Diesel

A extração e refino do petróleo foi retirada do banco de dados do GaBi4 (PE, LBP, 2002). Segundo o modelo, o petróleo é extraído, parte em terra e parte no mar, transportado até refinarias (base Europa 2003, 95 refinarias). A refinaria produz diversos produtos, entre eles o óleo diesel, que representa 21,8% em peso dos produtos. O banco de dados não permitiu visualizar os processos internos da refinaria, mas o modelo básico da Figura 16 representa os fluxos principais de uma refinaria. O padrão de dessulfurização europeu é mais eficiente que o brasileiro, porém com gasto energético maior.

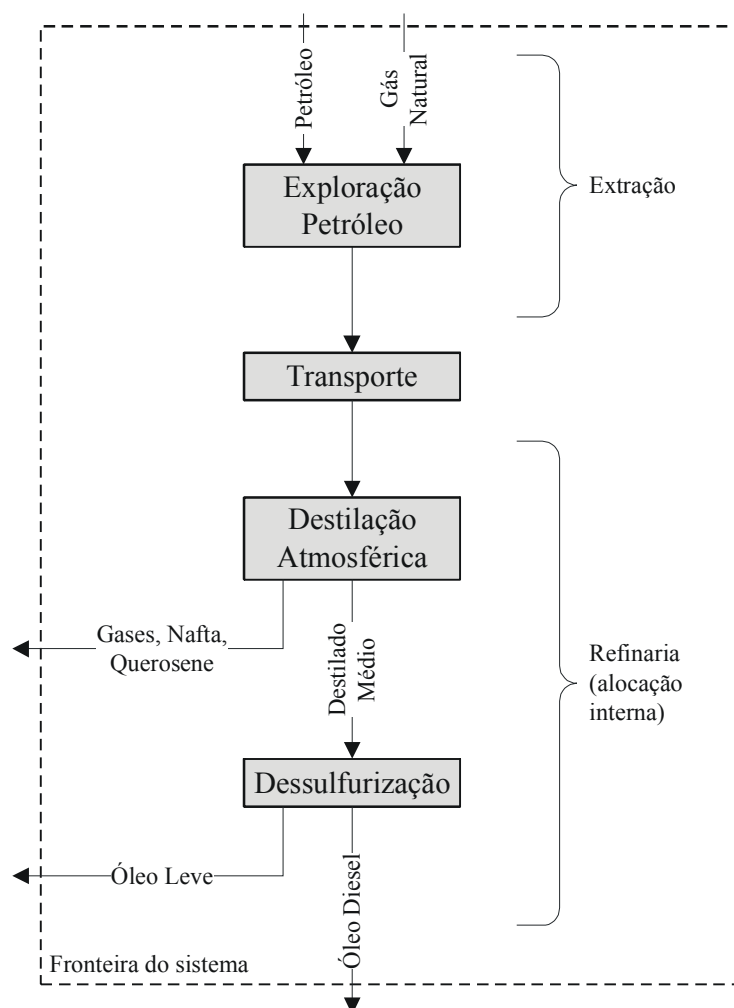


Figura 16 Modelo da extração de petróleo e gás natural e da produção de diesel em refinaria

Fonte: adaptado de PE, LBP (2002).

Os fluxos elementares presentes na Figura 16 estão vinculados aos processos de obtenção dessas substâncias no banco de dados. Na Tabela 7 estão compilados os dados de entrada e de saída maiores que 10^{-5} unidades.

Tabela 7 Inventário da produção de óleo diesel

Produção de Óleo Diesel (1 kg diesel)	Quantidade	Un .
Entradas		
Petróleo [recurso não-renovável]	1,10E+00	kg
Gás natural [recurso não-renovável]	5,64E-02	kg
Energia primária de hidrelétrica [recurso renovável]	4,06E-02	MJ
Linhita [recurso não-renovável]	1,33E-02	kg
Carvão [recurso não-renovável]	5,57E-03	kg
Outros (massa)	1,47E+00	kg
Outros (energia)	1,38E-02	MJ
Saídas		
Diesel [produto]	1,00E+00	kg
Metano [emissão p/ar]	3,72E-01	kg
Dióxido de enxofre [emissão p/ar]	1,72E-03	kg
NOx [emissão p/ar]	6,99E-04	kg
Monóxido de carbono [emissão p/ar]	3,70E-04	kg
Propano [emissão p/ar]	3,52E-04	kg
Carbono orgânico volátil não-metano [emissão p/ar]	1,19E-04	kg
Outros (massa)	1,60E+00	kg
Outros (energia)	1,38E-00	MJ

4.2.3 Transporte (uso do óleo diesel)

O inventário do uso de óleo diesel foi montado no software GaBi4. Utilizou-se um processo de transporte de carga (27 t) em um caminhão que, embora use a legislação europeia, é indicado pelo modelo para ser utilizado globalmente. Esse modelo de transporte foi utilizado tanto no cenário diesel quanto biodiesel.

As emissões, fruto do uso de transporte de caminhão, são dados de saída de um processo parametrizado no GaBi4, ou seja, dependem de algoritmos e dos dados de entrada. As variáveis de entrada são: distância (km), carga (t), teor de enxofre (ppm) e porcentagem do percurso em auto-estrada, rodovias ou urbano. A concentração de enxofre utilizada aqui é do padrão europeu (50 ppm), menor que o brasileiro (entre 500 e 2000 ppm).

As emissões que são calculadas, e dependem dos dados de entrada citados, são: dióxido de carbono, NOx, monóxido de carbono, carbono volátil orgânico não-metano (não-especificado), material particulado, dióxido de enxofre, metano, benzeno, óxido nitroso, amônia, xileno e tolueno. Uma vez os dados de entrada supracitados sejam inseridos, e a

conexão (transporte) entre o processo de origem e o processo de destino vinculada através de fluxos ambientais, automaticamente são fornecidos o consumo de combustível e as emissões resultantes do uso de transporte rodoviário.

Na Tabela 8, foram compilados os dados referentes ao uso do óleo diesel, para transporte de 1 kg de carga, em um caminhão com capacidade de 27 t (85% ocupado), por 100 km, teor de enxofre 50 ppm, com 50% do trajeto em área urbana e 50% em auto-estrada.

Tabela 8 Inventário do uso de óleo diesel para transporte

Uso do Óleo Diesel (1 kg carga)	Quantidade	Un .
Entradas		
Diesel	1,80E-03	kg
Carga	1,00E+00	kg
Saídas		
Carga	1,00E+00	kg
Dióxido de carbono [emissão p/ar]	5,71E-03	kg
NOx [emissão p/ar]	4,98E-05	kg
Monóxido de carbono [emissão p/ar]	1,19E-05	kg
Carbono orgânico volátil não-metano [emissão p/ar]	2,21E-06	kg
Material particulado (MP2.5) [emissão p/ar]	1,20E-06	kg
Dióxido de enxofre [emissão p/ar]	1,80E-07	kg
Metano [emissão p/ar]	5,59E-08	kg
Benzeno [emissão p/ar]	3,89E-08	kg
Óxido nitroso [emissão p/ar]	3,53E-08	kg
Amônia [emissão p/ar]	2,18E-08	kg
Xileno [emissão p/ar]	1,86E-08	kg
Tolueno [emissão p/ar]	7,45E-09	kg

4.2.4 Produção de Fertilizantes

Os dados do consumo de fertilizantes de nitrogênio, fósforo e potássio, para o plantio de girassol, foram retirados do estudo de CONCAWE, EUCAR, EC-JRC (2007) e Wang et al. (2003). Esses inventários contêm dados de consumo de combustível para transporte, processo industrial e eletricidade.

Os inventários do fertilizante K_2O e o fertilizante N estão apresentados nas Tabela 9 e Tabela 10, respectivamente, na próxima página. O inventário do fertilizante P_2O_5 está apresentado na Tabela 11 na página posterior.

Tabela 9 Inventário da produção de fertilizante K₂O

Produção de Fertilizante K ₂ O (1 kg de fertilizante K ₂ O)	Quantidade	Un .
Entradas		
Potássio	1,00E+00	kg
Energia elétrica	2,20E-01	MJ
Gás natural [recurso não-renovável]	1,70E-01	kg
Diesel	1,26E-02	kg
Saídas		
Fertilizante K₂O [produto]	1,00E+00	kg
Dióxido de carbono [emissão p/ar]	4,37E-02	kg
NOx [emissão p/ar]	3,57E-04	kg
Monóxido de carbono [emissão p/ar]	8,79E-05	kg
Metano [emissão p/ar]	4,71E-05	kg
Dióxido de enxofre [emissão p/ar]	2,29E-05	kg
Carbono orgânico volátil não-metano [emissão p/ar]	1,69E-05	kg
Material particulado (MP2.5) [emissão p/ar]	8,53E-06	kg
Propano [emissão p/ar]	4,42E-06	kg
Óxido nitroso [emissão p/ar]	3,18E-07	kg
Amônia [emissão p/ar]	1,81E-07	kg

Tabela 10 Inventário da produção de fertilizante N

Produção de Fertilizante N (1 kg de fertilizante N)	Quantidade	Un .
Entradas		
Nitrogênio	1,00E+00	kg
Gás natural [recurso não-renovável]	7,49E-01	kg
Energia elétrica	6,30E-01	MJ
Carvão [recurso não-renovável]	1,50E-01	kg
Óleo combustível	1,08E-01	kg
Diesel	2,00E-02	kg
Saídas		
Fertilizante N [produto]	1,00E+00	kg
Dióxido de carbono [emissão p/ar]	6,95E-02	kg
NOx [emissão p/ar]	5,68E-04	kg
Monóxido de carbono [emissão p/ar]	1,40E-04	kg
Metano [emissão p/ar]	7,51E-05	kg
Dióxido de enxofre [emissão p/ar]	3,65E-05	kg
Carbono orgânico volátil não-metano [emissão p/ar]	2,70E-05	kg
Material particulado (MP2.5) [emissão p/ar]	1,36E-05	kg
Propano [emissão p/ar]	7,04E-06	kg
Óxido nitroso [emissão p/ar]	5,06E-07	kg
Amônia [emissão p/ar]	2,89E-07	kg

Tabela 11 Inventário do fertilizante P₂O₅

Produção de Fertilizante P ₂ O ₅ (1 kg de fertilizante P ₂ O ₅)	Quantidade	Un .
Entradas		
Energia elétrica	1,60E+00	MJ
Fosfato (P ₂ O ₅)	1,00E+00	kg
Óleo combustível	1,24E-01	kg
Gás natural [recurso não-renovável]	7,15E-02	kg
Diesel	2,61E-02	kg
Carvão [recurso não-renovável]	2,17E-02	kg
Saídas		
Fertilizante P₂O₅ [produto]	1,00E+00	kg
Dióxido de carbono [emissão p/ar]	9,05E-02	kg
NOx [emissão p/ar]	7,40E-04	kg
Monóxido de carbono [emissão p/ar]	1,82E-04	kg
Metano [emissão p/ar]	9,78E-05	kg
Dióxido de enxofre [emissão p/ar]	4,75E-05	kg
Carbono orgânico volátil não-metano [emissão p/ar]	3,51E-05	kg
Amônia [emissão p/ar]	3,76E-07	kg

4.2.5 Correção da acidez do solo

As terras destinadas para agricultura no Rio Grande do Sul, em geral, necessitam de correção de acidez do solo, visando neutralizar ou reduzir os efeitos tóxicos do alumínio e/ou do manganês do solo (BISSANI et al., 2008). No método convencional, a aplicação de calcário (calagem) é realizada através da aplicação na camada superficial da terra e incorporação em até 20 cm de profundidade por aração e gradagem. De acordo com o cap. 9 de Biassini et al. (2004), a calagem é realizada de cinco em cinco anos, apenas com dosagem de manutenção, cerca de 30 a 50% inferior à primeira correção do solo.

Esse processo foi excluído do fluxograma do biodiesel devido ao resultado da análise de sensibilidade, do cap. 4.4.4.1.

4.2.6 Produção de Semente de Girassol

O processo elementar da produção de semente de girassol consiste na modelagem de um sistema produtivo agrícola de preparo da terra, semeadura, cultivo do girassol e colheita das sementes. O girassol é plantado na entressafra de um produto principal (ex: soja ou tabaco) em terra já destinada previamente para agricultura.

Dentro das fronteiras do sistema estão considerados o plantio de semente de girassol, adubação com fertilizante para correção de nitrogênio, fósforo e potássio, e uso de diesel no trator. O produto principal é semente de girassol colhida e as emissões diretas em campo, para o ar, e para a água. Nesse modelo, a calagem, o uso da terra e a infra-estrutura da propriedade rural são considerados investimentos destinados ao cultivo principal e, por isso, foram excluídos.

Segundo a CONAB (2008) e Smiderle et al. (2005), a produção média nacional de semente de girassol, em clima temperado, é de $1,5 \text{ t ha}^{-1}$. Segundo a Embrapa Soja (2000) e Barros et al. (2006), a densidade ótima de semeadura é decisiva no rendimento da cultura, devendo variar, em cultivos comerciais, entre 40.000 e 45.000 plantas por hectare (4 kg de sementes para o plantio). Os autores recomendam aplicar de 40 a 60 kg ha^{-1} de nitrogênio, de 40 a 80 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 40 a 80 kg ha^{-1} de K_2O . Segundo CONCAWE, EUCAR, EC-JRC (2007), o consumo de óleo diesel em uma produção de girassol é de 69 kg de diesel (2.963 MJ ha^{-1}).

As emissões de saída investigadas foram aquelas referentes aos ciclos do carbono, nitrogênio e fósforo no campo. O ciclo do carbono foi baseado no estudo de CONCAWE, EUCAR, EC-JRC (2007). O ciclo de nitrogênio foi investigado, a partir dos estudos divulgados pelo IPCC, e discutido por GM, LBST (2002). Por fim, as emissões de fósforo basearam-se na investigação de Dalgaard et al. (2006) para seu estudo de ACV.

O ciclo do carbono representa a formação da biomassa, através dos ciclos biológicos de fotossíntese e respiração, com conseqüente crescimento das plantas. Quando do ponto ideal para colheita, removem-se as sementes oleaginosas e as partes não aproveitadas (raiz, caule e folhas) permanecem no campo, acabando por ser incorporadas na terra. Se considerarmos o cultivo da terra permanente, ou que o ciclo da agricultura aconteça safra após safra, eternamente, isso significa que temos um estoque de carbono permanente, então podemos atribuir, a cada safra, um crédito de carbono equivalente à emissão de carbono no uso do biodiesel. A principal razão de se “zerar” a emissão de carbono no ciclo de vida do biodiesel é

devido à diferença entre incorporar carbono no biocombustível (ciclo curto) e incorporar carbono no combustível fóssil (ciclo longo). Nesse caso, o uso de biodiesel não aumenta a quantidade de carbono na atmosfera, mas sim recicla-o, dando o caráter de renovabilidade; descontando-se a parcela de emissões de combustível fóssil dentro do ciclo de vida do biocombustível.

O ciclo do nitrogênio representa a transformação, e o destino da parte não-incorporada pela planta, desse nutriente da terra. De acordo com a modelagem de GM, LBST (2002), ao aplicar fertilizante nitrogenado no campo, parte substancial imediatamente volatiliza a amônia (NH_3) e óxidos de nitrogênio (NO_x). O total de volatilização gira em torno de 15% do fertilizante aplicado; nesse estudo, atribuiu-se metade para cada um. No solo, cerca de 2,5% do nitrogênio é nitrificado e desnitrificado a óxido nitroso (N_2O) e emitido para a atmosfera. Do restante, parte é perdida através de escoamento superficial para corpos hídricos e para o subterrâneo. IPCC (1996) apud GM, LBST (2002) adota o valor médio de 30% do fertilizante aplicado, sob a forma de nitrato (NO_3), seja escoado. Por fim, o nitrogênio incorporado na biomassa, e no resíduo vegetal, e alguma possível emissão derivada desse fato, é excluído dessa modelagem.

Para emissão de fósforo, Dalgaard et al. (2006) retira informações do uso de fertilizantes e escoamento de atividades agrícolas na Europa. Entre as diversas metodologias revisadas, recomendaram utilizar 2,9% de escoamento superficial para o corpo hídrico de fosfato da carga de adubação de P_2O_5 , o qual também foi utilizado neste estudo.

Na Tabela 12, foram compilados os dados referentes ao processo agrícola de produção de sementes de girassol. Como os dados de entrada foram levantados referentes a um hectare plantado, e como o fluxo de referência é de 1 MJ de energia líquida de semente de girassol como produto ($23,6 \text{ MJ kg}^{-1}$), então cada megajoule de semente de girassol refere-se a $2,82\text{E-}05 \text{ ha}$ ($1\text{MJ}/(1.500 \text{ kg ha}^{-1} \times 23,6 \text{ MJ kg}^{-1})$).

Tabela 12 Inventário da produção de sementes de girassol

Produção de Sementes de Girassol (1 MJ)	Quantidade	Un .
Entradas		
Diesel	1,95E-03	kg
Fertilizante K ₂ O	1,69E-03	kg
Fertilizante N	1,41E-03	kg
Fertilizante P ₂ O ₅	1,69E-03	kg
Semente de girassol (15% umidade) [recurso]	2,67E-03	MJ
Saídas		
Semente de girassol (15% umidade) [produto]	1,00E+00	MJ
Dióxido de carbono [emissão p/ar]	-4,97E-02	kg
Nitrato [emissão p/água]	4,24E-04	kg
Amônia [emissão p/ar]	2,12E-04	kg
NO _x [emissão p/ar]	2,12E-04	kg
Fosfato [emissão p/água]	4,10E-05	kg
Óxido nítrico [emissão p/ar]	1,77E-05	kg

4.2.7 Produção de Óleo de Girassol

O inventário da produção de óleo de girassol foi formado com informações de artigos de pesquisadores da Embrapa e de CONCAWE, EUCAR, EC-JRC (2007) (Figura 17).

As sementes do girassol podem ser processadas em prensas com rosca sem fim, que esmaga as sementes numa velocidade lenta, mantida por um motor elétrico de 3 cv. Uma prensa bastante utilizada para produtores de oleaginosas pode processar de 20 a 50 quilos de matéria-prima por hora (OLIVEIRA & VIEIRA, 2004). Um filtro-prensa, pesquisado pela Embrapa, tem potência de 2 cv e capacidade de processar de 600 a 800 kg, por dia. No total, utiliza-se 388,8 MJ de energia elétrica para processar semente colhida de um hectare. Segundo CONCAWE, EUCAR, EC-JRC (2007), são obtidos 0,435 quilos de óleo de girassol para cada quilo de semente, os restantes 0,565 kg, são de torta.

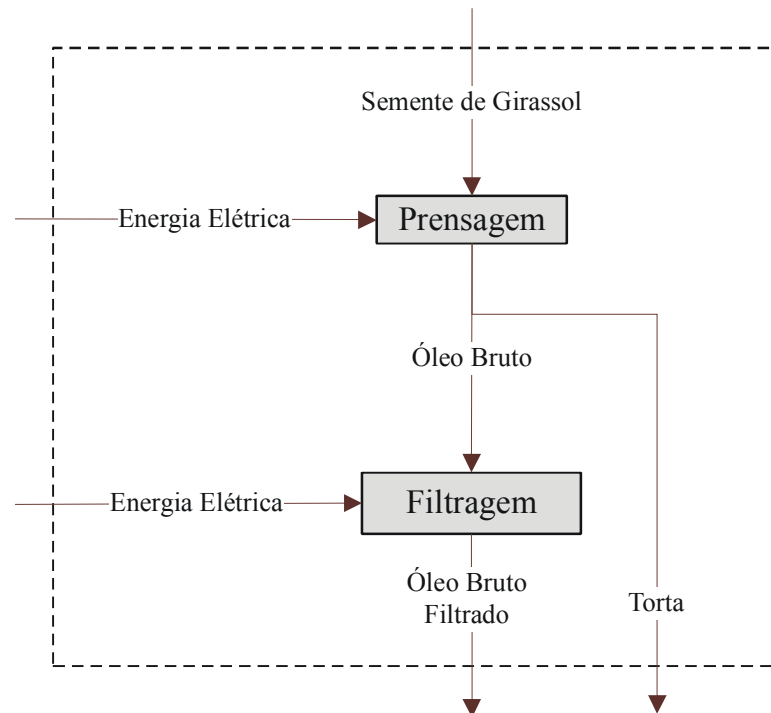


Figura 17 Produção de óleo de girassol

Fonte: adaptado de Oliveira & Vieira (2009)

Na Tabela 13, estão compilados os dados referentes ao processo industrial de produção de óleo de girassol. O fluxo de referência é 1 MJ de energia líquida de óleo de girassol ($36,3 \text{ MJ kg}^{-1}$).

Tabela 13 Inventário da produção de óleo de girassol

Produção de Óleo de Girassol (1MJ)	Quantidade	Un.
Entradas		
Energia elétrica	7,14E-03	MJ
Sementes de girassol (15% umidade)	1,49E+00	MJ
Saídas		
Torta de girassol [subproduto]	3,61E-02	kg
Óleo de girassol [produto]	1,00E+00	MJ

4.2.8 Produção de Metanol

A produção de metanol foi extraída do banco de dados do GaBi4 (PE, LBP, 2002). Esse banco de dados refere-se à produção de metanol utilizando processo catalítico com gás natural e vapor como matérias-primas. O inventário consolidado compreende desde a obtenção da matéria-prima até o portão da fábrica (Figura 18). O fluxo de referência é 1 MJ de metanol ($19,929 \text{ MJ kg}^{-1}$).

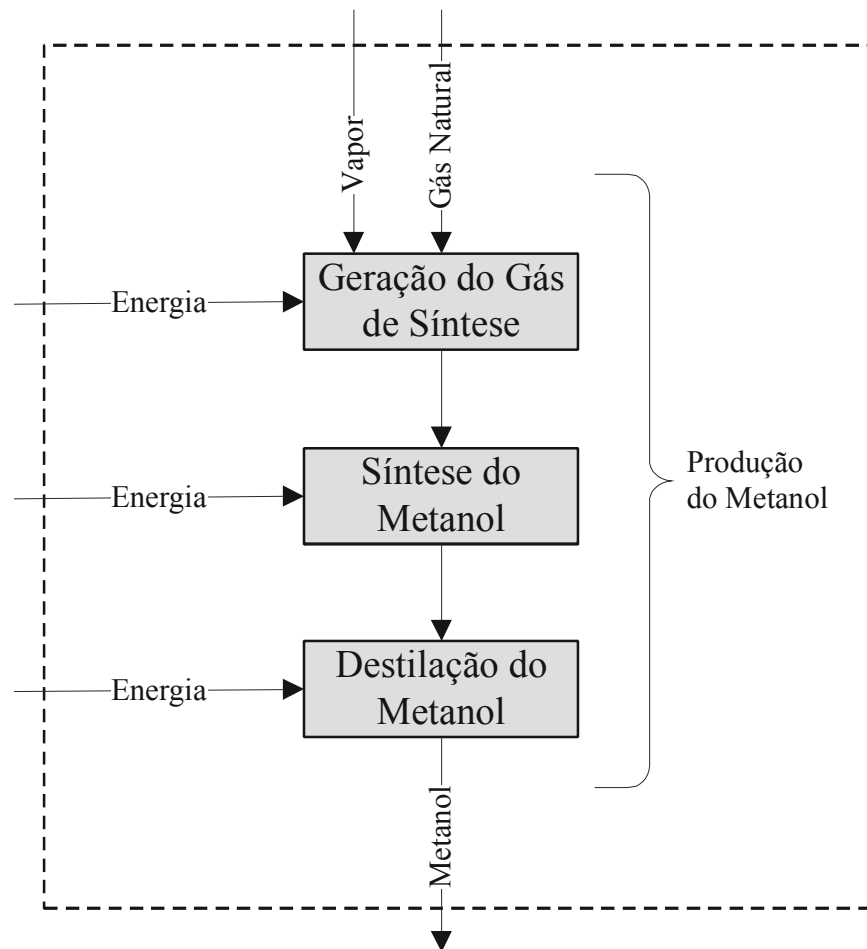


Figura 18 Fluxograma representativo da produção do metanol

Fonte: adaptado de PE, LBP (2002)

Nesse estudo, utilizou-se de metanol, para produção de biodiesel, produzido no sistema descrito acima. Esse mesmo produto foi utilizado por Krause (2008). Considerou-se metanol comprado no Rio de Janeiro e transportado com distância equivalente, como se fosse a Porto Alegre. Os dados compilados são visualizados na Tabela 14. O fluxo de referência é 1 MJ de metanol ($19,929 \text{ MJ kg}^{-1}$).

Tabela 14 Inventário da produção de metanol

Produção de Metanol (1MJ de metanol)	Quantidade	Un.
Entradas		
Água	2,00E-01	kg
Gás natural [recurso não-renovável]	4,58E-04	kg
Energia elétrica	3,35E-04	MJ
Diesel	6,09E-06	kg
Saídas		
Metanol [produto]	1,00E+00	MJ
Dióxido de carbono [emissão p/ar]	1,53E-01	kg
Monóxido de carbono [emissão p/ar]	4,97E-04	kg
Metano [emissão p/ar]	4,01E-04	kg
NOx [emissão p/ar]	3,63E-04	kg
Carbono orgânico volátil não-metano [emissão p/ar]	3,51E-05	kg
Dióxido de enxofre [emissão p/ar]	1,56E-05	kg
Metanol [emissão p/ar]	1,35E-05	kg
Material particulado (não-especificado) [emissão p/ar]	5,10E-07	kg
Fosfato [emissão p/água]	2,51E-07	kg
Hidrocarbonetos (não-especificado) [emissão p/ar]	1,35E-07	kg
Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) [emissão p/ar]	2,54E-10	kg
Dioxinas (não-especificado) [emissão p/ar]	4,82E-16	kg

4.2.9 Produção de Biodiesel

O inventário da produção de biodiesel foi construído a partir da modelagem do sistema de produção de uma usina piloto, instalada na Universidade Federal de Pelotas. Essa usina foi utilizada para o desenvolvimento da tese de doutorado de Krause (2008). Entre setembro de 2007 e maio de 2008, acompanhou-se quatro produções de biodiesel de girassol e metanol, tomando-se dados de consumo de energia elétrica, quantidade de matéria-prima e produto.

O processo industrial (Figura 19) inicia-se com o aquecimento do óleo de girassol. Juntamente com o metanol, as duas matérias-prima são misturadas por 1,5 h no reator, por impelidores, enquanto resistências mantêm o meio a 60°C. Após, inicia-se a decantação da glicerina. Aguarda-se pelo menos seis horas para que a glicerina livre se separe do resto da mistura, por diferença de densidade. Então, a fase pesada (glicerina) é retirada primeiramente por baixo. Posteriormente, a fase leve (biodiesel) é retirada e acondicionada em outro tanque. O biodiesel é aquecido novamente por resistências para a remoção da umidade. Por fim, o biocombustível é filtrado e está pronto para ser distribuído.

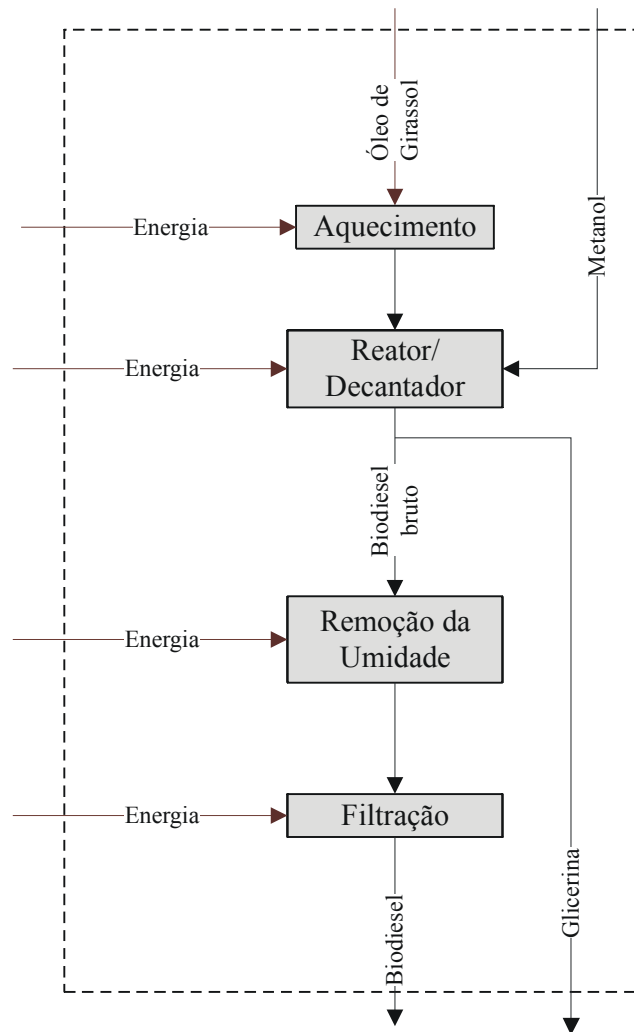


Figura 19 Fluxograma do processo de produção do biodiesel

Fonte: adaptado de Krause (2008).

Na Tabela 15, estão compilados os dados referentes ao processo industrial de produção de biodiesel. O fluxo de referência é uma produção diária de 800 L de biodiesel ($0,88 \text{ kg dm}^{-3}$; $37,00 \text{ MJ}^{-1} \text{ kg}$).

Tabela 15 Inventário da produção de biodiesel

Produção de Biodiesel (800 L de biodiesel)	Quantidade	Un.
Entradas		
Energia elétrica	4,67E+03	MJ
Óleo de girassol	7,14E+02	kg
Água	4,00E+02	kg
Metanol	1,11E+02	kg
Saídas		
Biodiesel [produto]	2,60E+04	MJ
Efluente líquido	4,00E+02	kg
Glicerina [subproduto]	1,40E+02	kg

4.2.10 Uso do Biodiesel

O inventário do uso do biodiesel foi construído tendo como referência o inventário do uso do óleo diesel, e modificado, baseado na variação de desempenho do biocombustível em relação ao outro. O estudo de EPA (2002) foi escolhido como fonte para os coeficientes de variação. Ele foi citado previamente neste trabalho, na revisão bibliográfica sobre biodiesel, Figura 11. O procedimento empregado foi multiplicar as emissões do diesel (referente ao item 4.2.3, uso do diesel) pelos coeficientes de variação das emissões para B100, de acordo com a Tabela 16:

Tabela 16 Alteração nas emissões para B100, em relação ao óleo diesel

Emissões	Alteração nas emissões (%)
Óxidos de nitrogênio (NO _x)	+ 10,290
Material particulado (MP)	- 47,186
Hidrocarbonetos totais	- 67,356
Monóxido de carbono (CO)	- 48,113

Fonte: adaptado de EPA (2002)

As emissões de outras substâncias também foram investigadas, mas tomando-se como referência outros trabalhos. Em relação ao dióxido de carbono, Sheehan et al. (1998) verificou que não há diferença significativa na quantidade emitida, por megajoule de combustível, entre diesel e biodiesel. Já segundo Knothe et al. (2005), p. 175, o biodiesel reduz as emissões de hidrocarbonetos aromáticos (no caso, benzeno, tolueno e xileno) e alcenos. O enxofre não faz parte da composição química do biodiesel e por isso não há emissão de dióxido de enxofre. Pela falta de dados científicos, não foram computadas as emissões de amônia e metano. Na Tabela 17, estão compilados os dados referentes ao uso do biodiesel. O fluxo de referência é 1 GJ de energia líquida do biodiesel (37 MJ kg⁻¹).

Tabela 17 Inventário do uso do biodiesel

Uso do Biodiesel (1 GJ)	Quantidade	Un.
Entradas		
Biodiesel [combustível]	1,00E+03	MJ
Saídas		
Dióxido de carbono [emissão p/ar]	7,39E+01	kg
NO _x [emissão p/ar]	6,92E-01	kg
Monóxido de carbono [emissão p/ar]	7,18E-02	kg
Carbono orgânico volátil não-metano [emissão p/ar]	8,93E-03	kg
Material particulado (MP2.5) [emissão p/ar]	7,73E-03	kg

4.2.11 Consolidação do inventário

4.2.11.1 Ciclo de vida do óleo diesel

O ciclo de vida do óleo diesel foi modelado a partir dos inventários individualizados apresentados nos itens anteriores. Na Figura 20, são apresentados os processos considerados e seus respectivos fluxos mássicos. Os fatores de escala, utilizados nos processos elementares, são apresentados na Tabela 18, de acordo com a unidade de referência estabelecida.

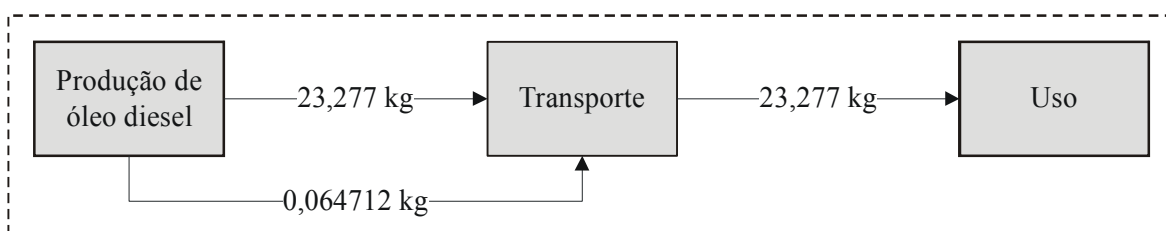


Figura 20 Fluxograma do sistema diesel

Tabela 18 Fatores de escala dos processos elementares do sistema diesel

Processos elementares	Fator de escala	Unidade (referência)
Produção de óleo diesel	23,342	1 kg de diesel
Transporte do diesel	23,277	1 kg de carga
Uso do óleo diesel	1,0000	1 GJ

Obs: fatores arredondados a cinco algarismos significativos.

O processo de transporte de diesel, ao mesmo tempo em que transporta diesel como carga, também o consome para deslocamento. Para esse caso específico, a Tabela 19 abaixo detalha as informações de entrada, que determinam o consumo de combustível e emissões referente ao uso de transporte rodoviário.

Tabela 19 Dados de entrada adotados para modelagem dos processos de transporte no sistema diesel

	Distância (km)	Carga (kg)	Teor de enxofre (ppm)	% percurso		
				auto-estrada	rodovia	urbano
Transporte do diesel	216	23,277	50	100	0	0

Obs: distância hipotética da distribuidora, na região metropolitana, até outro pólo regional; nesse caso, distância entre Canoas/RS e Passo Fundo/RS

O inventário consolidado consta da Tabela 23, juntamente com o cenário do biodiesel, para fins de comparação.

4.2.11.2 Ciclo de vida do biodiesel

O ciclo de vida do biodiesel foi modelado a partir dos inventários individualizados apresentados nos itens anteriores. Na Figura 21, são apresentados os processos considerados e seus respectivos fluxos mássicos e de energia.

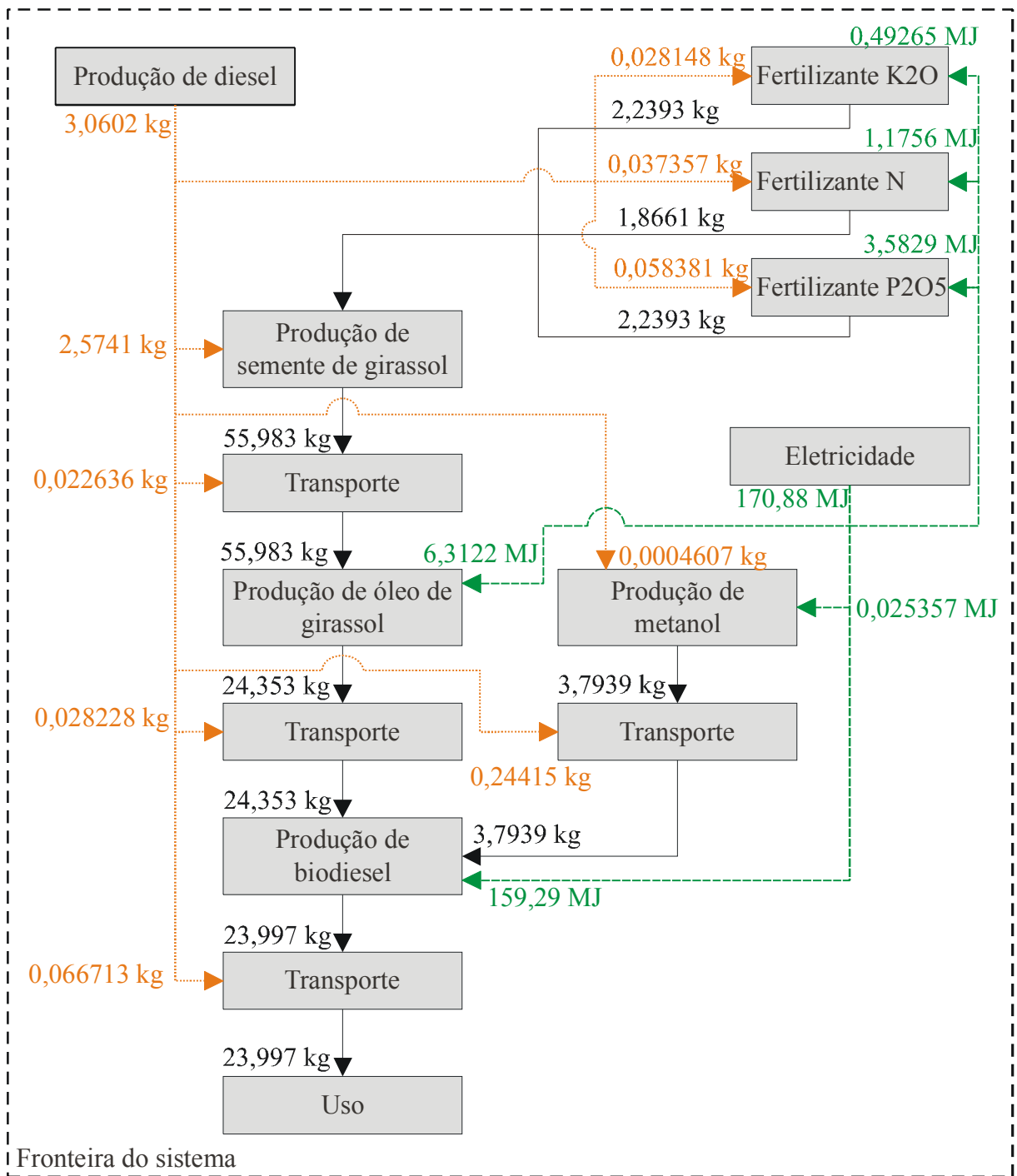


Figura 21 Fluxograma do sistema biodiesel

Obs: fluxo verde: eletricidade; fluxo laranja: óleo diesel; fluxo preto: demais casos

Os fatores de escala, utilizados nos processos elementares, são apresentados na Tabela 20, de acordo com a unidade de referência estabelecida.

Tabela 20 Fatores de escala dos processos elementares do sistema biodiesel

Processos elementares	Fator de escala	Unidade (referência)
Energia elétrica	170,87	1 MJ de eletricidade
Produção de óleo diesel	3,0602	1 kg de diesel
Produção de fertilizante P ₂ O ₅	2,2393	1 kg fertilizante P ₂ O ₅
Produção de fertilizante K ₂ O	1,8660	1 kg fertilizante K ₂ O
Produção de fertilizante N	2,2393	1 kg fertilizante N
Produção de semente de girassol	1,3212	1 MJ de semente de girassol
Transporte de sementes	55,983	1 kg de carga de semente
Produção de óleo de girassol	884,00	1 MJ de óleo de girassol
Transporte de óleo	24,353	1 kg de carga de óleo de girassol
Produção de metanol	75,609	1 MJ de metanol
Transporte de metanol	3,7939	1 kg de carga de metanol
Produção de biodiesel	0,034088	2,60E+04 MJ (800 L de biodiesel)
Transporte de biodiesel	23,997	1 kg de carga de biodiesel
Uso do biodiesel	0,88800	1 GJ p/motor

Obs: fatores arredondados a cinco dígitos.

Assim como no cenário óleo diesel, o processo de transporte de cargas, ao mesmo tempo em que transporta os diversos produtos, também consome óleo diesel para deslocamento. Para esse caso específico, a Tabela 21 a seguir detalha os dados de entrada, que determinam o consumo de combustível e emissões referente ao uso de transporte rodoviário.

Tabela 21 Dados de entrada adotados para modelagem dos processos de transporte no sistema biodiesel

Processo de transporte de cargas	Distância (km)	Carga (kg)	Teor de enxofre (ppm)	% percurso		
				auto-estrada	rodovia	urbano
Transporte de sementes de girassol*	30	55,983	50	80	15	5
Transporte de óleo de girassol**	86	24,353	50	80	15	5
Transporte de metanol***	1.200	3,7939	50	100	0	0
Transporte de biodiesel****	216	23,997	50	100	0	0

Obs: (*) distância hipotética entre a propriedade agrícola e a unidade esmagadora

(**) distância hipotética entre a unidade esmagadora e a usina de biodiesel (interior do estado)

(***) distância hipotética entre o porto (Rio de Janeiro/RJ) e a usina de biodiesel

(****) distância hipotética da usina de biodiesel até a distribuidora, na região metropolitana; nesse caso, distância entre Canoas/RS e Passo Fundo/RS

Os processos de produção de diesel e energia elétrica foram utilizados para fornecer combustível e eletricidade para vários processos no ciclo de vida do biodiesel. A Tabela 22 apresenta a participação de cada processo elementar do sistema biodiesel no consumo de

diesel e eletricidade. Em destaque na Tabela 22, os processos que participam com relevância para cada um dos dois processos.

Tabela 22 Participação de cada processo elementar do sistema biodiesel no consumo de óleo diesel e eletricidade

Processo elementar	Óleo diesel	Eletricidade
Fertilizante K ₂ O	0,9%	0,3%
Fertilizante N	1,2%	0,7%
Fertilizante P ₂ O ₅	1,9%	2,1%
Produção de biodiesel	-	93,2%
Produção de metanol	0,1%	>0,1%
Produção de óleo de girassol	-	3,7%
Produção de semente de girassol	84,1%	-
Transporte biodiesel	2,2%	-
Transporte metanol	8,0%	-
Transporte óleo	0,9%	-
Transporte semente	0,7%	-
Uso do biodiesel	-	-
TOTAL	100,0%	100,0%

A Tabela 22 revelou que a produção de semente de girassol apresenta o maior consumo de diesel do ciclo de vida do biodiesel, devido ao uso do trator no campo. Outro destaque é o consumo de combustível para transportar metanol, devido à maior distância percorrida. Já a produção de energia elétrica é utilizada majoritariamente na produção de biodiesel, devido ao uso de aquecimento por resistências elétricas.

4.2.11.3 Emissão do inventário do diesel e biodiesel

Os inventários consolidados do cenário óleo diesel e do cenário biodiesel, podem ser visualizados na Tabela 23. Nele são contabilizados os dados de entrada, como recursos e fontes de energia e os dados de saída, como as emissões para o ar e a água, bem como recursos e energia excedentes. As contribuições são expressas em quilograma (kg), para substâncias envolvidas no processo e em megajoule (MJ), quando se trata de recursos energéticos, renováveis ou não.

Tabela 23 Inventário consolidado do diesel e biodiesel

Fluxos	Diesel	Biodiesel	Un.
Entradas			
Petróleo [recurso não-renovável]	2,57E+01	3,74E+00	kg
Gás natural [recurso não-renovável]	1,32E+00	3,20E+00	kg
Linhita [recurso não-renovável]	3,10E-01	2,69E+00	kg
Carvão [recurso não-renovável]	1,30E-01	8,74E-01	kg
Lenha [recurso renovável]	2,99E-05	5,40E-03	kg
Urânio [recurso não-renovável]	9,62E-06	3,80E-05	kg
Outros [recursos]	3,43E+01	8,51E+00	kg
Energia hidrelétrica [recurso renovável]	9,47E-01	1,91E+02	MJ
Semente de girassol (15% umidade) [recurso renovável]	0,00E+00	1,49E-01	MJ
Outros [energia renovável]	3,22E-01	4,22E-02	MJ
Saídas			
Energia	1,00E+03	1,00E+03	kg
Dióxido de carbono [emissão p/ar]	8,11E+01	1,97E+01	kg
Monóxido de carbono [emissão p/ar]	1,47E-01	1,06E-01	kg
Metano [emissão p/ar]	8,75E-02	5,04E-02	kg
Dióxido de enxofre [emissão p/ar]	4,25E-02	3,43E-02	kg
Grupo COV não-metano [emissão p/ar]	3,02E-02	1,47E-02	kg
Propano [emissão p/ar]	8,21E-03	1,10E-03	kg
Óxido nitroso [emissão p/ar]	5,83E-04	2,34E-02	kg
Pentano [emissão p/ar]	5,75E-04	7,53E-05	kg
Benzeno [emissão p/ar]	5,08E-04	2,14E-05	kg
Amônia [emissão p/ar]	3,75E-04	2,80E-01	kg
Xileno [emissão p/ar]	2,40E-04	4,25E-06	kg
Sulfeto de hidrogênio [emissão p/ar]	1,47E-04	1,92E-05	kg
Tolueno [emissão p/ar]	9,44E-05	1,50E-06	kg
Hexano [emissão p/ar]	8,87E-05	1,16E-05	kg
Ácido clorídrico [emissão p/ar]	7,15E-05	6,13E-04	kg
Heptano [emissão p/ar]	5,98E-05	7,84E-06	kg
Grupo HPA [emissão p/ar]	4,93E-05	6,73E-06	kg
Grupo COV (não-especificado) [emissão p/ar]	1,39E-05	1,83E-06	kg
Outros [emissão p/ar]	8,05E+00	1,93E+00	kg
Fosfato [emissão p/água]	1,35E-05	5,42E-02	kg
Outros [emissão p/água]	3,11E-01	6,60E-01	kg
Água [emissão p/sistema]	1,62E+01	2,12E+00	kg
Efluente líquido [emissão p/sistema]	0,00E+00	1,36E+01	kg
Glicerina [subproduto]	0,00E+00	4,77E+00	kg
Torta [subproduto]	0,00E+00	3,19E+01	kg
Outros [massa p/sistema]	6,55E+00	8,59E-01	kg
Outros [energia não-renovável p/sistema]	3,09E+01	4,22E+00	MJ
Outros [energia renovável p/sistema]	1,69E-01	2,22E-02	MJ

4.3 Avaliação de impacto

As categorias escolhidas e listadas abaixo, na Tabela 24, correspondem à metodologia de IMPACT2002+, de Jolliet et al. (2003). O alcance desse estudo corresponde ao impacto (*midpoint*) para os quais Humbert (2005) dispôs os fatores de caracterização e de normalização adaptados ao software GaBi4 (ver Anexo).

Tabela 24 Categorias de impacto selecionadas

Categoria	Alcance geográfico	Vínculo com categoria de dano do IMPACT2002+
Acidificação	regional/local	qualidade do ecossistema
Aquecimento global 500 anos	global	alteração no clima
Energia não-renovável	global	uso de recursos
Eutrofização	regional/local	qualidade do ecossistema
Oxidação fotoquímica	regional	saúde

Para essa metodologia ser empregada, os dados coletados do inventário foram inseridos no software. O modelo compilou os dados nas categorias de impacto, de acordo com as unidades de referência de cada processo elementar e com os fatores de caracterização dos fluxos ambientais.

A justificativa para a escolha das categorias de impacto acima encontra-se embasada em Menichetti & Otto (2009), que revisaram trinta estudos de ACV de biocombustíveis e verificaram que, além do aquecimento global, outras categorias de impacto ambiental foram utilizadas, na ordem de frequência: acidificação, eutrofização, oxidação fotoquímica, toxicidade, camada de ozônio e redução dos recursos abióticos.

Optou-se por excluir as categorias de toxicidade devido à falta de dados confiáveis. Para dano à saúde optou-se por utilizar a categoria de oxidação fotoquímica supracitada. Para recursos abióticos optou-se por medir o uso de energia não-renovável. Para esse estudo de ACV, as categorias de impacto cobriram os efeitos no ambiente relevantes ao uso de combustível no setor de transporte, considerando: alcance geográfico (local, regional e global) e alcance funcional (vínculo com as quatro categorias de dano, tal como exposto na Tabela 3).

Cada categoria tem um método de cálculo de fator de caracterização, utilizado na metodologia escolhida. Na Tabela 25, estão demonstrados os algoritmos e a justificativa de cada contribuição.

Tabela 25 Origem dos fatores de caracterização das categorias selecionadas

Fonte: Adaptado de Heijungs et al. (1992)

Categoria	Fórmula (unidade)	Contribuição
Acidificação	$\sum_i AP_i \times e_i$ (kg _{eq} SO ₂)	Mede a propensão de emissão de H ⁺ de certa substância comparada com o dióxido de enxofre
Aquecimento global	$\sum_i GWP_i \times e_i$ (kg _{eq} CO ₂)	Mede a absorção de radiação infravermelha absorvida por certa substância em comparação com o CO ₂
Energia não-renovável	$\sum_i \frac{\text{uso do recurso}_i}{\text{reservas}_i}$ (MJ)	Mede a quantidade de material de origem não-renovável utilizada com as reservas.
Eutrofização	$\sum_i EP_i \times e_i$ (kg _{eq} PO ₄ ³⁻)	Mede a capacidade de certa substância de formar biomassa em comparação com o fósforo
Oxidação fotoquímica	$\sum_i POCP_i \times e_i$ (kg _{eq} C ₂ H ₄)	Mede a quantidade de massa que certa substância tem para formar oxidante em comparação com o eteno.

Obs: e_i = emissão da substância i para o ambiente, em massa.
 AP = potencial de acidificação (*acidification potential*)
 GWP = potencial de aquecimento global (*global warming potential*)
 EP = potencial de eutrofização aquática (*eutrophication potential*)
 POCP = potencial formador de oxidantes (*photochemical ozone creation potential*)

A normalização da avaliação de impacto foi realizada utilizando-se os fatores de normalização base Europa (4,31E+08 habitantes), das categorias da metodologia IMPACT2002+ de Jolliet et al. (2003), e renormalizado para o Brasil (1,84E+08 habitantes). A versão em Excel pronta para ser utilizada no GaBi4 pode ser encontrada no *website* do *Swiss Federal Institute of Technology Lausanne* (EPFL), sob responsabilidade do prof. Sébastien Humbert (Tabela 26).

Tabela 26 Fatores de normalização adaptados para o Brasil

Fonte: Adaptado de Jolliet et al. (2003)

Categorias	Fator de normalização	Unidade
Acidificação	155,13	kg _{eq} SO ₂ p/ar ÷ (pessoa × ano)
Aquecimento global	23308,4	kg _{eq} CO ₂ p/ar ÷ (pessoa × ano)
Energia não-renovável	356068	MJ ÷ (pessoa × ano)
Eutrofização	27,675	kg _{eq} PO ₄ ³⁻ p/água ÷ (pessoa × ano)
Oxidação fotoquímica	29,05	kg _{eq} C ₂ H ₄ p/ar ÷ (pessoa × ano)

4.3.1 Classificação e caracterização

A Tabela 27 abaixo apresenta os impactos ambientais das cinco categorias selecionadas dos sistemas diesel e biodiesel.

Tabela 27 Impactos ambientais do sistema diesel e biodiesel

Categoria	Unidade	Diesel (*)	Biodiesel (*)
Acidificação	kg _{eq} SO ₂ p/ar	0,043585	0,5612655
Aquecimento global	kg _{eq} CO ₂ p/ar	81,997	23,920
Energia não-renovável	MJ	1238,9	364,57
Eutrofização	kg _{eq} PO ₄ ³⁻ p/água	0,00073200	0,054282
Oxidação fotoquímica	kg _{eq} C ₂ H ₄ p/ar	0,020925	0,0095345

(*) Unidade funcional = 1 GJ = 23,277 kg diesel e 23,997 kg biodiesel

Obs: Onde se aplica, cada valor foi apresentado com cinco algarismos significativos

Na comparação entre diesel e biodiesel, os escores calculados dos impactos ambientais podem ser mostrados por categoria separadamente como um gráfico de barras, em que o escore maior, de cada categoria, é escalonado a 100% (Figura 22).

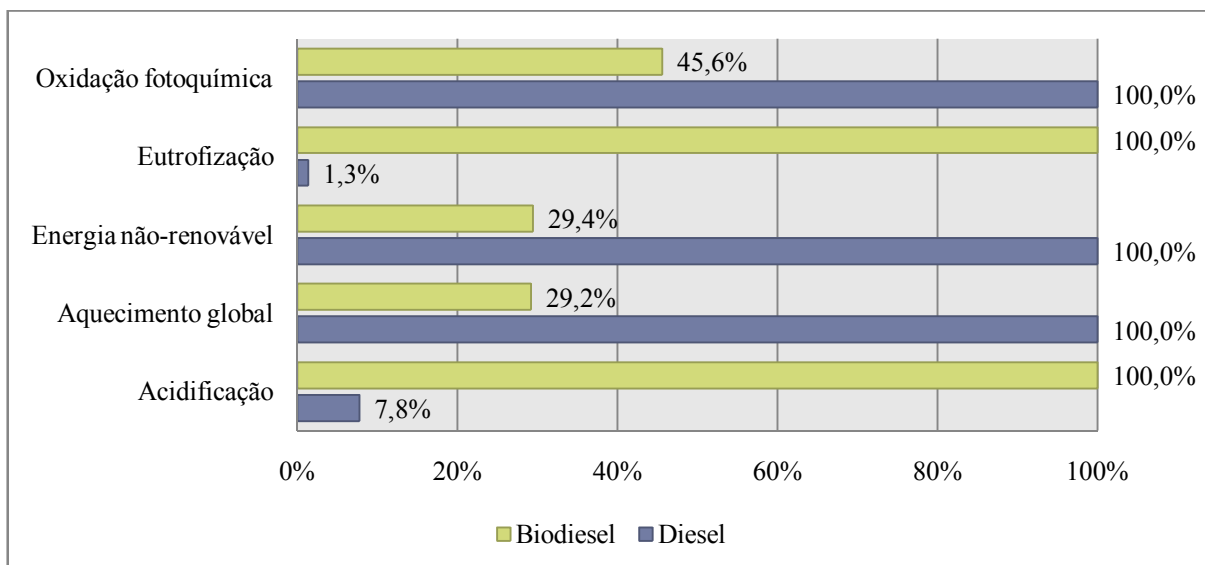


Figura 22 Caracterização dos impactos ambientais do diesel e do biodiesel

O que se pode observar, preliminarmente, é que o biodiesel, em comparação com o óleo diesel, como combustível de origem renovável, reduz o uso de energia não-renovável e o impacto do aquecimento global. Por outro lado, o uso do biodiesel aumenta os impactos de ação local e regional, como acidificação e eutrofização. Sobre a oxidação fotoquímica, o uso do óleo diesel causa mais impacto, embora as emissões do uso do biodiesel sejam relevantes, também.

4.3.2 Normalização e agrupamento

Os valores de impacto, para o cenário óleo diesel e o cenário biodiesel, da Tabela 27, foram divididos pelos fatores de normalização da Tabela 26. Na Tabela 28, visualizam-se os resultados para as cinco categorias de impacto. Na última linha da tabela, os valores foram somados (agrupados) em um valor único final.

Tabela 28 Resultado normalizado dos impactos ambientais do diesel e biodiesel

Categorias	Unidade	Diesel (*)	Biodiesel (*)
Acidificação	pessoa x ano	2,81E-04	3,62E-03
Aquecimento global	pessoa x ano	3,52E-03	1,03E-03
Energia não-renovável	pessoa x ano	3,48E-03	1,02E-03
Eutrofização	pessoa x ano	2,64E-05	1,96E-03
Oxidação fotoquímica	pessoa x ano	7,20E-04	3,28E-04
Total (agrupamento)	pessoa x ano	8,03E-03	7,96E-03

(*) U.F. = 1 GJ = 23,277 kg diesel e 23,997 kg biodiesel

Obs: Valores com arredondamento

O escore final agrupado revelou que o impacto do ciclo de vida do biodiesel, em relação óleo diesel é menor em 0,8%, o que leva a crer que não há diferença significativa, dado o número de parâmetros adotados e estipulados pelo autor. Esses escores normalizados podem ser visualizados em um gráfico de barras 100% empilhadas, na Figura 23 abaixo.

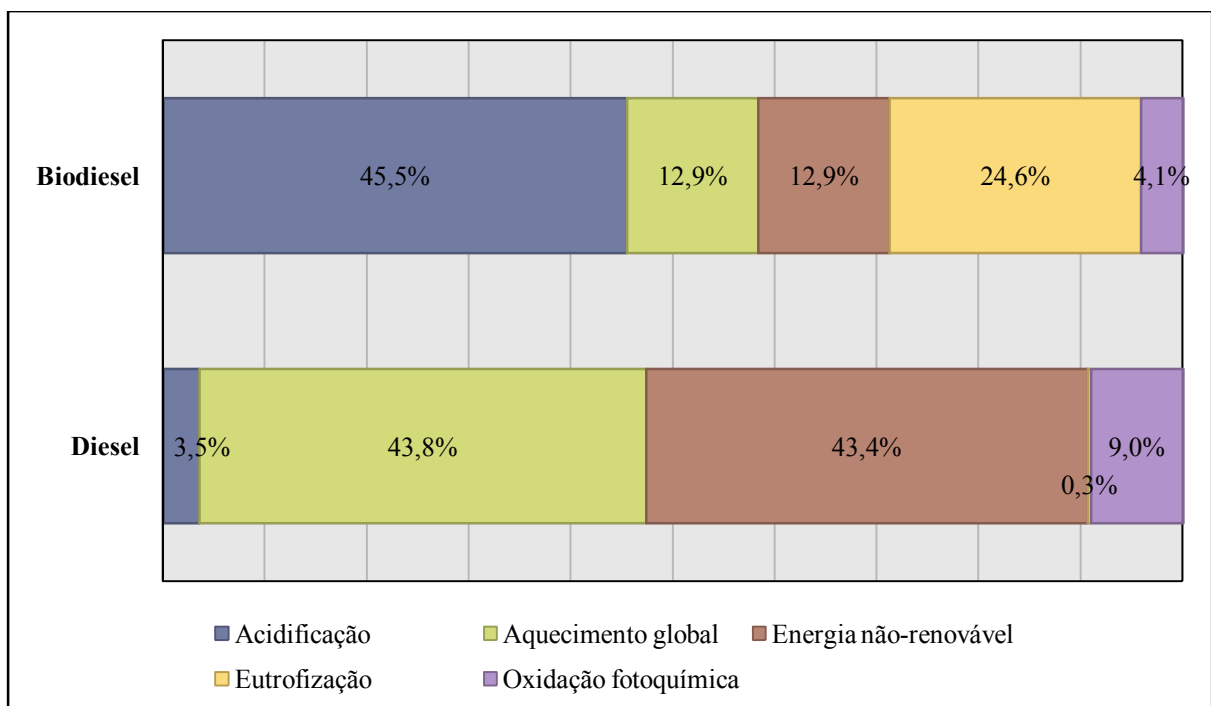


Figura 23 Distribuição dos escores normalizados das cinco categorias de impacto selecionadas para os sistemas diesel e biodiesel

Da figura da página anterior, conclui-se que a maior parte dos impactos do uso do óleo diesel pode ser atribuída ao uso de energia não-renovável e da emissão dos gases do efeito estufa, que contribuem para o aquecimento global. Já a maior parte do indicador de impacto do uso do biodiesel está atribuída aos impactos da acidificação e da eutrofização.

4.3.3 Avaliação da mistura entre óleo diesel e biodiesel

As misturas do biodiesel no diesel, de zero a 100%, podem ser observadas na Figura 24, somando-se proporcionalmente a fração de cada combustível e seus impactos. A linha de chamada B5 representa a mistura de 5% de biodiesel no óleo diesel, obrigatório para frotas comerciais a partir de janeiro de 2010.

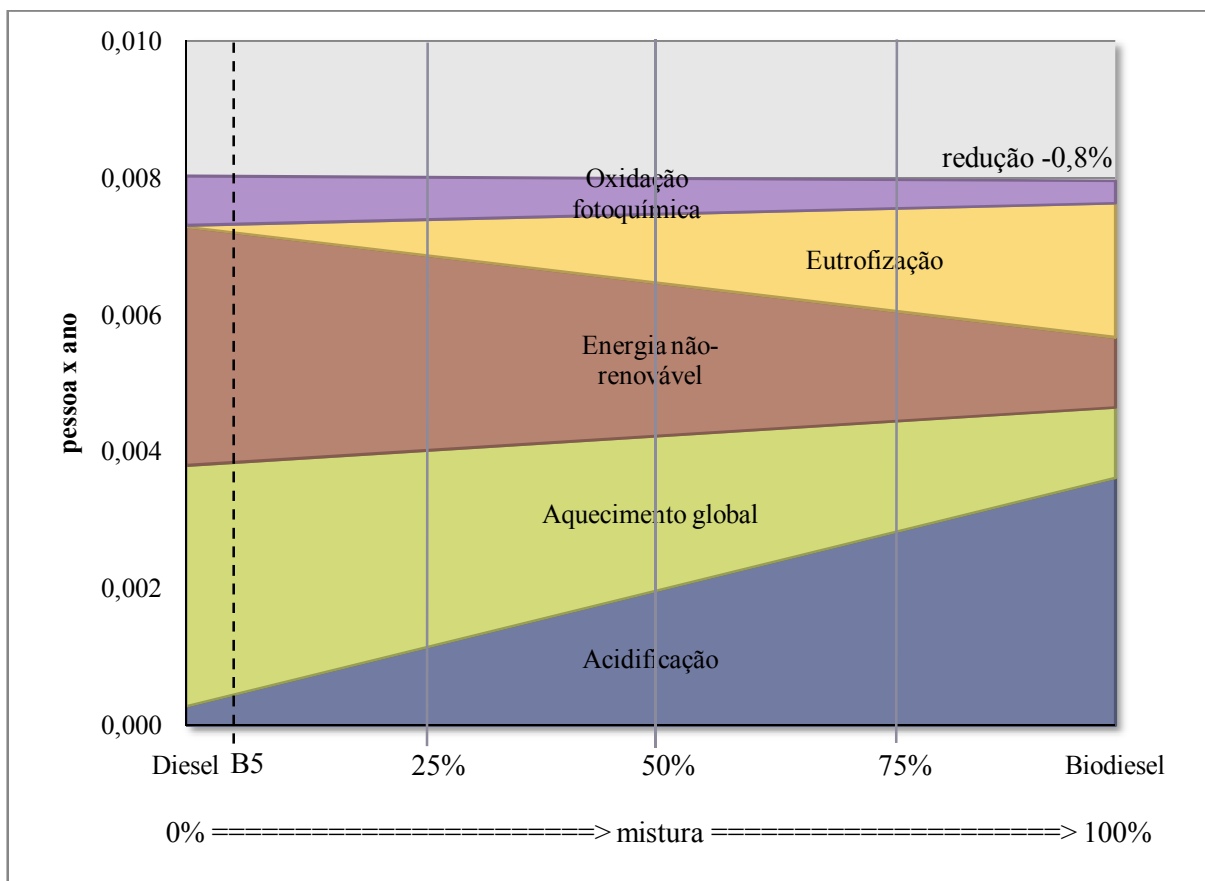


Figura 24 Desempenho ambiental da mistura de biodiesel e diesel

Em relação ao exposto acima, pode-se observar que, à medida em que se aumenta a fração de biodiesel na mistura, os impactos de ação global (aquecimento global e energia não-renovável) diminuem, embora os impactos de acidificação e eutrofização, de ação local, aumentem. De maneira geral, os impactos diminuem gradativamente muito pouco.

4.4 Interpretação

4.4.1 Análise de contribuição

Utilizada para identificar quais substâncias e processos são responsáveis por uma contribuição substancial das intervenções ambientais.

4.4.1.1 Cenário óleo diesel

Os três processos do ciclo de vida do óleo diesel, produção, transporte e uso, contribuem de maneira diferenciada. Tal como demonstrado na Figura 25, observa-se que a produção de diesel contribui com a maioria dos impactos, em segundo o uso do diesel. Em terceiro está o transporte do combustível, que contribui de maneira irrisória para o impacto como um todo do ciclo de vida do óleo diesel.

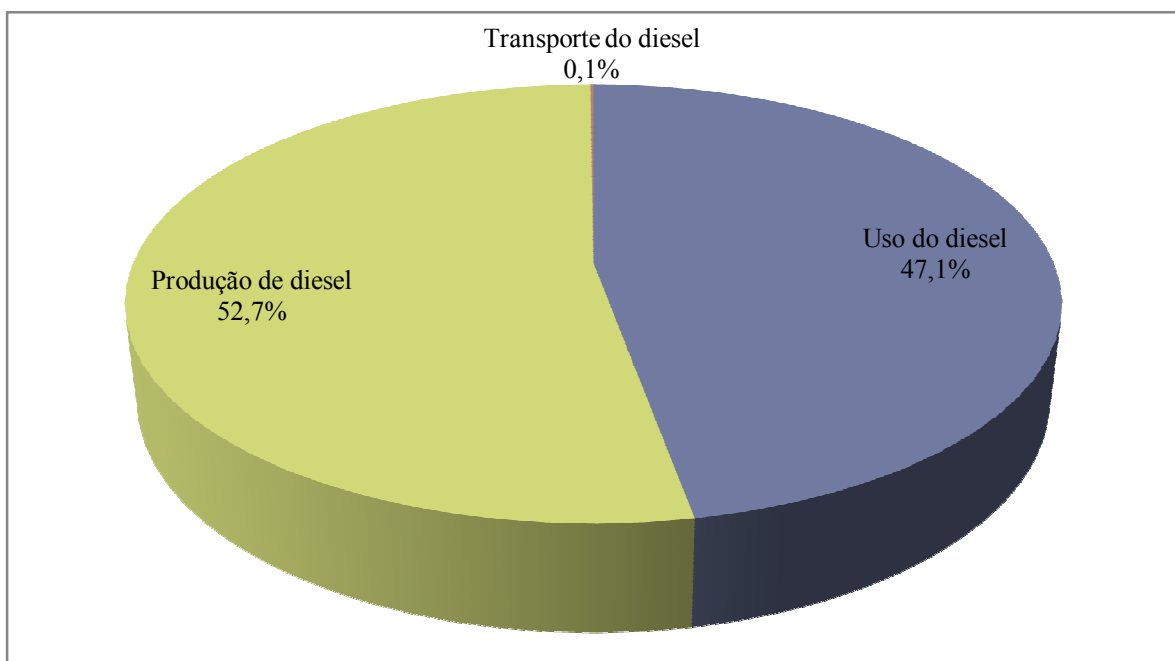


Figura 25 Contribuição relativa de cada processo no ciclo de vida do óleo diesel

A Figura 26, na próxima página, apresenta a contribuição de cada processo elementar nas cinco categorias de impacto. Dela, se percebe que a maior contribuição para o aquecimento global se deve ao uso do diesel e que a maior contribuição para o uso de recursos não-renováveis se deve à produção do combustível, o que parece perfeitamente coerente com a análise de inventário.

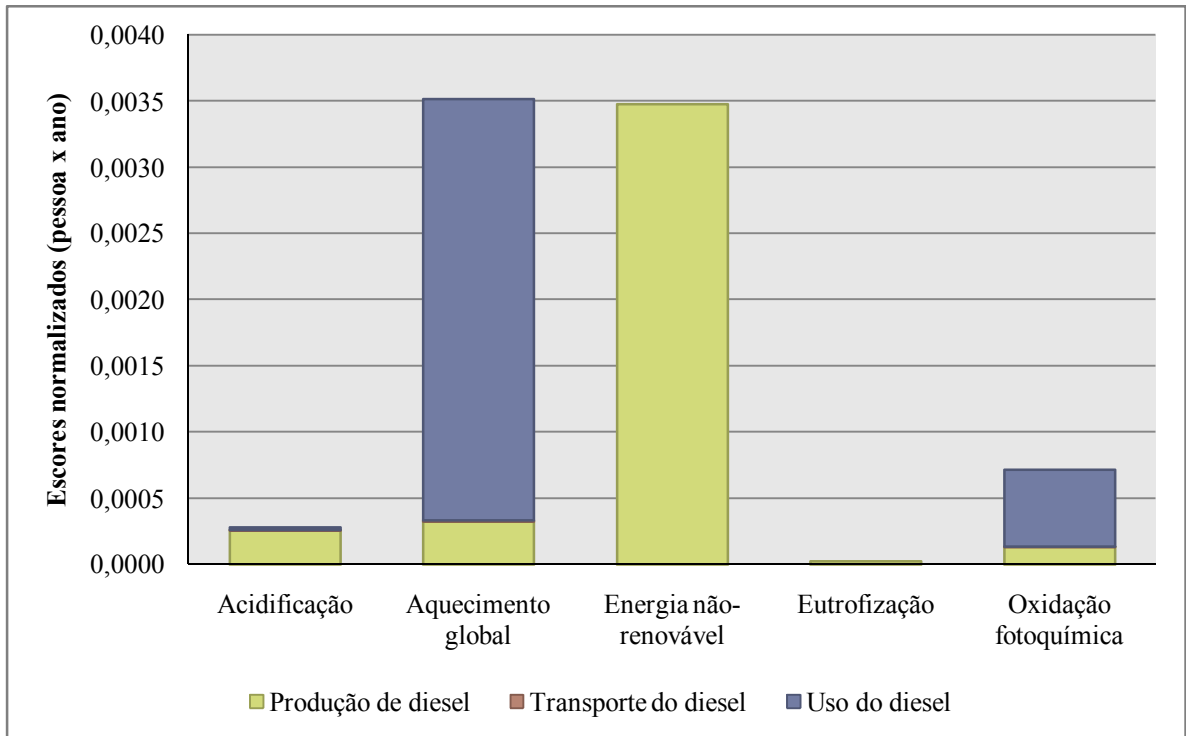


Figura 26 Contribuição de cada processo do sistema óleo diesel nas categorias de impacto selecionadas

A Figura 27 apresenta a contribuição de cada categoria de impacto nos processos elementares do sistema óleo diesel.

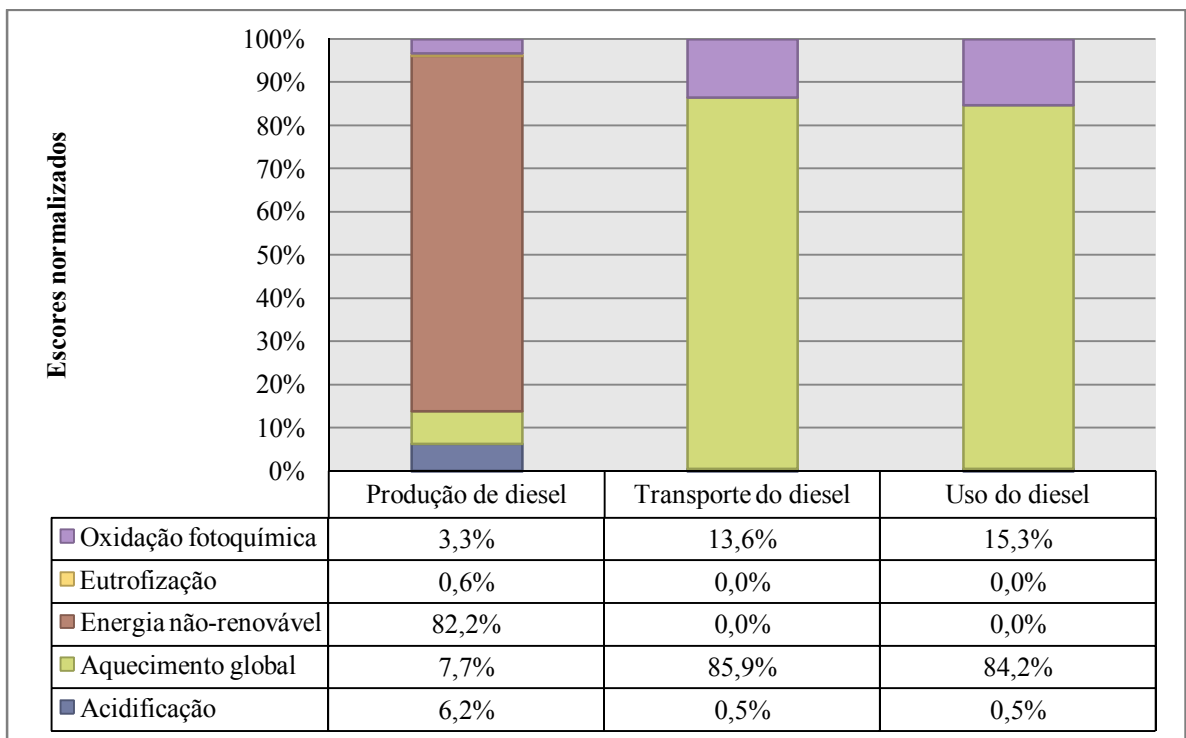


Figura 27 Contribuição das categorias de impacto nos processos elementares do sistema óleo diesel

Da produção de diesel, o uso de energia não-renovável representa 82,2% dos impactos das cinco categorias selecionadas. O impacto origina-se do uso de recursos não-renováveis que inclui majoritariamente o uso de petróleo (94,8%) e depois gás natural (4,3%). A segunda categoria de impacto com maior contribuição, aquecimento global, tem como principal elemento a emissão de gás carbônico (98,8%) ao longo do processo de produção do diesel. Para a oxidação fotoquímica, destaque para 100% da contribuição pela emissão de gases do grupo carbono volátil orgânico, principalmente metano, propano, pentano, butano, hexano, xileno, etano e formaldeído, nessa ordem. Para acidificação, 79,4% do impacto é atribuído à emissão de dióxido de enxofre e 20,5% para amônia.

Do uso e do transporte de diesel, extrai-se que o maior impacto é devido à emissão dos gases do efeito estufa. Novamente, o gás carbônico (99,6%) destaca-se como o principal gás das emissões. Já os efeitos da oxidação fotoquímica são motivados novamente pela emissão de compostos orgânicos para o ar. Os processos mais relevantes foram compilados, na Tabela 29, em um ordenamento, com processos até 1% de contribuição.

Tabela 29 Identificação das contribuições relevantes para o ciclo de vida do óleo diesel

Categoria de impacto	Processo	Contribuição
Energia não-renovável	Produção de diesel	43,4%
Aquecimento global	Uso do diesel	39,7%
Oxidação fotoquímica	Uso do diesel	7,2%
Aquecimento global	Produção de diesel	4,1%
Acidificação	Produção de diesel	3,3%
Oxidação fotoquímica	Produção de diesel	1,7%

4.4.1.2 Cenário biodiesel

O cenário do biodiesel foi desenvolvido para os quatorze processos elementares, tal como mostrado na Figura 21 da consolidação do inventário. Entretanto, a partir desse ponto, os processos de produção de diesel (7,0%) e energia elétrica (9,5%) foram redistribuídos de acordo com o respectivo uso de cada um nos outros doze processos. O critério de redistribuição foi realizado de acordo com a demanda por combustível e energia de cada processo, tal como mostrado na Tabela 22. Para efeito de comparação, referente à contribuição desses dois processos no ciclo de vida do biodiesel, a Figura 28 esclarece que os dois processos são relevantes para quase todas as categorias de impacto, com exceção da eutrofização.

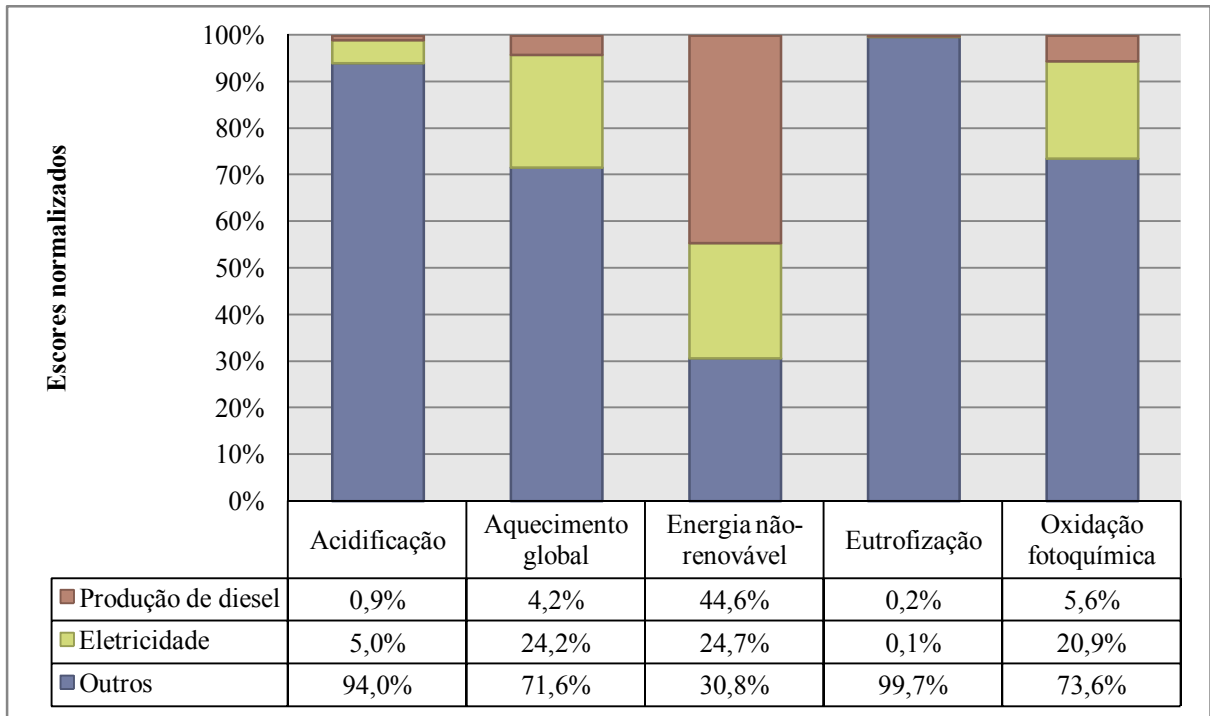


Figura 28 Contribuição da produção de diesel e eletricidade no ciclo de vida do biodiesel

Os doze processos elementares do ciclo de vida do biodiesel participam com diferentes intensidades para o impacto total. De acordo com a Figura 29, seis processos contribuem com mais de 1% nos escores normalizados.

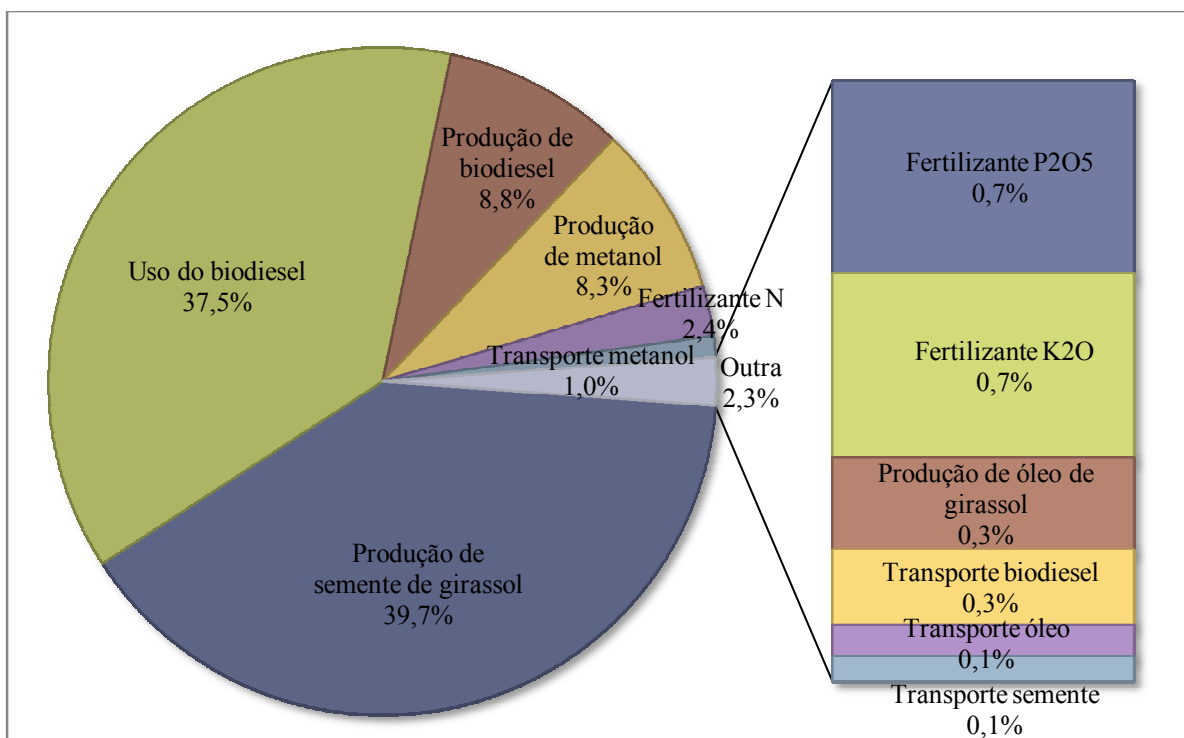


Figura 29 Contribuição relativa de cada processo no ciclo de vida do biodiesel

A produção de fertilizantes, no total, é responsável por 3,8% do impacto. Se esses processos fossem incorporados dentro da produção de semente de girassol, então esse processo contribuiria com 43,5% dos impactos normalizados.

Os quatro maiores processos, com 94,3% de participação, ao todo, são: produção de semente de girassol, uso do biodiesel, produção de biodiesel e produção de metanol, nessa ordem. Por outro lado, três das quatro etapas de transportes, discriminadas no fluxograma do biodiesel, são as que contribuem individualmente com o menor percentual em relação ao impacto total, com cerca de 0,5% de participação. A exceção é o transporte de metanol, devido à grande distância percorrida para a entrega do metanol.

A Figura 30 apresenta a contribuição de cada categoria de impacto nos processos elementares do sistema biodiesel. Aqui, analisa-se justamente os quatro processos com maior relevância. Da figura, observa-se que cada processo tem contribuição diferenciada entre as categorias de impacto.

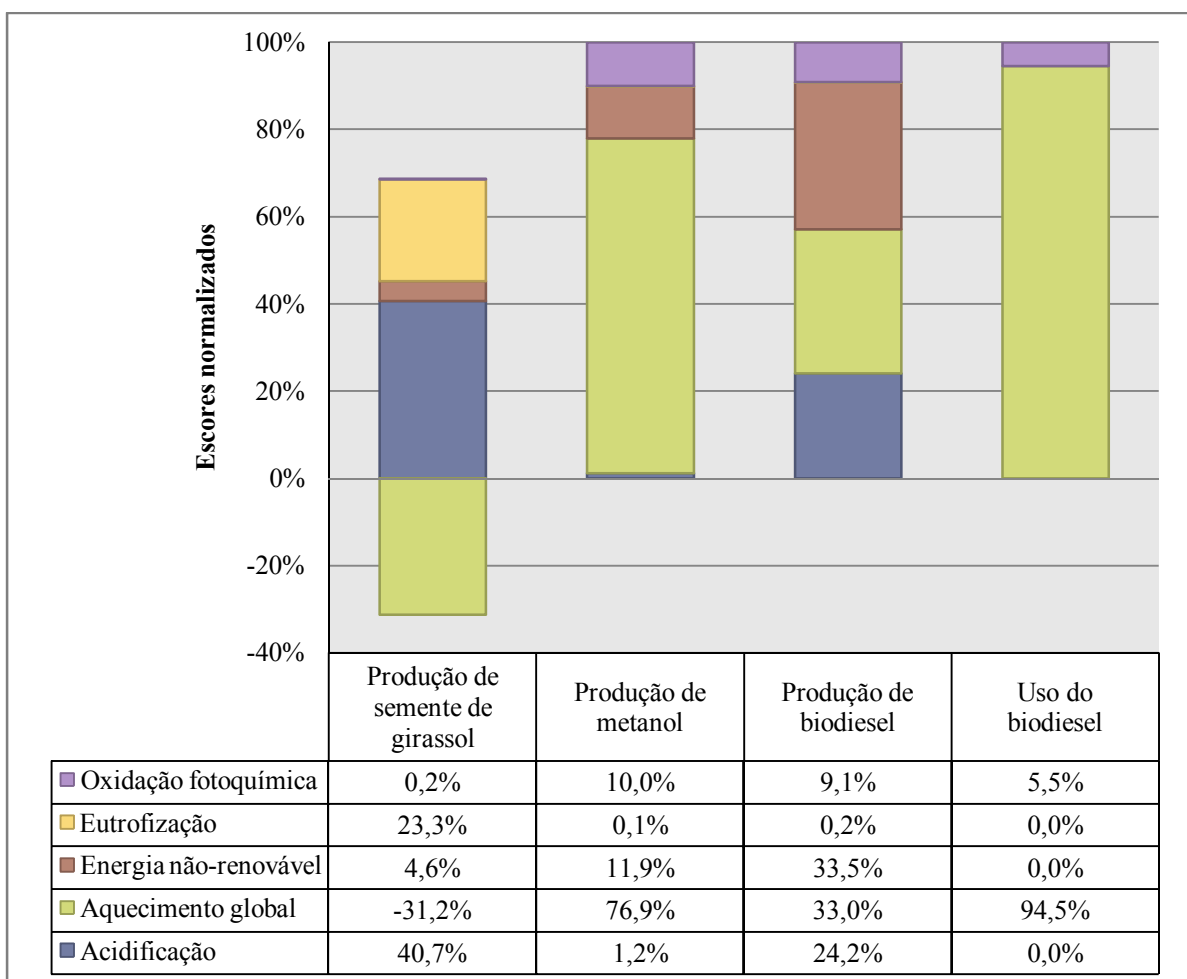


Figura 30 Contribuição das categorias de impacto nos processos elementares do sistema biodiesel

A contribuição de cada processo nas cinco categorias de impacto selecionadas pode ser visualizada na Figura 31. Em ordem, as maiores contribuições são para: aquecimento global, acidificação, eutrofização, energia não-renovável e oxidação fotoquímica.

Para aquecimento global, a maior contribuição é o uso do biodiesel, ao mesmo tempo que a produção de semente de girassol oferece um crédito de igual magnitude (ref. 4.2.5) devido ao caráter de renovabilidade do plantio do girassol para biodiesel.

O impacto, tanto da acidificação quanto da eutrofização, é causado essencialmente pela produção de semente de girassol, assim como do uso de energia não-renovável.

O fenômeno da oxidação fotoquímica tem como maior contribuição o uso do biodiesel. Essa constatação e todas as outras acima foram individualizadas e discutidas nos subitens subsequentes.

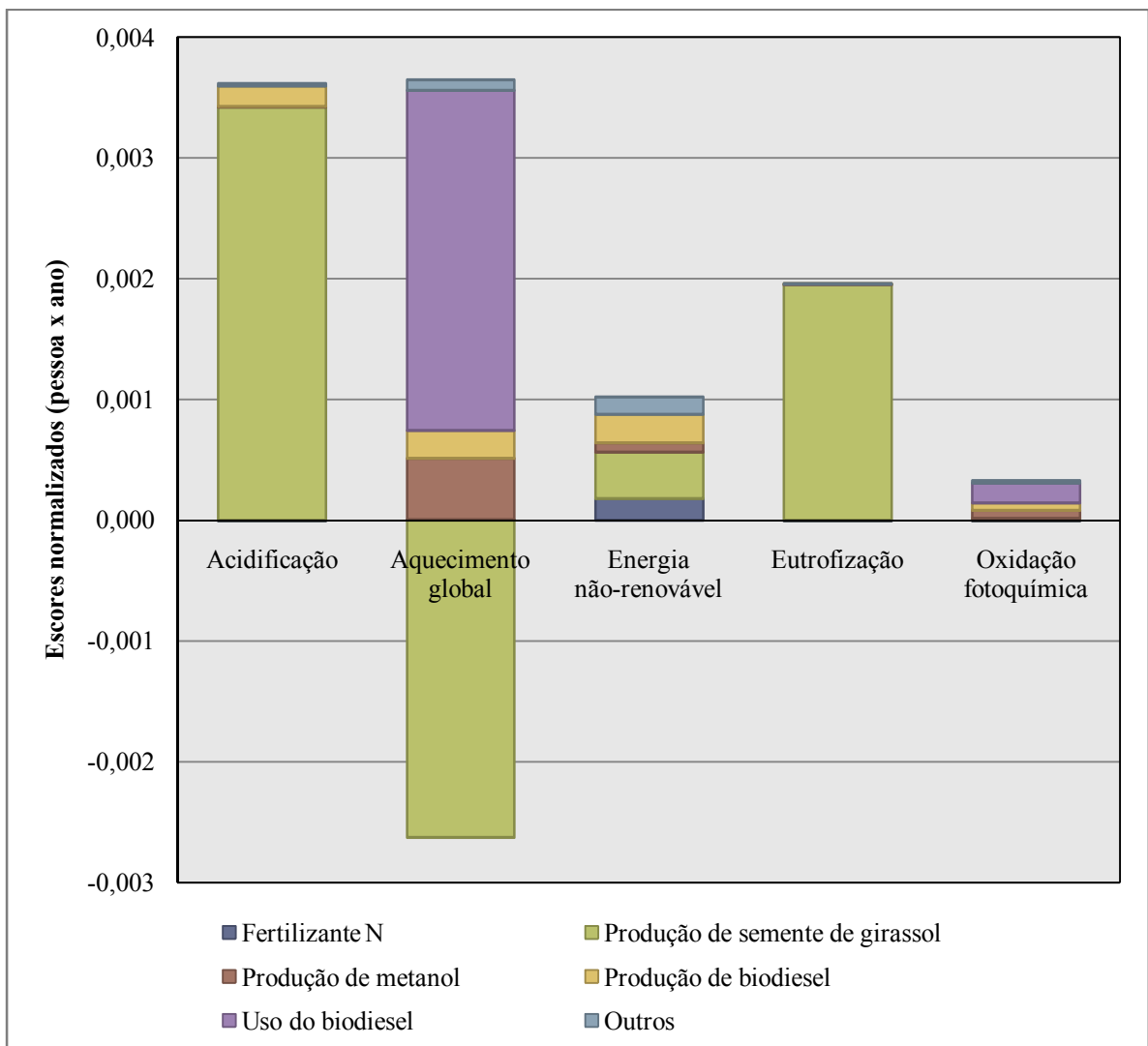


Figura 31 Contribuição de cada processo do sistema biodiesel nas categorias de impacto selecionadas

4.4.1.2.1 Acidificação aquática

O impacto da acidificação no ciclo de vida do biodiesel foi avaliado como fundamentalmente causado pela emissão de amônia na produção de semente de girassol (Figura 32). O que, basicamente, deve-se pelo manejo de fertilizantes para correção de nutrientes do solo.

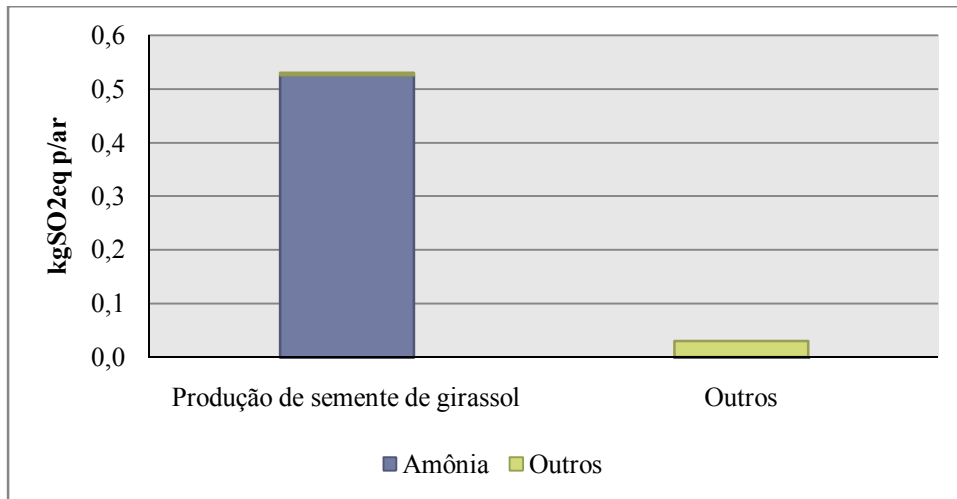


Figura 32 Identificação dos hot spots da acidificação aquática

De acordo com o IPCC (1996) apud GM, LBST (2002), parte do fertilizante é emitido como NH_3 , NO_x e N_2O . No solo, a amônia pode permanecer em solução $\text{NH}_4^+_{\text{aq}}$. A parte emitida transforma-se em ácido nítrico (HNO_3) na atmosfera, vindo a depositar-se em solos e águas superficiais nas chamadas “chuvas ácidas”. Uma vez o ácido depositado no solo, novamente, dissolve-se a nitrato, o qual pode ser desnitrificado a N_2O . Dragosits et al. (2002) e Vitousek et al. (1997) discorrem sobre o mecanismo complexo do ciclo do nitrogênio, em que uma das consequências é a acidificação do ambiente natural. Pode-se considerar que o correto manejo de fertilizantes, bem como sua utilização racional são medidas que devem ser implantadas no sentido de se melhorar o desempenho ambiental do biodiesel.

4.4.1.2.2 Aquecimento global

O aquecimento global é um impacto ambiental causado pela emissão dos gases do efeito estufa. No ciclo de vida do biodiesel ele está associado, principalmente, a queima de combustível (de todas as formas) e a consequente emissão de dióxido de carbono na atmosfera. Em contrapartida, a produção de sementes de girassol absorve o carbono

atmosférico. Em menor escala, a emissão de óxido nítrico, resultado da interação dos produtos da adubação de nitrogênio no meio, também contribui para o aquecimento global (Figura 33).

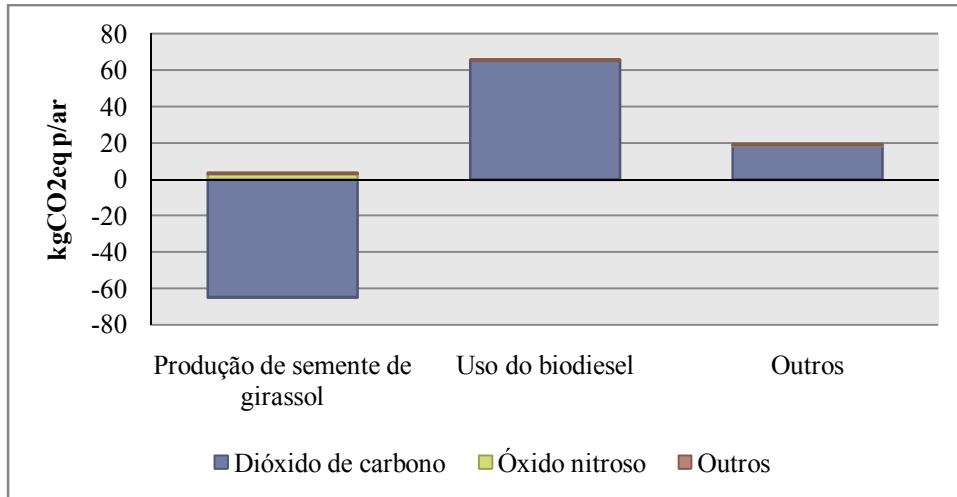


Figura 33 Identificação dos hot spots para o aquecimento global

As medidas para se reduzir o impacto do aquecimento global passam por soluções que empregam tecnologia, como a melhoria da eficiência de motores diesel. No campo, Smith et al. (2007) cita que a melhoria das técnicas agrícolas é uma das melhores medidas para se combater o aquecimento global. Essas melhorias são: preparo da terra, plantio, manejo de fertilizantes minerais e orgânicos e irrigação. A manutenção ou recuperação dos ecossistemas protegidos em lei (ex: áreas de proteção permanente, APPs) também contribui para o potencial total de redução das emissões na agricultura. IPCC (2007) sugere também reduzir a quantidade de transporte rodoviário de cargas, juntamente com o estímulo à população urbana para utilização de transporte público. Por último, o IPCC recomenda a substituição gradual de combustível fóssil por biocombustíveis.

4.4.1.2.3 Energia não-renovável

O uso de energia não-renovável no ciclo de vida do biodiesel está associado ao uso de combustível fóssil, notadamente óleo diesel. Mesmo na produção de fertilizante nitrogenado o uso de energia não-renovável está associado ao uso de combustíveis fósseis, especialmente o uso de gás natural como fonte de energia para indústria (Figura 34).

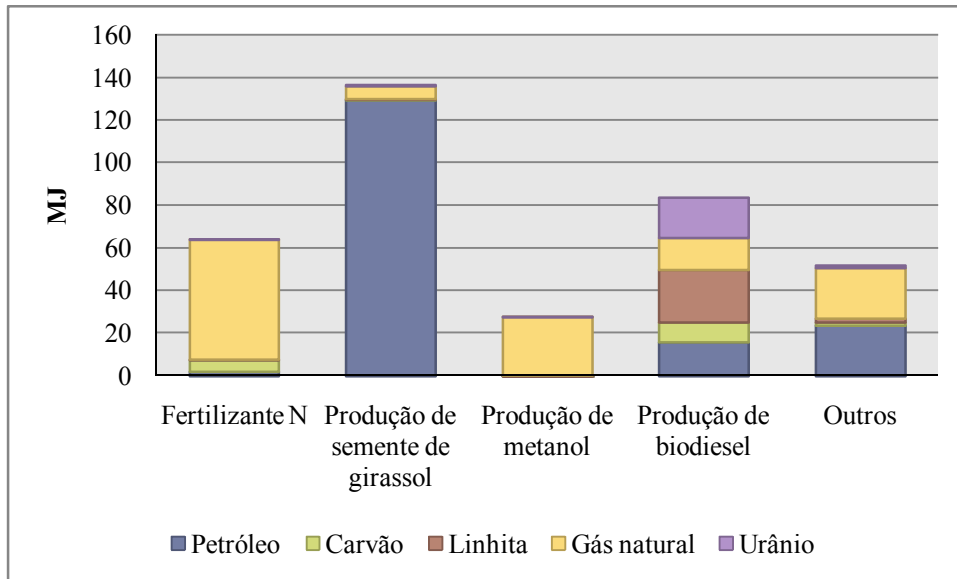


Figura 34 Identificação dos hot spots do uso de energia não-renovável

Na categoria de uso de energia não-renovável, assim como na categoria aquecimento global, as principais sugestões para a redução do impacto são a redução do uso de transporte rodoviário e aumento da eficiência dos motores, bem como a otimização do uso de maquinário agrícola (WANG et al., 2003). Já Carpenter et al. (1998) e Thomassen et al. (2008) recomendam a redução do uso de fertilizantes, pois a indústria de fertilizantes sintéticos é uma grande utilizadora de energia.

4.4.1.2.4 Eutrofização aquática

O impacto da eutrofização aquática está associado ao escoamento de fósforo para os corpos hídricos. De acordo com a Figura 35, percebe-se que, no ciclo de vida do biodiesel, praticamente a totalidade do impacto está associada com a emissão de fósforo para a água. A fertilização em excesso dessa substância no campo e a consequente disponibilidade para ser carregado em alguma eventual precipitação, estão entre os motivos principais deste impacto. Embora o grau de incerteza sobre esse valor seja alto, pois depende das técnicas agrícolas, clima e zoneamento (CARPENTER et al., 1998; THOMASSEN et al., 2008), ainda assim esse tipo de poluição difusa é percebida no balanço ambiental.

No caso da metodologia IMPACT2002+, a família do nitrogênio não é contabilizada como potencial de eutrofização porque o fósforo é o nutriente limitante; e contabilizar também o nitrogênio, seria como contabilizar duplamente o impacto.

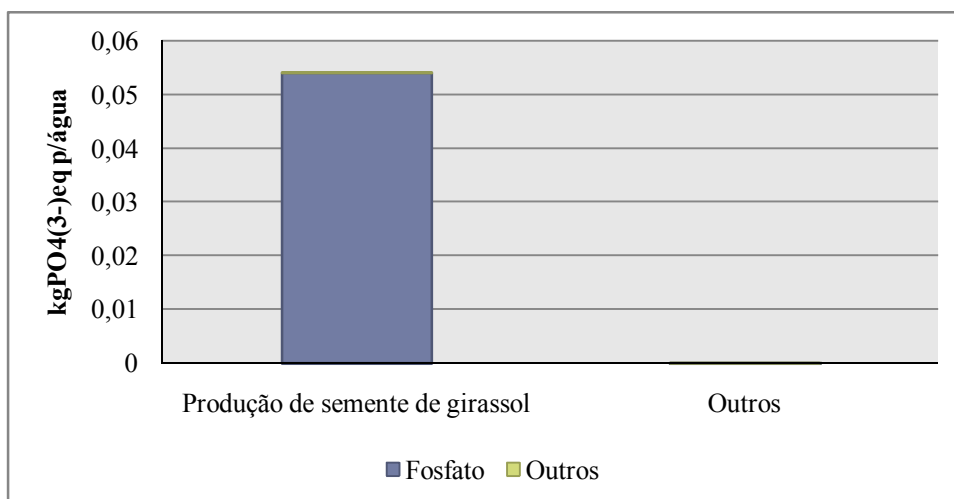


Figura 35 Identificação dos hot spots da eutrofização aquática

4.4.1.2.5 Oxidação fotoquímica

O potencial de formação fotoquímica de oxidantes ocorre pelas emissões de gases voláteis orgânicos. Esses gases são apresentados em grupos, divididos em voláteis não-metano e voláteis não-especificados, os quais podem conter metano.

O carbono volátil não-metano é emitido principalmente da produção de óleo diesel, produção de semente de girassol (pelo uso do trator), produção e uso de energia elétrica e produção de metanol (Figura 36).

Assim como discutido por Sheehan et al. (1998) e EPA (2002), o uso de biodiesel emite mais NO_x que o óleo diesel. Entretanto, CGER, DELS (1999) expandiu o assunto e afirmou que os gases voláteis orgânicos são os que restringem o processo de formação de oxidantes, que depende também das radiações UV, de NO_x e ozônio troposférico. Como visto, diversos processos que utilizam veículos automotores contribuíram para o impacto, o que corrobora CGER, DELS (1999), que afirmaram que uma das maiores contribuições de formação de smog fotoquímico é o trânsito nos aglomerados urbanos. Schweinle (2008) comentou, em seu prefácio, que a prioridade é reduzir o uso de combustíveis mesmo que os biocombustíveis sejam solução para redução dos impactos.

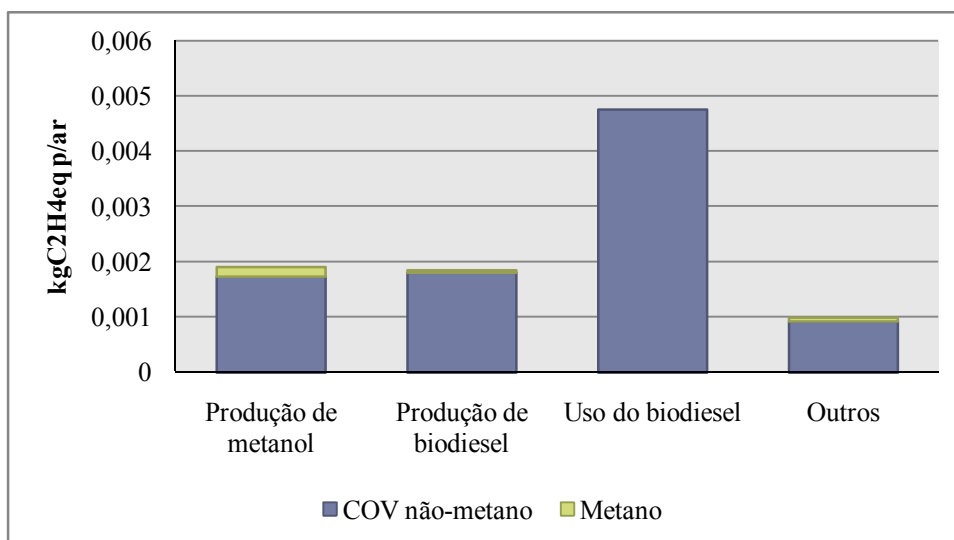


Figura 36 Identificação dos hot spots da oxidação fotoquímica

4.4.2 Análise de consistência

Os indicadores de consistência utilizados aqui tratam de algumas diferenças entre os sistemas comparados. A Tabela 30 apresenta um resumo sobre o atendimento, total, parcial ou não, dos indicadores.

Tabela 30 Atendimento dos indicadores de consistência

Indicador de consistência	Atendimento
Diferenças na função entre os dois produtos	Total
Diferenças na fonte dos dados	Parcial
Diferenças na precisão dos dados	Parcial
Diferenças tecnológicas	Parcial
Diferenças temporais	Parcial
Diferenças geográficas	Parcial

Os produtos comparados, óleo diesel e biodiesel, são de mesma função, definidos em escopo como combustível para motores diesel. Dessa forma, o indicador foi considerado totalmente atendido. Já as diferenças nas fontes e precisão dos dados foram atendidas apenas parcialmente. O principal motivo foi devido à montagem dos inventários, que são originados a partir de diversificadas fontes, e de precisão de dados. Mesmo que se tenha definido, em escopo, que se aceitaria dados de diversas fontes e precisão, cabe aqui o registro.

Os indicadores de consistência das diferenças tecnológicas, temporais e geográficas foram avaliados em: completamente representativo, parcialmente representativo, não-

representativo ou nenhum enunciado. Para o sistema diesel os dados foram 100% completamente representativos em todos os indicadores. Para o sistema de produção e uso do biodiesel os resultados são apresentados na Tabela 31:

Tabela 31 Indicadores de consistência dos dados do sistema biodiesel

	Completamente representativo	Parcialmente representativo	Não-representativo
Tecnologia	35,7%	42,9%	21,4%
Localidade	57,1%	7,1%	35,7%
Tempo	64,3%	7,1%	28,6%

Para esse estudo de ACV foram considerados completamente representativos os dados retirados do banco de dados do GaBi4 e dados coletados pelo autor. Os dados parcialmente representativos foram considerados aqueles retirados da literatura, que estão de acordo com o escopo desse estudo. Os dados não-representativos são representados pelos dados adaptados ou emprestados de processos similares. Dados não-representativos de tecnologia, localidade e tempo também significam que a informação é desconhecida ou diferente do que o escopo sugere.

4.4.3 Análise de integridade

Para o sistema óleo diesel e biodiesel, o resultado do indicador de integridade apontou que “100% todos os fluxos relevantes capturados”. Isso significa que nem todos os fluxos, mas apenas os relevantes, foram conectados. Também, tem-se a convicção que todos os fluxos importantes foram conectados.

4.4.4 Análise de sensibilidade

Os cálculos da análise de sensibilidade foram conduzidos de modo a determinar a influência de determinados parâmetros no resultado. Na Tabela 32, os processos relevantes (acima de 1%) do sistema biodiesel foram investigados, de acordo com os escores normalizados. A produção de semente de girassol configurou-se como o processo de maior impacto, como visualizado na Figura 29, pág. 86. Entre os impactos, o da acidificação foi

atribuído principalmente à emissão de amônia para o ar. O escore negativo do aquecimento global refere-se ao crédito de igual magnitude (ref. 4.2.5) devido ao caráter de renovabilidade do plantio do girassol para biodiesel. O impacto da eutrofização foi atribuído principalmente à emissão de fosfato para a água. Já o impacto do uso de energia não-renovável foi devido ao uso de trator no campo.

Tabela 32 Contribuição dos processos relevantes (acima de 1%) em cada categoria de impacto

Categoria de impacto	Processo	Contribuição
Acidificação	Produção de semente de girassol	43,0%
Aquecimento global	Uso do biodiesel	35,4%
Aquecimento global	Produção de semente de girassol	-33,0%
Eutrofização	Produção de semente de girassol	24,6%
Aquecimento global	Produção de metanol	6,4%
Energia não-renovável	Produção de semente de girassol	4,8%
Energia não-renovável	Produção de biodiesel	3,0%
Aquecimento global	Produção de biodiesel	2,9%
Energia não-renovável	Fertilizante N	2,3%
Acidificação	Produção de biodiesel	2,1%
Oxidação fotoquímica	Uso do biodiesel	2,1%
Energia não-renovável	Produção de metanol	1,0%
Outros	-	5,4%
Total		100%

Diante do resultado da tabela acima, resolveu-se variar parâmetros assumidos para avaliar o alcance das modificações propostas. Os parâmetros escolhidos estão relacionados à análise de contribuição realizada anteriormente nesse capítulo. Os motivos para as escolhas dependem da natureza de cada parâmetro, justificados adiante.

Dos processos listados acima, foram investigados os parâmetros da produção de semente de girassol, não só porque esse processo elementar fez-se representar em quatro das cinco categorias de impacto, mas também porque ele se originou de um inventário preenchido por diversos dados assumidos. Os outros processos destacados, do uso do biodiesel, produção de metanol e produção de biodiesel só teriam sua análise de sensibilidade executada se fossem propostas modificações tecnológicas que provocassem modificações em seus inventários, o que foge do escopo desse estudo. Já o processo de fertilizante N é um inventário fechado coletado da literatura e não faz parte do escopo desse estudo modificá-lo.

Em relação ao impacto da acidificação, propôs-se, aqui, variar o conteúdo da fração de 0,15 do aporte de fertilizante nitrogenado emitido, em massa, sob a forma de “NH₃ + NO_x”. Como justificado no inventário (item 4.2.5, p. 64), utilizou-se a média, ou seja, 7,5%, em massa, para cada substância. A variação proposta aqui foi utilizar o melhor e o pior caso, ou seja, de 0% a 100% da emissão do grupo como amônia. A Tabela 33 apresenta os resultados no nível de impacto (em kg SO₂-eq para o ar). Observa-se que o resultado varia bastante. O valor para o cenário de 0% de emissão de amônia é menor que a emissão do sistema óleo diesel (Tabela 27, p. 80). Já o cenário 100% praticamente dobra o potencial de acidificação do sistema biodiesel. Como a acidificação contribui para 45,5% do escore normalizado do biodiesel (Figura 23, p. 81), então para o cenário 0%, a contribuição da acidificação ficou em 4,9%, e o escore final diminuiu 42,6%. Já o cenário 100% elevou a participação da acidificação no escore final a 61,8%, aumentando-o em 42,6%. Por fim, a Figura 37 demonstra graficamente a variação do escore do biodiesel na mistura com óleo diesel.

Tabela 33 Variação da acidificação pela variação da emissão de amônia na produção de semente de girassol

Cenário	Valor	Unidade	Varição (%)
0% NH ₃	0,03503	kg SO ₂ -eq p/ar	-93,8%
50% NH ₃	0,56127	kg SO ₂ -eq p/ar	-
100% NH ₃	1,08750	kg SO ₂ -eq p/ar	+93,8%

Obs: Onde se aplica, cada valor foi apresentado com cinco algarismos significativos

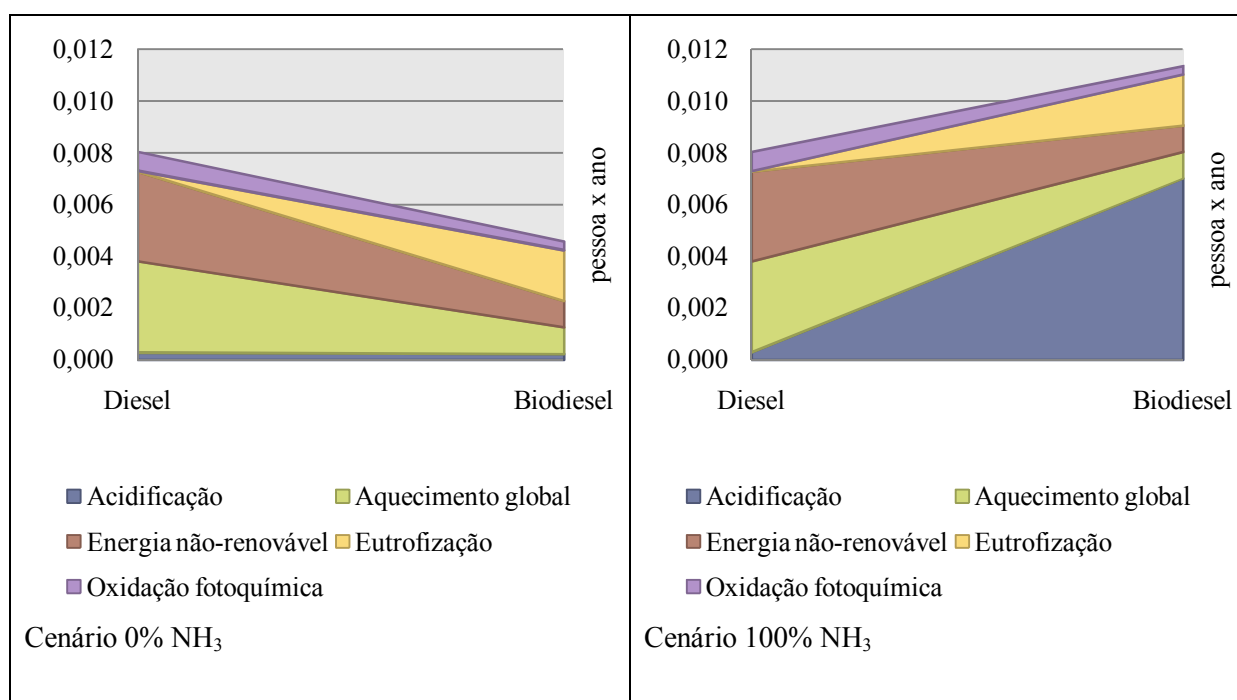


Figura 37 Desempenho ambiental da mistura de biodiesel e diesel pela variação da emissão de amônia

Em relação ao impacto da eutrofização, propôs-se, aqui, variar a quantidade de fertilizante P_2O_5 aplicado, de modo a variar a quantidade, em massa, de emissão de fosfato para água. Como justificado no inventário (item 4.2.5, p. 64), utilizou-se a média de 60 de um dado de Embrapa Soja (2000) e Barros et al. (2006). A variação proposta foi utilizar o melhor e o pior caso, ou seja, 40 e 80 $kg\ ha^{-1}$ de P_2O_5 e avaliar a emissão de fosfato para água. A Tabela 34 apresenta os resultados no nível de impacto (em $kg\ PO_4\text{-eq}$ para a água). Observa-se que o resultado varia consideravelmente, cerca de 33% para mais e para menos. Como a eutrofização contribui para 24,6% do escore normalizado (Figura 23, p. 81), então para o cenário 40 kg , a contribuição da eutrofização ficou em 17,9% e o escore final diminuiu em 8,2%. Já o cenário 80 kg elevou a participação da eutrofização no escore final a 30,4%, aumentando-o em 8,2%. Por fim, a Figura 38 demonstra graficamente a variação do escore do biodiesel na mistura com óleo diesel.

Tabela 34 Variação da eutrofização pela variação do uso de fertilizante P_2O_5 na produção de semente de girassol

Cenário	Valor	Unidade	Variação (%)
40 $kg\ ha^{-1}\ P_2O_5$	0,03624	$kg\ PO_4\text{-eq}\ p/\text{água}$	-33,2%
60 $kg\ ha^{-1}\ P_2O_5$	0,05428	$kg\ PO_4\text{-eq}\ p/\text{água}$	-
80 $kg\ ha^{-1}\ P_2O_5$	0,07232	$kg\ PO_4\text{-eq}\ p/\text{água}$	+33,2%

Obs: Onde se aplica, cada valor foi apresentado com cinco algarismos significativos

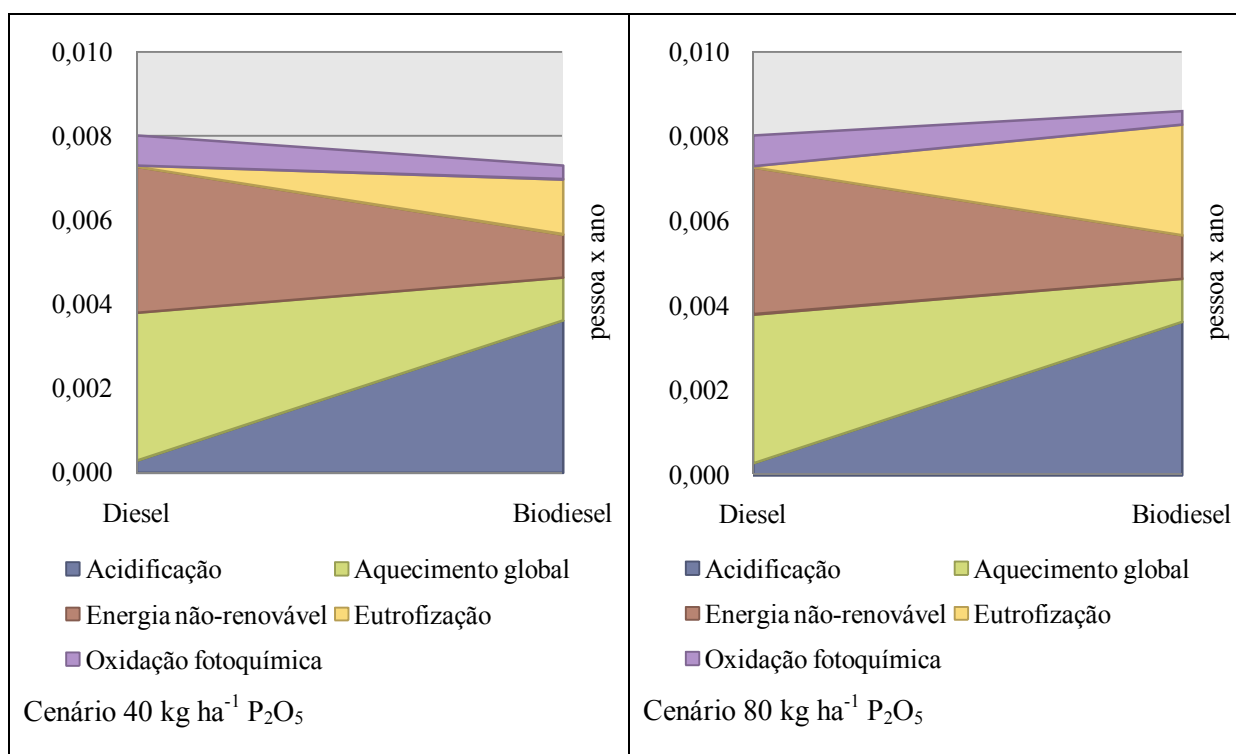


Figura 38 Desempenho ambiental da mistura de biodiesel e diesel pela variação do uso de fertilizante P_2O_5

Em relação ao impacto do uso de energia não-renovável, propôs-se, aqui, variar o uso do trator em campo, de modo a variar a quantidade, em massa, do uso de recursos não-renováveis, como o petróleo. Como justificado no inventário (item 4.2.5, p. 64), utilizou-se a média de 69 kg de diesel, por hectare. A proposta foi variar 10% e avaliar a variação do uso de energia não-renovável. A Tabela 35 apresenta os resultados no nível de impacto (em MJ). Observa-se que o resultado variou 3,7%, para mais e para menos. Como o uso de energia não-renovável contribui 12,9% do escore normalizado do biodiesel (Figura 23, p. 81), então para o cenário -10%, a contribuição do uso de energia não-renovável ficou em 11,7% e o escore final diminuiu em 1,3%. Já o cenário +10% elevou a participação do uso de energia não-renovável no escore final a 14,0%, aumentando-o em 1,3%. Por fim, a Figura 39 demonstra graficamente a variação do escore do biodiesel na mistura com óleo diesel.

Tabela 35 Variação do uso de energia não-renovável pela variação do uso de diesel na produção de semente de girassol

Cenário	Valor	Unidade	Variação (%)
-10%	350,91	MJ	-3,7%
69 kg diesel ha ⁻¹	364,57	MJ	-
+10%	378,23	MJ	+3,7%

Obs: Onde se aplica, cada valor foi apresentado com cinco algarismos significativos

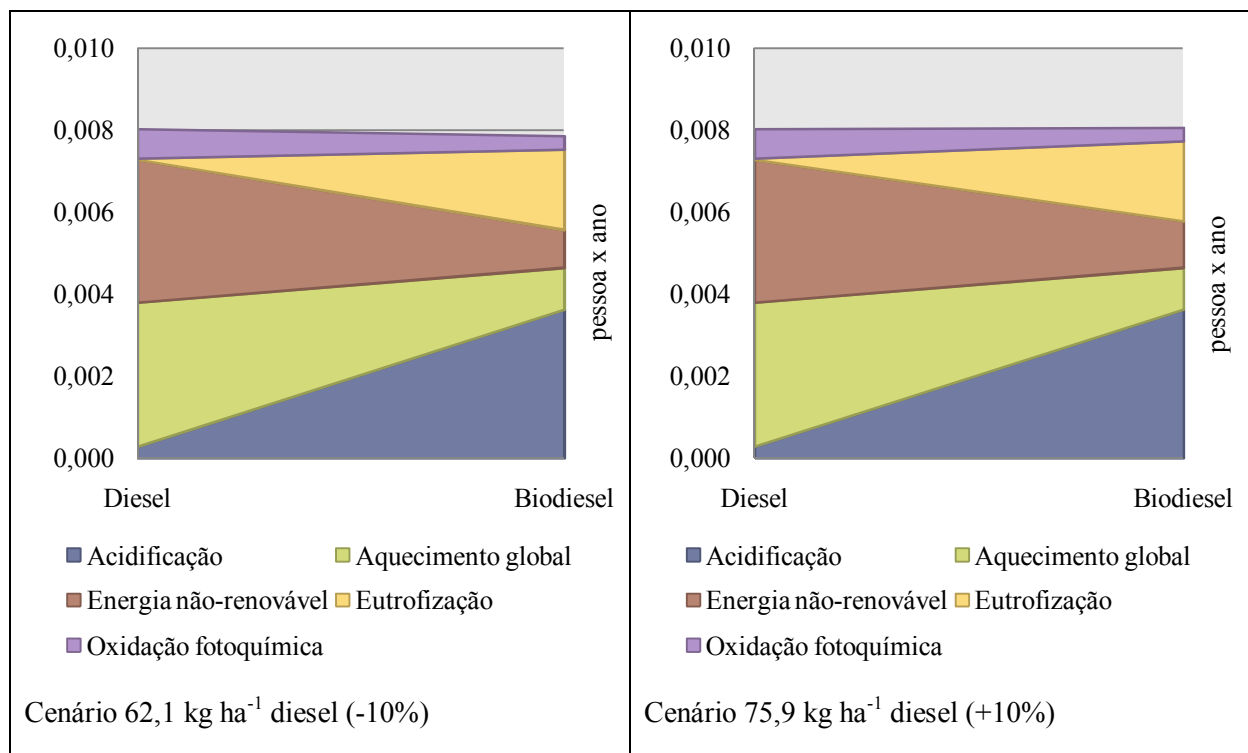


Figura 39 Desempenho ambiental da mistura de biodiesel e diesel pela variação do uso do trator

4.4.4.1 Correção de acidez do solo

Preliminarmente, realizou-se uma modelagem no GaBi4 utilizando um processo de produção de calcário descrito em Marzullo (2007). Este autor utilizou a correção do solo com calcário dolomítico, originado da moagem de rocha calcárea. Por conta disso, o inventário da produção de calcário (Tabela 36) considerou o consumo de diesel (perfuração, desmonte secundário e transporte) e energia elétrica (britadores, moedores, peneira).

Tabela 36 Inventário da produção de calcário (mínimo 38% CaO e MgO)

Produção de Calcário (1 kg de calcário moído)	Quantidade	Un .
Entradas		
Rocha dolomítica [recurso]	1,00E+00	kg
Energia elétrica	2,30E-02	MJ
Diesel	1,22E-03	kg
Saídas		
Calcário (mín 38% CaO e MgO) [produto]	1,00E+00	kg

Dentro do modelo desenvolvido para essa dissertação, os inventários do uso do diesel e de energia elétrica são processos individualizados e separados. Portanto, esses processos, já existentes, conectaram-se a esse novo processo da produção do calcário de forma a contribuir para o consumo dos respectivos recursos e, conseqüentemente, suas emissões. Após a inserção desse novo processo no Gabi4, os resultados foram gerados e comparados com o ciclo de vida original.

Biassini et al. (2004) traz algumas informações importantes para a modelagem do processo de correção do pH. Segundo estes autores, a validade da calagem é de algo em torno de cinco anos, o que acarretaria uma queda de um quinto da atribuição dos impactos da calagem para cada cultura (considerando cultura anual). Também, as aplicações seguintes após a aplicação inicial, são consideradas apenas doses de reposição, sendo de 20 a 50% da quantidade inicial. Considerou-se apenas a dose de reposição, pois a quantidade inicial foi executada em um tempo pretérito. Essa atribuição se justifica, pois as terras consideradas no modelo são destinadas à agricultura em um tempo longo o suficiente para ser um estado estacionário. Aqui cabe uma discussão se, devido à calagem ser realizada de cinco em cinco anos, pode ser totalmente atribuída ao cultivo principal, assim como as benfeitorias da propriedade agrícola e uso de recursos, ambos excluídos do modelo do plantio do girassol.

A recomendação de calagem, para pH=6 (ideal para o girassol), varia de zero a 21 t/ha. O fator que influencia é o indicador de Shoemaker, Maclean e Pratt (SMP), que depende da capacidade tampão do solo. Agora, como o SMP depende do desempenho específico de cada solo, devemos aqui estabelecer um valor. Poderia se utilizar a média, que pela tabela 9.1, seria 4,8 t/ha, multiplicado pelo fator de redução da dose de reposição de 35%, em média. Finalmente, a aplicação é de $4,8\text{t/ha} / 5\text{anos} * 35\% = 0,34\text{t/ha}$.

A simulação no software revelou que a inclusão do processo de produção e uso de calcário aumentou o consumo de diesel em 0,56% e de energia elétrica em 0,20%. Já para as cinco categorias de impacto, os resultados, bem como a diferença estão apresentados na Tabela 37.

Tabela 37 Variação dos impactos ambientais do sistema biodiesel pela adição do processo de correção de acidez

Categoria	Unidade	%
Acidificação	kg _{eq} SO ₂ p/ar	0,02
Aquecimento global	kg _{eq} CO ₂ p/ar	<0,01
Energia não-renovável	MJ	0,08
Eutrofização	kg _{eq} PO ₄ ³⁻ p/água	0,33
Oxidação fotoquímica	kg _{eq} C ₂ H ₄ p/ar	0,08

De acordo com os resultados apresentados acima, o processo de produção de calcário pode ser excluído do sistema, pois não altera nem em 1% as categorias selecionadas.

4.4.5 Análise de incertezas - Monte Carlo

Utilizando-se dos mesmos parâmetros da análise de sensibilidade simples, realizou-se a simulação Monte Carlo para as categorias selecionadas e para as variações de parâmetro estipuladas na Tabela 38. O resultado pode ser visualizado na Figura 40.

Tabela 38 Parâmetros adotados na simulação Monte Carlo

Parâmetro	Limite mínimo	- desvio padrão	Cenário-base	+ desvio padrão	Limite máximo	Comentário
P ₂ O ₅	40	-10%	60	10%	80	kg ha ⁻¹
NH ₃	0%	-10%	50%	10%	100%	(NH ₃ +NO _x)
Diesel	2667	-10%	2963	10%	3259,3	MJ ha ⁻¹
Uso do biodiesel	-	-5%	1	5%	-	GJ

Obs: Número de simulações: 100
 Distribuição: gaussiana
 Distribuição: valor médio: ±20%
 Número de agrupamentos: 10

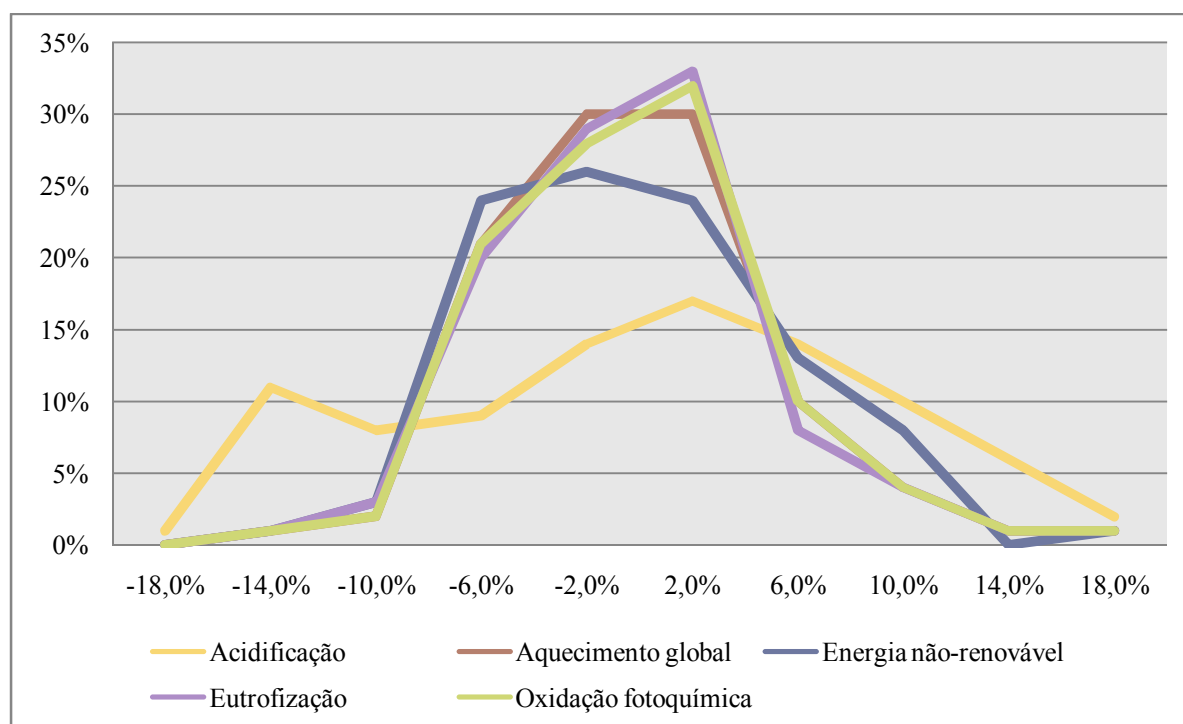


Figura 40 Histograma da simulação Monte Carlo para as categorias selecionadas

Observando-se a figura acima, percebeu-se que as categorias que apresentaram maior variabilidade na análise de sensibilidade, foram acidificação e energia não-renovável, nessa ordem, também apresentaram distribuição aleatória mais dispersa que as outras categorias.

5 Resumo dos resultados

A ferramenta ACV foi aplicada do berço ao túmulo no ciclo de vida do biodiesel de girassol e do óleo diesel. Embora todas as etapas obrigatórias para uma ACV detalhada tenham sido consideradas, foram necessárias simplificações, de modo que o estudo pudesse ser conduzido de acordo com o escopo proposto. Dessa forma, para que as etapas previstas na NBR ISO pudessem ser cumpridas, utilizou-se grande massa de dados retirados da literatura e de inventários.

Neste estudo, foram analisadas cinco categorias de impacto que representaram as principais ações da produção e uso do óleo diesel e biodiesel de girassol no ambiente. Foram analisadas as categorias de acidificação, aquecimento global, eutrofização, uso de energia não-renovável e oxidação fotoquímica. O que se pôde observar, dentro dos limites do escopo desse trabalho, é que o biodiesel de girassol, em comparação com o óleo diesel, reduz o uso de energia não-renovável e aquecimento global. Por outro lado, o uso do biodiesel aumenta os impactos, de ação local e regional, da acidificação e eutrofização. Sobre a oxidação fotoquímica, o uso do óleo diesel causa mais impacto, embora as emissões do uso do biodiesel também sejam relevantes.

À medida em que se aumenta a fração de biodiesel na mistura, os impactos de ação global (aquecimento global e energia não-renovável) diminuem, embora os impactos de acidificação e eutrofização, de ação local, aumentem. De maneira geral, os impactos diminuem gradativamente muito pouco. O escore final agrupado revelou que o impacto do ciclo de vida do biodiesel, em relação ao óleo diesel é menor em 0,8%, o que leva a crer que não há diferença significativa, dado o número de parâmetros adotados e estipulados pelo autor.

Em termos de aquecimento global, a substância predominante é o gás carbônico. Ela está presente nas emissões de queima de combustível fóssil, seja em motores diesel ou para geração de energia elétrica. O principal motivo da redução do potencial de aquecimento global pelo uso do biodiesel em relação ao diesel é a incorporação do carbono atmosférico na biomassa na fase da produção de semente de girassol. Outro gás importante, o óxido nítrico, contribui apenas de maneira discreta para o escore final.

O uso de energia não-renovável reflete-se no uso de recursos preponderantemente fósseis. De acordo com esse estudo, no sistema biodiesel, os maiores usos desses recursos são a produção e uso do óleo diesel e a produção e uso de energia elétrica. Esses dois processos

juntos representam 69,2% do uso de energia não-renovável. No uso de gás natural na produção industrial de fertilizantes e metanol colaboram com 29,0%, totalizando, juntos, a maioria do impacto. Já a produção de diesel é responsável sozinha pelo uso de recursos não-renováveis, petróleo, gás natural e outros.

Os impactos da acidificação e eutrofização são causados principalmente pelo cultivo do girassol e suas emissões em campo, no cenário biodiesel. No primeiro, a causa foi a emissão de amônia para o ar, e no segundo, a emissão de fosfato para a água. Ambos são motivados pelo manejo incorreto de fertilizantes. Das emissões do uso de diesel e queima de combustível fóssil em geral, a emissão com maior impacto é de dióxido de enxofre, um dos principais causadores da chuva ácida e, conseqüentemente, acidificação.

Os impactos da quinta categoria, oxidação fotoquímica, são gerados a partir das emissões de gases formadores de oxidante troposférico. Esses gases são de carbono orgânico volátil, originados do uso de transportes de uma maneira geral.

Considerando-se os escores normalizados, o maior impacto do biodiesel é a acidificação (45,5%), seguido da eutrofização (24,6%), aquecimento global (12,9%), energia não-renovável (12,9%) e oxidação fotoquímica (4,1%). O maior impacto do diesel é o aquecimento global (43,8%), por sua vez, seguido da energia não-renovável (43,4%), oxidação fotoquímica (9,0%), acidificação (3,5%) e eutrofização (0,3%).

Do cenário biodiesel, os processos mais relevantes são: produção de semente de girassol, uso do biodiesel, produção de biodiesel e produção de metanol. Separando-se por categoria de impacto, destacam-se: a acidificação pela produção de semente de girassol, aquecimento global pelo uso do biodiesel, aquecimento global pela produção de semente de girassol, eutrofização pela produção de semente de girassol e aquecimento global pela produção de metanol.

Do cenário diesel, a produção de óleo diesel causa impacto ligeiramente maior do que o uso do diesel, seja este o uso acarretado pelo transporte do combustível, ou pelo uso em si como produto. Separando-se por categoria de impacto, o uso de energia não-renovável pela produção de diesel e o aquecimento global pelo uso do diesel dominam entre as contribuições para o escore final.

Os requisitos de qualidade dos dados foram observados. A análise de consistência revelou que a maioria dos dados é completamente ou parcialmente representativa em termos de: alcance geográfico, temporal e tecnológico. A análise de integridade apontou que a

maioria dos fluxos está conectada, ou seja, cada material ou energia que entra no sistema tem seu destino ligado a um produto ou resíduo. Por fim, a análise de sensibilidade revelou que alguns dos parâmetros assumidos podem influenciar no escore final do biodiesel. Variações da emissão de amônia, devidas ao uso de fertilizante nitrogenado, podem alterar o escore final em até 42,6%. A alteração na quantidade de fertilizante fosfatado e uso do trator revelaram alterações no escore final, dentro da faixa atribuída, até 8,2% e 1,3%, respectivamente. A análise de Monte Carlo apresentou uma distribuição aleatória consistente com a análise de sensibilidade simples; destaque para acidificação e energia não-renovável, que foram as categorias que mostraram maior dispersão dos dados ao se variar todos os parâmetros da análise de sensibilidade juntos.

Também a avaliação do ACV permitiu observar que, a obtenção da matéria-prima óleo vegetal, e a combustão, são as etapas dentro do ciclo de vida do biodiesel com maior impacto, dentre as categorias selecionadas. Isso torna as técnicas agrícolas de plantio e manejo de fertilizantes, bem como a eficiência de motores ciclo diesel, fatores cruciais para o desempenho como um todo do biodiesel e mostram-se altamente relevantes para que o biodiesel seja considerado contribuinte das soluções mitigadoras da alteração do clima e poluição antrópica.

6 Conclusões

Aplicou-se a ferramenta Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para avaliar os aspectos ambientais e impactos potenciais associados ao ciclo de vida do biodiesel de éster metílico de girassol, do óleo diesel e misturas. Inicialmente, aprofundou-se o conhecimento da ACV com extensa revisão bibliográfica e aplicou-se o método ao longo do ciclo de vida do biodiesel e diesel. Por fim, comparou-se o desempenho ambiental de ambos e apontou-se etapas críticas no ciclo de vida do biodiesel.

O biodiesel reduz o uso de recursos não-renováveis, a emissão dos gases do efeito estufa e a poluição urbana de uma maneira geral. Em contrapartida, o uso da terra e todo o fardo ambiental da agropecuária implicam em impactos de efeito local relevantes.

Com base neste contexto, o biodiesel pode ser utilizado como combustível no lugar do óleo diesel, ou em misturas, para atender à demanda nacional crescente, sem aumentar os impactos ambientais. Para que o biodiesel seja considerado uma solução de desenvolvimento sustentável, alguns aspectos de melhoria foram apontados na interpretação do ciclo de vida.

A fase da agricultura, utilizada para obtenção da semente de girassol, é a etapa do ciclo de vida do biodiesel com maior impacto. As razões são a utilização de recursos como diesel (uso do trator) e uso de fertilizantes. As emissões no campo estão atreladas à qualidade das técnicas agrícolas e manejo de fertilizantes.

O uso do biodiesel em motores ciclo diesel é a segunda etapa do ciclo de vida do biodiesel com maior impacto. Para reduzir os impactos da combustão, recomenda-se o desenvolvimento tecnológico de motores com maior eficiência. Para misturas, é importante a redução da concentração de enxofre no óleo diesel, atualmente maior no Brasil que na Comunidade Europeia, por exemplo.

As misturas de biodiesel no diesel, de zero a 100%, mostraram que à medida em que se mistura biodiesel, os impactos diminuem muito pouco, mas modificam-se as frações de cada categoria de impacto, de efeito global para efeito regional.

Por fim, o conceito de renovabilidade da matéria-prima é a maior vantagem do uso de biodiesel, em misturas ou, no lugar do óleo diesel no combate ao aquecimento global. Para que a medida tenha efeito, torna-se vital a manutenção *ad infinitum* do sistema produtivo cíclico de biomassa (girassol).

7 Recomendações

Tendo como base as conclusões obtidas, é possível apontar algumas recomendações para estudos de ACV futuros:

- » Realizar a ACV com base em uma equipe multidisciplinar, para comparar com esse estudo;
- » Realizar a coleta de dados primários dos principais processos;
- » Avaliar a consequência para o biodiesel da utilização dos subprodutos torta de girassol e glicerina, através da alocação;
- » Utilizar outras sementes oleaginosas de matérias-prima;
- » Avaliar outras fontes como gordura animal e resíduos;
- » Utilizar etanol como álcool na produção de biodiesel, no lugar do metanol;
- » Buscar o desenvolvimento de uma ferramenta nacional de ACV, com fatores de caracterização e normalização específicos para o território nacional e suas especificidades regionais;
- » Investigar a fundo a influência das técnicas agrícolas e manejo de fertilizantes na formação dos impactos de acidificação e eutrofização;
- » Utilizar a ferramenta nacional de ACV em paralelo com os softwares consolidados e comparar resultados;
- » Montagem do inventário nacional, de uma maneira geral;

Especificamente para os ciclos de vida de combustíveis:

- » Aprofundar os inventários da extração do petróleo e produção de óleo diesel em refinaria;
- » Criar o inventário da agropecuária brasileira;

8 Referências bibliográficas

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14043**. Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida: interpretação do ciclo de vida. Rio de Janeiro: ABNT, 2005. 19 p.

ABNT. **NBR ISO 14001**. Sistemas da gestão ambiental - Requisitos com orientações para uso. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 27 p.

ABNT. **NBR ISO 14040**. Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro: ABNT, 2001. 10 p.

ACCARINI, J. H. Biodiesel no Brasil: estágio atual e perspectivas, **Bahia Análise & Dados**, Salvador, v. 16, n. 1, p. 51-63, jun. 2006.

ALMEIDA, C. M., PIRES, M. M., ALMEIDA NETO, J. A., CRUZ, R. S. Apropriação dos recursos naturais e o Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel, **Bahia Análise & Dados**. n. 1, p. 79-88, Salvador, jun. 2006.

ANP – AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS DO BRASIL.. **Resolução nº 7, de 19 de março de 2008**. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/leg/legislacao.asp>>. Acesso em 13 abr. 2008.

BARE, J. C.; NORRIS, G. A.; PENNINGTON, D. W.; MCKONE, T. TRACI – The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts. **Journal of Industrial Ecology**, v. 6, n. 3, 2003.

BARROS, A. V.; COUTO, L.; COUTO, L. C.; TSUKAMOTO JR., A. A. Produção de biodiesel a partir de sistemas agroflorestais com girassol em Vazante, Minas Gerais, **Biomassa & Energia**, v. 3, n. 2, p. 97-111, 2006.

BAUMANN, H.; TILLMAN, A-M. **The Hitch Hiker's Guide to LCA**. Studentlitteratur AB, 2004, 543 p.

BELLEKOM, S.; HETTELINGH, J. P.; ABEN, J. Spatial aspects affecting acidification factors in European acidification modelling, **Environmental Modelling & Software**, v. 24, n. 4, p. 463-472, abr. 2009.

BENEDET JR., G. **Avaliação de Incertezas em Inventários de Ciclo de Vida**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina.

BENTRUP, F.; KÜSTERS, J.; KUHLMANN, H.; LAMMEL, J. Application of the life cycle assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilizers, **European Journal of Agronomy**, n. 14, p. 221-233, 2001.

BENTRUP, F.; KÜSTERS, J.; LAMMEL, J.; KUHLMANN, H. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector, **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 5, n. 6, p. 349-357, 2000.

BERNDES, G.; HOOGWIK, M.; VAN DEN BROEK, R. The contribution of biomass in the future global energy supply: a review of 17 studies, **Biomass and Bioenergy**, v. 25, p. 1-28, 2003

BISSANI, C. A.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M. J.; CAMARGO, F. A. O. **Fertilidade dos solos e manejo da adubação de culturas**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. 2ª ed., 344 f.

BOSCH LTDA, Biodiesel e sistemas de injeção eletrônicos. In: VII Seminário de E/E-AEA. jun. 2005. **Anais eletrônicos...**

BOZBAS, K. Biodiesel as an alternative motor fuel: production and policies in the European Union. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v.12, n.2, p. 542-552, fev. 2008.

BRAKKEE, K. W.; HUIJBREGTS, M. A. J.; EICKHOUT, B.; HENDRIKS, A. J.; VAN DE MEENT, D. Characterization factors for greenhouse gases at a midpoint level including indirect effects based on calculations with the IMAGE model, **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 3, p. 191–201, 2008.

BRASIL. **Lei nº 11.097 de 13 de janeiro de 2005**. Dispõe sobre a introdução do biodiesel na matriz energética brasileira, 2005a.

BRASIL. **Plano Nacional de Produção de Biodiesel**, 2005b. Disponível em: <http://www.biodiesel.gov.br/programa.html>. Acesso em 13 abr. 2008.

BRASIL. Câmara dos Deputados. **Biodiesel e a inclusão social**. (A. Holanda, Dep. Fed., relator). Cadernos de altos estudos (série), nº1, cap.3, Centro de documentação e informação: Brasília, 2004.

BR – BR DISTRIBUIDORA. **Óleo diesel**. Disponível em: <http://www.br.com.br/portabr/>. Acesso em 13 abr. 2009.

BUCKLAND, H. **The oil for ape scandal: how palm oil is threatening orang-utan survival**, 50 p, set. 2005. Publicação em conjunto de Friends of the Earth, The Ape Alliance, The Borneo Orangutan Survival Foundation, The Orangutan Foundation (UK) e The Sumatran Orangutan Society. Disponível em: <http://www.foe.co.uk>. Acesso em 22 jan. 2009.

BULLE, C.; GODIN, J.; REID, C.; DESCHÊNES, L. LUCAS - a new LCIA method used for a canadian-specific context. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 12, n. 2, p. 93-102, 2007.

CAMARGO, A. M. **Inventário do ciclo de vida do metanol para as condições brasileiras**. Tese de doutorado – USP, São Paulo, 2007. 132 p.

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen, **Ecological Applications**, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998.

CGER, DELS - Commission on Geosciences, Environment, and Resources (CGER), Earth and Life Studies (DELS). **Ozone-Forming Potential of Reformulated Gasoline**, National Academy of Sciences, 252 p., 1999.

CHEHEBE, J. R. **Análise do ciclo de vida de produtos: ferramenta gerencial da ISO 14000**. Rio de Janeiro: Qualitymark, 1997, 104 p.

CLIFT, R. **The problem with biofuels**, out. 2007. Apresentação do prof. Roland Clift, Centre for Environmental Strategy, University of Surrey, Inglaterra.

COCA-COLA COMPANY, THE. **Sustainability Review 2007/2008**. Disponível em: <http://www.thecoca-colacompany.com/citizenship/pdf/2007-2008_sustainability_review.pdf>. Acesso em 23 dez. 2008.

COLTRO, L. (Org.). **Avaliação do ciclo de vida como instrumento de gestão**. Campinas: CETEA/ITAL, 2007. 75 p. Disponível em: <http://www.cetea.ital.org.br/emb_meio_ambiente.htm> . Acesso em: 18 jun. 2008.

CONCAWE, EUCAR, EC-JRC, (EDWARDS, R.; LARIVÉ, J-F.; MAHIEU, V.; ROUVEIROLLES, P., autores). **Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and power trains in the European context**. WTW report Version 2c, 2007. Disponível em: <<http://ies.jrc.cec.eu.int/wtw.html>>. Acesso em: 15 dez. 2008.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. **Termo(s) pesquisado(s): girassol**. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br/cgi-bin/htsearch?config=htdig&method=and&format=builtin-long&sort=score&exclude=viaconab&words=girassol>>. Acesso em: 16 fev. 2009.

CUNHA, M. E.; KRAUSE, L. C.; MORAES, M. S. A.; FACCINI, C. S.; JACQUES, R. A.; ALMEIDA, S. R.; RODRIGUES, M. R. A.; CARAMÃO, E. B. Beef tallow biodiesel produced in a pilot scale, **Fuel Processing Technology**, v. 90, n. 4, p. 570-575, abr. 2009.

DALGAARD, R.; HALBERG, N.; KRISTENSEN, I. S., LARSEN, I. Modeling representative and coherent Danish farm types based on farm accountancy data for use in environmental assessments, **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 117, n. 4, p. 223-237, 2006.

D'AGOSTO, M. A.; RIBEIRO, S. K. Assessing total and renewable energy in Brazilian automotive fuels: a life cycle inventory (LCI) approach, **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 13, n. 6-7, p. 1326-1337, ago-set 2009.

DE BEAUFORT-LANGEVELD, A.; VAN DEN BERG, N.; HAYDOCK, R.; TEN HOUTEN, M.; KOTAJI, S.; OERLEMANS, E.; SCHMIDT, W.-P.; STRANDDORF, H.K.; WEIDENHAUPT, A. (K. CHRISTIANSEN, ed.). **Simplifying LCA: Just a Cut?** Relatório final do “SETAC-Europe LCA Screening and Streamlining Working Group”, Bruxelas: SETAC, 1997.

DE NOCKER, L.; SPIRINCKX, C.; TORFS, R. **Comparison of LCA and external-cost analysis for biodiesel and diesel**, VITO, Flemish Institute for Technological Research, 10 p. In: 2^a International conference LCA in Agriculture, Agro-industry and Forestry, Bruxelas, 3-4 dez. 1998.

DELUCCHI, M. A. **Conceptual and methodological issues in lifecycle analysis of transportation fuels** (Relatório preparado para U.S. EPA). University of California, Davis, CA, out. 2004.

DRAGOSITS, U.; THEOBALD, M. R.; PLACE, C. J.; LORD, E.; WEBB, J.; HILL, J.; APSIMON, H. M.; SUTTON, M. A. Ammonia emission, deposition and impact assessment at the field scale: a case study of sub-grid spatial variability, **Environmental Pollution**, v. 117, n. 1, p. 147-158, abr. 2002.

DTI – Department of Trade and Industry. **Alternative Fuels Group of the Cleaner Vehicles Task Force**, The Stationery Office, Londres, 2000. Disponível online em: <http://www.cleanairnet.org/infopool/1411/articles-35613_assessment_emission.pdf>. Acesso em: 22 abr. 2009.

DUARTE, F. M.; POCOJESKI, E.; SILVA, L. S.; GRAUPE, F. A.; BRITZKE, D. Perdas de nitrogênio por volatilização de amônia com aplicação de ureia em solo de várzea com diferentes níveis de umidade, **Ciência Rural**, v. 37, n. 3, p. 705-711, mai-jun 2007.

EC-EU. The European Commission. **What is Integrated Product Policy?** Disponível em: <<http://ec.europa.eu/environment/ipp/integratedpp.htm>>. Acesso em: 19 jan. 2009.

EC-EU. **Proposal for a directive of the European parliament and of the council on the promotion of the use of energy from renewable sources**. Bruxelas, 23 jan. 2008. Disponível em: <http://ec.europa.eu/energy/climate_actions/doc/2008_res_directive_en.pdf>. Acesso em 12 de março de 2008.

ECOLANE Transport Consultancy. **Life cycle assessment of vehicle fuels and technologies**, mar. 2006. Relatório final para o distrito de Camden, Londres. Disponível em: <www.ecolane.co.uk/content/dcs/Camden_LCA_Report_FINAL_10_03_2006.pdf>. Acesso em: 13 fev. 2009.

EEA – EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. **Life Cycle Assessment: a guide to approaches, experiences and information sources**. Environmental Issues Series n. 6, ago. 1997.

ELCOCK, D. **Life-cycle thinking for the oil and gas exploration and production industry**, ANL/EVS/R-07/5, Illinois: Centre of Transportation Research, Argonne Laboratory, set. 2007, 160 p.

EMBRAPA SOJA. **Sistema de Produção, n. 1**, 2000. Disponível em: <<http://www.cnpso.embrapa.br/producaogirassol/index.htm>>. Acesso em: 30 jul. 2008.

EKVALL, T.; TILLMAN, A. M. Open-loop recycling – criteria for allocation procedures, **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 2, n. 3 p. 155-162, 1997.

EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Inventory of U.S. greenhouse gas emissions and sinks: 1990-2005**. Ref. EPA430-R-07-002, abr. 2007a. Disponível em: <<http://epa.gov/climatechange/emissions/usinventoryreport.html>>. Acesso em 1 ago. 2008.

EPA. **Fourth U.S. Climate Action Report**, 2007b

EPA. **Life cycle assessment: principles and practice**. Ref. EPA/600/R-06/060, mai. 2006.

EPA. **A comprehensive analysis of biodiesel impacts on exhaust emissions** (Relatório Técnico). Ref. EPA/420/P-02/001, out. 2002.

FARRELL, A. E.; PLEVIN, R. J.; TURNER, B. T.; JONES, A. D.; O'HARE, M.; KAMMEN, D. M. Ethanol can contribute to energy and environmental goals, **Science**, v. 311, 506-508, jan. 2006.

FRÉCHETTE-MARLEAU, S.; BÉCAERT, V.; MARGINI, M.; SAMSON, R.; DESCHÊNES, L. Evaluating the variability of aquatic acidification and photochemical ozone formation characterization factors for Canadian emissions, **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 7, p. 593-604, set. 2008.

FRISCHKNECHT, R. (ed.); JUNGBLUTH, N. (ed.); ALTHAUS, H.-J.; DOKA, G.; DONES, R.; HECK, T.; HELLWEG, S.; HISCHIER, R.; NEMECEK, T.; REBITZER, G.; SPIELMANN, M.; WERNET, G. **Ecoinvent 2000: Overview and Methodology**. Data v2.0, ecoinvent report No.1. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007. Disponível em: <www.ecoinvent.ch>. Acesso em 15 de out. de 2007

FRONDEL, M.; PETERS, J. Biodiesel: a new oilorado?, **Energy Policy**, v. 35, p. 1675-1684, 2007.

GÄRTNER, S.; REINHARDT, G. **Environmental Implications of Biodiesel (Life-Cycle Assessment)**, cap. 8.4. In: KNOTHE, G., KRAHL, J., GERPEN, J. (Eds.) *The biodiesel handbook*. Champaign, IL: AOCS, 2005.

GERPEN, J. Biodiesel processing and production, **Fuel Processing Technology**, n. 86, p. 1097-1107, 2005.

GIANNETTI, B.; BARRELLA, F. A.; BONILLA, S. H.; VILLAS BOAS DE ALMEIDA, C. M. Aplicações do diagrama emergético triangular na tomada de decisão ecoeficiente, **Produção**, v. 17, n. 2, p. 246-262, mai./ago. 2007.

GM, LBST. GENERAL MOTORS, L-B-SYSTEMTECHNIK GmbH. **GM well-to-wheel analysis of energy use and greenhouse gas emissions of advanced fuel/vehicle systems – a European study** (Relatório). Ottobrunn, Alemanha, set. 2002. 138p. Disponível em: <<http://www.lbst.de/gm-wtw/>>. Acesso em: 31 out. 2006.

GNANSOUNOU, E.; DAURIAT, A.; PANICHELLI, L.; VILLEGAS, J. D. **Estimating energy and greenhouse gas balances of biofuel: concepts and methodologies**, working paper ref. 437.100, EPFL-ENAC-LASEN, Lausanne, Suíça, fev. 2008.

GOEDKOOP, M. J., SPRIENSMA, R. S. **The Eco-indicator 99**, Methodology report. A damage oriented LCIA Method; VROM, A Haia, Holanda, 1999.

GOLDSMITH, E. **Blueprint for survival**, Houghton Mifflin, 1972, 189 p.

GUINÉE, J. B.; VAN OERS, L.; DE KONING, A.; TAMIS, W. **Life cycle approaches for Conservation Agriculture**, CML Report n. 171, CML, Universiteit Leiden, Holanda, jun. 2006.

GUINÉE, J. B.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJIN, R.; VAN OERS, L.; WEGENER SLEESWIJK, A.; SUH, S.; UDO DE HAES, H. A.; DE BRUIJN, H.; VAN DUIN, R.; HUIJBREGTS, M. A. J. **Handbook on Life Cycle Assessment Operational Guide to the ISO Standards**, Dordrecht, Holanda: Kluwer Academic Publisher, 2002.

GUINÉE, J. B. **Development of a methodology for the environmental life-cycle assessment of products: with a case study on margarines**, Tese de doutorado, Universiteit Leiden, Holanda, 1995.

HAMELINCK, C.; VAN DEN BROEK, R. **Participative LCA on biofuels**, Rapport 2GAVE-05.08, Ecofys, SenterNovem: Utrecht, Holanda, 2005.

HAUSCHILD, M.; WENZEL, H. **Environmental Assessment of Products**, Scientific Background, Londres: Chapman & Hall, v. 2, 1998.

HEIJUNGS, R.; GOEDKOOP, M.; STRUIJS, J.; EFFTING, S.; SEVENSTER, M.; HUPPES, G. **Towards a life cycle impact assessment method which comprises category indicators at the midpoint and the endpoint level**. Report of the first project phase: Design of the new method. VROM,'s-Gravenhage, The Netherlands, 2003. Disponível em: <http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/recipe_phase1.pdf>. Acesso em 22 de janeiro de 2009.

HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J.B.; HUPPES, G.; LANKREIJER, R.M.; UDO DE HAES, H.A.; WEGENER SLEESWIJK, A.; ANSEMS, A.M.M.; EGGELS, P.G.; VAN DUIN R.; DE GOEDE H.P. **Environmental life cycle assessment of products**. I: Guide. II: Backgrounds – CML, Leiden, 1992, 96 + 130 p.

HILL, J.; POLASKY, S.; NELSON, E.; TILMAN, D.; HUO, H.; LUDWIG, L.; NEUMANN, J.; ZHENG, H.; BONTA, D. Climate change and health costs of air emissions from biofuels and gasoline, **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, v. 106, n. 6, p. 2077-2082, 10 fev. 2009.

HOCHSCHORNER, E.; FINNVEDEN, G. Evaluation of two simplified life cycle assessment Methods. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 3, p. 119-128, 2003.

HUIJBREGTS, M. A.; GILIJAMSE, W.; RAGAS, A. M. J.; REIJNDERS, L. Evaluating uncertainty in environmental life-cycle assessment – a case study comparing two insulation options for a Dutch one-family dwelling, **Environmental Science & Technology**, v. 37, n. 11, p. 2600-2608, 2003.

HUIJBREGTS, M. A. J.; THISSEN, U.; JAGER, T.; VAN DE MEENT, D.; RAGAS, A. M. J. Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part II: assessing parameter uncertainty and human variability in the calculation of toxicity potentials. **Chemosphere**, v. 41, n. 4, p. 575-588, ago. 2000.

HUMBERT, S. **IMPACT2002+ version 2.1**. (Version formatted ready to be imported into GaBi4). Lausanne: École Polytechnique Fédérale de Lausanne, 2005. Disponível em: <<http://www.epfl.ch/impact>>. Acesso em: 16 jun. 2008.

HUNT, R. G.; BOGUSKI, T. K.; WEITZ, K.; SHARMA, A. Case studies examining LCA streaming techniques. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v.3, n.1, p 36-42, 1998.

HUNG, M. L.; MA, H. Quantifying system uncertainty of life cycle assessment based on Monte Carlo simulation, **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v.14, n.1, 2009.

HUNKELER, D.; REBITZER, G.; INABA, A. Environmental performance indicators and application of Life Cycle Thinking to product development and corporate management, **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 1, p. 55-58, 2003.

HUR, T.; LEE, J.; RYU, J.; KWON, E. Simplified LCA and matrix methods in identifying the environmental aspects of a product system. **Journal of Environmental Management**, v. 75, n. 3, maio 2005, p. 229-237.

IEA - INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. **Biofuels for transport: an international perspective**. IEA: Paris, abr. 2004.

IEC – International EPD Consortium. **The International EPD system**. Disponível em: <<http://www.environdec.com/pageID.asp>>. Acesso em: 19 dez. 2008.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2007: synthesis report**. 2007.

IPCC. **Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry**. p. 3.70. Japão:IGES, 2003.

ITSUBO, N.; INABA, A. A new LCIA method: LIME has been completed, **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 5, p. 305, set. 2003.

JANSSEN, R.; RUTZ, D.; GRIMM, H. P.; HELM, P.; SAFFORD, R.; GERAGHTY, R.; WASON, B.; NEEFT, J.; VAN THUIJL, E.; GORG, S.; BUTTIGIEG, C.; BURKNER, S. **Results from the European carbon labelling initiative CO2Star**. In: 16th European Biomass Conference & Exhibition, Valência, Espanha, 2-6 jun. 2008.

JOLLIET, O.; MULLER-WENK, R.; BARE, J.; BRENT, A.; GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; ITSUBO, N.; PEÑA, C.; PENNINGTON, D.; POTTING, J.; REBITZER, G.; STEWART, M.; UDO DE HAES, H.; WEIDEMA, B. The LCIA midpoint-damage framework of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 9, n. 6, p. 394-404, 2004.

JOLLIET, O.; MARGNI, M.; CHARLES, R.; HUMBERT, S.; PAYET, J.; REBITZER, G.; ROSENBAUM, R. IMPACT2002+: a new life cycle impact assessment methodology. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 6, p. 324-330, 2003.

KAMMEN, D., FARRELL, A. E.; PLEVIN, R. J.; JONES, A. D.; NEMET, G. F.; DELUCCHI, M. Energy & Greenhouse Gas Impacts of Biofuels: a framework for analysis, 7 set. 2007, In: **International Transport Forum** (Painel: Biofuels: Linking support to performance). OECD/ITF: Paris, 7-8 jun. 2007.

KNOTHE, G., KRAHL, J., GERPEN, J. (Eds.) **The biodiesel handbook**. Champaign, IL: AOCS, 2005.

KRAUSE, L. C. **Desenvolvimento do processo de produção de biodiesel de origem animal**, Tese – Instituto de Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (IQ-UFRGS), Porto Alegre, mar. 2008.

LEITE, R. M. V. B.; CASTRO, C.; BRIGHENTI, A. M.; OLIVEIRA, F. A.; CARVALHO, C. G. P.; OLIVEIRA, A. C. B. **Indicações para o cultivo de girassol nos Estados do Rio Grande do Sul, Paraná, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Goiás e Roraima**, Comunicado Técnico n. 78. Londrina: CNPSO-EMBRAPA. Fev. 2007. 4 p. Disponível em: <<http://www.cnpso.embrapa.br>>. Acesso em: 30 jul. 2008.

LUNDQUIST, L.; LETERRIER, Y.; SUNDERLAND P.; MÅNSON J.A.E. (Ed.). **Life Cycle Engineering of Plastics: Technology, Economy and Environment**, Elsevier Science, 2001.

MA, F.; HANNA, M. A. Biodiesel production: a review, **Bioresource Technology**, v. 70, n. 1, p. 1-15, out. 1999.

MCCORMICK, R. L. **Biodiesel Handling and Use Guide**, 4a. ed., ref. NREL/TP-540-43672, National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado, jan. 2009. 56 p. Relatório

MAPA. BRASIL **Plano nacional de agroenergia 2006-2011**, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Brasília, DF, 2005.

MARKOVIC, V. Future SETAC-Europe LCA activities - a personal view. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v.1, n.3, 1998. Editorial.

MARZULLO, R. C. M. **Análise de ecoeficiência dos óleos vegetais oriundos da soja e da palma, visando a produção de biodiesel**, dissertação de mestrado em Engenharia Química, São Paulo, Escola Politécnica, 2007, 302f.

MAURICE, B.; FRISCHKNECHT, R.; COELHO-SCHWIRTZ, V.; HUNGERBUHLER, K. Uncertainty analysis in life cycle inventory. Application to the production of electricity with French coal power plants. **Journal of Cleaner Production**, v. 8, n. 2, p. 95-108, abr. 2000.

MEADOWS, D. H. **The limits to growth: a report for the club of Rome's project on the predicament of mankind**, Universe Books, 1974, 205 p.

MENICHETTI E., OTTO, M.. Energy balance and greenhouse gas emissions of biofuels from a life-cycle perspective, p. 81-109, 2009. In: R.W. Howarth and S. Bringezu (editores), **Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use**. Proceedings of the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) International Biofuels Project Rapid Assessment, 22-25 set. 2008, Gummertsbach, Alemanha. Cornell University, Ithaca, NY, EUA. Disponível em: <<http://cip.cornell.edu/biofuels/>>. Acesso em: 03 mai. 2009.

METHANEX CORPORATION. **Technical information & safe handling guide for methanol**. Versão 2.0. Out. 2002. 29 p. Disponível em: <<http://www.methanex.com>>. Acesso em: 21 maio 2007.

MILANO, L. B. M.; LUCA, S. J.; ROSAURO, N. M. L.; CASTRO, C. M. B. Análise da Qualidade da Água da Chuva na Região Metropolitana de Porto Alegre e Fatores Meteorológicos Associados, **Revista Brasileira de Engenharia**, Caderno de Recursos Hídricos, v. 7, n. 2, p. 39-67, 1989.

MILLER, S. A.; LANDIS, A.; THEIS, T. Use of Monte Carlo analysis to characterize nitrogen fluxes in agroecosystems, **Environmental Science and Technology**, v. 40, n. 7, p. 2324-2332, 2006.

MIRLEAN, N.; VANZ, A.; BAISCH, P. Níveis e origem da acidificação das chuvas na região do Rio Grande, RS, **Química Nova**, v. 23, n. 5, 2000.

MME – MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. **Resenha Energética 2009**. Disponível em: <<http://www.mme.gov.br>>. Acesso em: 20 out. 2009.

MME. **Balanco energético nacional 2008**. Disponível em: <<http://www.mme.gov.br>>. Acesso em: 9 out. 2008.

NELSON, R. G., SCHROCK, M. D. Energetic and economic feasibility associated with the production, processing, and conversion of beef tallow to a substitute diesel fuel, **Biomass & Bioenergy**, v. 30, n. 6, p. 584-591, jun. 2006.

NEMECEK, T.; ERZINGER, S. Modelling representative life cycle inventories for Swiss arable crops, **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 10, p. 68-76.

NIELSEN, A. H.; KRISTENSEN, I. S. Nitrogen and phosphorus surpluses on Danish dairy and pig farms in relation to farm characteristics, **Livestock Production Science**, n. 96, p. 97-107, 2005.

OLIVEIRA, M. F.; VIEIRA, O. V. **Extração de óleo de girassol utilizando miniprensa**. Documento n. 237, Londrina: CNPSO-EMBRAPA. Set. 2004. 30 p. Disponível em: <<http://www.cnpso.embrapa.br>>. Acesso em: 31 jul. 2008.

PASSUELLO, A. C. **Emprego da análise de ciclo de vida (ACV) para comparar o comportamento ambiental de caixas de madeira e papelão ondulado para o transporte de frutas**, 2007. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Orientador: Luiz Fernando de Abreu Cybis.

PATTERSON, T.; DINSDALE, R.; ESTEVES, S. Review of Energy Balances and Emissions Associated with Biomass-Based Transport Fuels Relevant to the United Kingdom Context, **Energy & Fuels**, v. 22, n. 5, p. 3506-3512, 2008.

PE, LBP – PE International, Lehrstuhl für Bauphysik der Universität Stuttgart. **GaBi 4 Software-System and Databases for Life Cycle Engineering**. Copyright, TM. Stuttgart, Echterdingen, 2002.

PENNINGTON, D. W.; POTTING, J.; FINNVEDEN, G.; LINDEIJER, E.; JOLLIET, O.; RYDBERG, T.; REBITZER, G. Life cycle assessment part 2 - current impact assessment practice, **Environment International**, v. 30, n. 5, p. 721-739, jul. 2004.

PETROBRAS. **Óleo diesel**. Disponível em: <<http://www.petrobras.com.br>>. Acesso em 07 ago. 2007.

POTTING, J.; SCHÖPP, W.; BLOK, K.; HAUSCHILD, M. Site-Dependent life-cycle impact assessment of acidification, **Journal of Industrial Ecology**, v. 2, n. 2, 1998.

PRÉ Consultants, **Introduction to LCA with SimaPro 7**, versão 4.2, jun. 2007. Manual.

RABELO, I. D. **Estudo de desempenho de combustíveis convencionais associados a biodiesel obtido pela transesterificação de óleo usado em fritura**, Dissertação – Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, Curitiba, 2001. 112 p.

RAMOS, L. P. et al. Produção de biocombustível alternativo ao óleo diesel através da transesterificação de óleo de soja usado em frituras. **Química Nova**, v. 4, n. 23, 2000.

REBITZER, G. **Enhancing the Application Efficiency of Life Cycle Assessment for Industrial Uses**. Tese (Doutorado em Ciências) - Faculté Environment Naturel, Architectural et Construit, École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne, 2005. 219 p.

REBITZER, G.; EKVALL, T.; FRISCHKNECHT, R.; HUNKELER, D.; NORRIS, G.; RYDBERG, T.; SCHMIDT, W. P.; SUH, S.; WEIDEMA, B. P.; PENNINGTON, D. W. Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications, **Environment International**, v. 30, n. 5, p. 701-720, jul. 2004.

REIJNDERS, L.; HUIJBREGTS, M. A. J. Biogenic greenhouse gas emissions linked to the life cycles of biodiesel derived from European rapeseed and Brazilian soybeans, **Journal of Cleaner Production**, v. 16, n. 18, dez. 2008, p. 1943-1948.

REINHARD, J.; ZAH, R. Global environmental consequences of increased biodiesel consumption in Switzerland: consequential life cycle assessment, **Journal of Cleaner Production**, v. 17, n. 1, nov. 2009, p. S46-S56

ROBERTSON, G. P.; PAUL, E. A.; HARWOOD, R. R. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere, **Science**, v. 289, p. 1922-1925, 15 set. 2000.

ROYAL SOCIETY, THE. **Sustainable biofuels: prospects and challenges**. (Policy document ref. RS 01/08), jan. 2008. 90p. Disponível em: <<http://www.royalsociety.org>> Acesso em 14 abr. 2008.

RUSSI, D. An integrated assessment of a large-scale biodiesel production in Italy: killing several birds with one stone?, **Energy Policy**, v. 36, p. 1169-1180, 2008.

SALLABERRY, R. R.; CYBIS, L. F. **Avaliação do inventário do ciclo de vida do biodiesel de girassol**, In: I Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida (I CBGCV), de 29 a 31 de outubro de 2008. Anais. Resumo expandido e apresentação oral.

SANTOS, C. V. J. **Técnicas de produção mais limpas e análise de ciclo de vida aplicadas à indústria da construção civil**. 2000. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Orientador: Luiz Fernando de Abreu Cybis.

SAWYER, D. Climate change, biofuels and eco-social impacts in the Brazilian Amazon and Cerrado, **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 363, p. 1747-1752, 11 fev. 2008.

SCHMIDT, W. P. **Product Sustainability Index: Ford S-MAX and Ford Galaxy**, Ford of Europe, jul. 2007. Divulgação.

SCHUMACHER, L. G.; BORGELT, S. C.; FOSSEEN, D.; GOETZ, W.; HIRES, W. G. Heavy-duty engine exhaust emission tests using methyl ester soybean oil/diesel fuel blends. **Bioresource Technology**, n. 57, p. 31-36, 1996.

SCHWEINLE, J. **Biofuels** (prefácio), In: HALLEUX, H.; LASSAUX, S.; RENZONI, R.; GERMAIN, A. Comparative Life Cycle Assessment of Two Biofuels: Ethanol from Sugar Beet and Rapeseed Methyl Ester, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 13, n. 3, p. 184–190, 2008.

SEBRAE. **Biodiesel**. 03 abr. 2007. Disponível em: <http://www.biblioteca.sebrae.com.br/>. Acesso em: 14 abr. 2008.

SHEEHAN, J.; DUFFIELD, J.; SHAPOURI, H.; GRABOSKI, M.; CAMOBRECO, V. **Life cycle inventory of biodiesel and petroleum diesel for use in an urban bus**. EUA: National Renewable Energy Laboratory, 1998, 60 p. Relatório técnico.

SMIDERLE, O. J.; MOURÃO, M.; GIANLUPPI, D. Avaliação de cultivares de girassol em savana de Roraima, **Acta Amazonica**, v. 35, n. 3, p. 331-336, 2005. Publicação do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.

SMITH, P.; MARTINO, D.; CAI, Z.; GWARY, D.; JANZEN, H.; KUMAR, P.; MCCARL, B.; OGLE, S.; O'MARA, F.; RICE, C.; SCHOLLES, B.; SIROTENKO, O.; HOWDEN, M.; MCALLISTER, T.; PAN, G.; ROMANENKOV, V.; SCHNEIDER, U.; TOWPRAYOON, S.; WATTENBACH, M.; SMITH, J. Greenhouse gas mitigation in agriculture, **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 363, p. 789-813, 6 set. 2007.

SONNEMANN, G. W.; SCHUMACHER, M.; CASTELLS, F. Uncertainty assessment by a Monte Carlo simulation in a life cycle inventory of electricity produced by a waste incinerator, **Journal of Cleaner Production**, v. 11, n. 3, p. 279-292, mai. 2003.

STEEN, B. **A systematic approach to environmental priority strategies in products development (EPS)**. Version 2000 – General System Characteristics. CPM report 1999:4, Chalmers University of Technology, Gotheburg, Suécia, 1999.

STEEN, B. On uncertainty and sensitivity of LCA-based priority setting, **Journal of Cleaner Production**, v. 5, n. 4, p. 255-262, 1997.

SUH, S.; LENZEN, M.; TRELOAR, G. J.; HONDO, H.; HORVATH, A.; HUPPES, G.; JOLLIET, O.; KLANN, U.; KREWITT, W.; MORIGUCHI, Y.; MUNKSGAARD, J.; NORRIS, G. System boundary selection in Life-Cycle Inventories using hybrid approaches, **Environmental Science & Technology**, v. 38, n. 3, p. 657-664, 2004.

THOMASSEN, M. A.; VAN CALKER, K. J.; SMITS, M. C. J.; IEPEMA, G. L.; DE BOER, I. J. M. Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands, **Agricultural Systems**, n. 96, p. 95-107, 2008.

UNEP – United Nations Environment Programme. **The Life Cycle Initiative**. Disponível em: < <http://lcinitiative.unep.fr/>>. Acesso em: 29 dez. 2008.

UNEP. **Life cycle approaches: the road from analysis to practice**. UNEP/ SETAC Life Cycle Initiative, 2005, 89 p.

UNEP. **Evaluation of environmental impacts in life cycle assessment**. Meeting Report, Bruxelas, 29-30 nov. 1998 e Brighton, 25-26 maio 2000. UNEP, 2003, 108 p.

UNEP. First Global Ministerial Environment Forum. **Malmö ministerial declaration**. 29 a 31 de maio de 2000. Disponível em: <http://www.unep.org/malmo/malmo_ministerial.htm>. Acesso em: 23 dez. de 2008.

UNEP. **Life Cycle Assessment: what it is and how to do it**, Paris: UNEP, 1996, 86p.

VALLEJO, M. A. A. **Utilización del análisis del ciclo de vida en la evaluación del impacto ambiental del cultivo bajo invernadero mediterráneo**, Tese - Programa de Doctorat Enginyeria Ambiental, Barcelona: Universitat Politècnica de Catalunya (UPC), jan. 2004.

VAN DEN BRANDT, H. M. P.; SMIT, H. P. Mineral accounting: the way to combat eutrophication and to achieve the drinking water objective, **Environmental Pollution**, v. S1, n. 102, p. 705-709, 1998.

VITOUSEK, P. M.; ABER, J. D.; HOWARTH, R. W.; LIKENS, G. E.; MATSON, P. A.; SCHINDLER, D. W.; SCHLESINGER, W. H.; TILMAN, D. G; Human alteration of global nitrogen cycle: sources and consequences, **Ecological Applications**, v. 7, n. 3, p. 737-750, 1997.

WANG, M.; SARICKS, C.; LEE, H. **Fuel-Cycle Energy and Emission Impacts of Ethanol-Diesel Blends in Urban Buses and Farming Tractors**, Argonne National Laboratory, jul. 2003. 41 p. Relatório

WANG, M.; SARIKS, C.; SANTINI, D. **Effects of Fuel Ethanol Use on Fuel-Cycle Energy and Greenhouse Gas Emissions**, ANL/ESD-38, Illinois: Centre of Transportation Research, Argonne Laboratory, jan. 1999, 39 p.

WANG, M.; SARIKS, C.; WU, M. **Fuel-cycle fossil energy use and greenhouse gas emissions of fuel ethanol produced from U.S. Midwest corn**. Illinois: Centre of Transportation Research, Argonne Laboratory, 1997.

WEIDEMA, B. P. The Integration of Economic and Social Aspects in Life Cycle Impact Assessment, **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, n. 1, p. 89-96, 2006.

WHITE HOUSE, THE. **The agenda: energy and the environment**, 2009. Disponível em: <http://www.whitehouse.gov/agenda/energy_and_environment/>. Acesso em: 22 abr. 2009.

ZAH, R.; BÖNI, H.; GAUCH, M.; HISCHIER, R.; LEHMANN, M.; WÄGER, P. **Ökobilanz von Energieprodukten: ökologische Bewertung von Biotreibstoffen**, Berna, 22 mai. 2007, 206 p. Relatório final da ESU-services Ltd e Empa para os Ministérios da Energia, Agricultura e Meio Ambiente da Suíça.

9 Anexos

9.1 Fatores de caracterização

Tabela 39 Fatores de caracterização, ao nível de impacto, utilizados no estudo de caso, por categoria de impacto, e por ordem de grandeza

Acidificação aquática		Unidade	1 [fluxo] = * kg_{eq} SO₂ p/ar
	Ácido sulfúrico	kg	0,65
	Dióxido de nitrogênio	kg	0,7
	Ácido clorídrico	kg	0,88
	Dióxido de enxofre	kg	1
	Monóxido de nitrogênio	kg	1,07
	Ácido fluorídrico	kg	1,6
	Ácido sulfídrico	kg	1,88
	Amônia	kg	1,88
Aquecimento global 500 anos		Unidade	1 [fluxo] = * kg_{eq} CO₂ p/ar
	Dióxido de carbono	kg	1
	Monóxido de carbono	kg	1,57
	Diclorometano	kg	3
	Metano	kg	7
	Óxido nitroso	kg	156
	Clorodifluormetano (R 22)	kg	540
	Triclorofluormetano (R 11)	kg	1600
	Trifluorbromometano (halon 1301)	kg	2700
	Diclorodifluormetano (R 12)	kg	5200
	Diclorotetrafluoretano (R 114)	kg	8700
	Tetrafluormetano	kg	8900
	Clorotrifluormetano (R 13)	kg	16300
	Hexafluoreto de enxofre	kg	32400
Energia não-renovável		Unidade	1 [fluxo] = * MJ
	Linhita (recurso)	kg	9,9
	Carvão (recurso)	kg	19,1
	Gás Natural (recurso)	kg	40,3
	Petróleo (recurso)	kg	45,8
	Urânio (recurso)	kg	560000
Eutrofização aquática		Unidade	1 [fluxo] = * kg_{eq} PO₄(3-) p/água
	Fosfato	kg	1
	Fósforo	kg	3,06

continua...

Oxidação fotoquímica	Unidade	1 [fluxo] = * eteno p/ar
Acetaldeído (*)	kg	0,638497653
Ácido acético (*)	kg	0,1
Acetona (dimetilcetona) (*)	kg	0,095774648
Benzeno (*)	kg	0,21971831
Butadieno (*)	kg	0,877934272
Butano (n-butano) (*)	kg	0,355399061
Cicloexano (hexahidro benzeno) (*)	kg	0,291549296
Diclorometano	kg	0,068075117
Etanol (*)	kg	0,391549296
Eteno (*)	kg	1
Etilbenzeno (*)	kg	0,718309859
Formaldeído (metanal) (*)	kg	0,521126761
Hidrocarbonetos halogenados	kg	0,164319249
Heptano (isômeros) (*)	kg	0,521126761
Hexano (isômeros) (*)	kg	0,478873239
Hidrocarbonetos (cloro-/fluor-)	kg	0,164319249
Metano	kg	0,00600939
Metanol (*)	kg	0,131924883
Carbono orgânico volátil não-metano (*)	kg	0,600938967
Pentano (n-pentano) (*)	kg	0,399530516
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos	kg	0,985915493
Propano (*)	kg	0,179812207
Propileno (*)	kg	1,117370892
Tolueno (*)	kg	0,638497653
Trimetilbenzeno (*)	kg	1,276995305
Carbono orgânico volátil	kg	0,303286385
Xileno (dimetil benzeno) (*)	kg	1,037558685

Obs: (*) também pertencentes ao grupo “Carbono orgânico volátil não-metano”

Fonte: adaptado de HUMBERT (2005)