

Evaluación de estrategias de producción de biodiésel en Chile en base a criterios ambientales

Alfredo Iriarte García

Tesis doctoral

Directores: Dr. Xavier Gabarrell i Durany y Dr. Joan Rieradevall i Pons

Programa de doctorado en Ciencia y Tecnología Ambientales

Grup de Recerca en Sostenibilitat i Prevenció Ambiental (SosteniPrA)
Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA)
Universitat Autònoma de Barcelona (UAB)

Bellaterra, Barcelona. Mayo 2010

A Mónica Hoeck

Agradecimientos

Al Dr. Xavier Gabarrell i Durany y al Dr. Joan Rieradevall i Pons, directores de esta tesis, por su invaluable apoyo, dirección y motivación durante todo el desarrollo de esta investigación.

A todos los miembros de grupo de investigación SosteniPrA por su amistad y compañerismo.

Al decanato de la Facultad de Ingeniería y a la dirección de la Universidad de Talca (Chile) por su apoyo y confianza.

A la Fundación Carolina de España, al Ministerio de Planificación de Chile y a la Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica (CONICYT) de Chile por otorgarme las becas doctorales durante la realización del programa de doctorado.

Índice general

Índice de figuras	9
Índice de tablas.....	11
Siglas	13
Glosario	14
Estructura de la tesis	19
Capítulo 1. Introducción y objetivos.....	23
1.1 Introducción	24
1.1.1 Conceptos. Bioenergía y biodiésel	24
1.1.2 Producción mundial de biodiésel	25
1.1.3 Biodiésel en el contexto sudamericano	27
1.1.4 Biodiésel en el contexto chileno.....	29
1.2 Justificación de la investigación.....	31
1.3 Objetivos de la tesis.....	34
Capítulo 2. Metodología.....	37
2.1 Análisis de ciclo de vida.....	38
2.2 Fases del ACV.....	39
2.2.1 Definición del objetivo y alcance.....	41
2.2.2 Análisis del inventario	42
2.2.3 Evaluación del impacto ambiental	42
2.2.4 Interpretación.....	46
2.3 Aspectos metodológicos del ACV de biodiésel	46

2.3.1 Elecciones metodológicas	47
2.3.2 Criterios metodológicos del ACV de biodiésel aplicados en la tesis.....	48
2.4 Programas informáticos de ACV y bases de datos	49

Capítulo 3. Impactos ambientales de girasol y colza como cultivos energéticos

en condiciones chilenas.....	53
3.1 Introducción	55
3.2 Metodología	56
3.2.1 Objetivo del ACV	57
3.2.2 Unidad funcional	57
3.2.3 Cultivos estudiados.....	58
3.2.4 Límites de sistema.....	59
3.2.5 Datos de entradas agrícolas.....	59
3.2.6 Determinación de las emisiones de campo por agroquímicos	63
3.2.7 Método de evaluación de impactos, demanda de energía y agua	65
3.2.8 Consideraciones y supuestos	66
3.3 Resultados y discusión	67
3.3.1 Impactos, demanda de energía y agua de la producción de girasol y colza.....	68
3.3.2 Contribución de las entradas agrícolas a los impactos ambientales de girasol y colza	70
3.3.3 Análisis de los impactos de las etapas del ciclo de vida de los fertilizantes.....	72
3.3.4 Análisis de sensibilidad a emisiones de N ₂ O y cambio de uso de suelo	73
3.4 Conclusiones	74

Capítulo 4. Impactos ambientales de colza como cultivo energético bajo diferentes prácticas de labranza y fertilización en Chile.....	77
4.1 Introducción	79
4.2 Metodología	81
4.2.1 Objetivos del ACV.....	81
4.2.2 Unidad funcional	81
4.2.3 Contexto de la zona de estudio, sistema objeto de estudio y límites de sistema	82
4.2.4 Fuentes de datos	83
4.2.5 Emisiones de campo	86
4.2.6 Asignación de cargas ambientales de agroquímicos.....	89
4.2.7 Método de evaluación de impactos ambientales y demanda de energía	89
4.2.8 Supuestos y consideraciones	90
4.3 Resultados y discusión	90
4.3.1 Inventario	91
4.3.2 Análisis de los sistemas de labranza	93
4.3.3 Análisis de los ensayos locales de fertilización	96
4.3.4 Efecto del cambio de uso de suelo sobre el PCG	98
4.4 Conclusiones	98
Capítulo 5. Transición hacia la implementación ambientalmente más sostenible de biodiésel en Chile	101
5.1 Introducción	103
5.2 Metodología	105
5.2.1 Unidad funcional	106
5.2.2 Límites de sistema y alcance del estudio	106
5.2.3 Escenario base de producción de biodiésel	107

5.2.4 Escenarios alternativos de producción de biodiésel	113
5.2.5 Método de evaluación impactos, demanda de energía y agua	115
5.2.6 Procedimiento de asignación.....	116
5.2.7 Supuestos y consideraciones	117
5.3 Resultados y discusión	118
5.3.1 Impactos ambientales, demanda de energía y agua del biodiésel en el escenario base.....	118
5.3.2 Contribución de las etapas del ciclo del biodiésel a los impactos ambientales	120
5.3.3 Análisis ambiental de los escenarios alternativos de producción de biodiésel.....	122
5.3.4 Influencia de los métodos de asignación de cargas en los resultados	124
5.4 Conclusiones	125
Capítulo 6. Conclusiones e investigaciones futuras	129
6.1 Conclusiones	130
6.1.1 Aspectos metodológicos.....	130
6.1.2 Perfil ambiental de los sistemas energéticos.....	133
6.2 Futuras líneas de investigación	139
6.2.1 Aspectos metodológicos.....	139
6.2.2 Perfil ambiental de los sistemas energéticos.....	139
Referencias tesis	141

Índice de figuras

Figura 1.1 Diagrama esquemático de diferentes vías de transformación de la biomasa en energía.....	25
Figura 1.2 Diagrama de la reacción de transesterificación para producir biodiésel.	25
Figura 1.3 Producción mundial de biodiésel, 2000-2008.....	26
Figura 1.4 Regiones administrativas de Chile .	30
Figura 1.5 (a) Girasol y (b) Colza	32
Figura 2.1 Diagrama del ciclo de vida de un producto.	39
Figura 2.2 Evolución histórica y tendencias del ACV.	40
Figura 2.3 Estructura y fases del ACV de acuerdo a la norma ISO 14040	41
Figura 2.4 Esquema de las relaciones entre impactos de efecto intermedio (“midpoints”) e impactos de efecto final (“endpoints”)	45
Figura 2.5 Ejemplo de una planilla de entrada de datos para un proceso. Programa Gabi	50
Figura 2.6 Ejemplo de un plan en el programa Gabi.....	51
Figura 2.7 Diagrama de anidación de planes en el programa Gabi	52
Figura 3.1 Límites de sistema y sistema objeto de estudio de la producción de girasol y colza en Chile.....	60
Figura 3.2 Contribución de las entradas agrícolas a los potenciales impactos. (a) Cultivo de girasol y (b) Cultivo de colza.	71
Figura 3.3 Contribución de las etapas del ciclo de vida a los impactos de los fertilizantes usados en el cultivo de colza.....	72
Figura 4.1 Límites de sistema y sistema objeto de estudio de labranza tradicional y labranza cero del cultivo de colza en Chile.....	83
Figura 4.2 Diagrama de la cadena de suministro de diésel en Chile.	86
Figura 4.3 Contribución de las actividades agrícolas a los potenciales impactos ambientales del cultivo de colza. (a) Labranza tradicional y (b) Labranza cero.	94

Figura 4.4 Contribución de las actividades agrícolas a la demanda de energía de labranza tradicional y labranza cero en el cultivo de colza en Chile.	95
Figura 4.5 Comparación de los impactos ambientales por tonelada de colza de los ensayos de fertilización (como porcentaje del ensayo base). Ensayo base = 100%. Labranza tradicional.	97
Figura 5.1 Límites de sistema y etapas del ciclo de vida del biodiésel de colza en Chile.....	106
Figura 5.2 Esquema de los escenarios evaluados dentro de la cadena de suministro de biodiésel en Chile.	108
Figura 5.3 Zona central y zona centro-sur de Chile. Situación de la potencial producción y consumo de biodiésel.....	109
Figura 5.4 Contribución de las etapas del ciclo del biodiésel a los impactos ambientales. Escenario base (con uso de butano para vapor industrial).	121
Figura 5.5 Comparación de los impactos ambientales del biodiésel en el escenario base según diferentes métodos de asignación.....	125

Índice de tablas

Tabla 2.1 Ejemplo de tabla de inventario asociada a productos agrícolas.....	43
Tabla 2.2 Elecciones metodológicas en estudios de ACV de biodiésel	47
Tabla 2.3 Ejemplos de programas informáticos de ACV.....	50
Tabla 3.1 Inventario de entradas agrícolas (por unidad funcional) y rendimiento de los cultivos bajo estudio.....	61
Tabla 3.2 Fuentes de datos locales para los insumos agrícolas y rendimiento de producción del cultivo de girasol y colza en Chile.	62
Tabla 3.3 Inventario de emisiones de campo por agroquímicos calculadas para el cultivo de girasol y colza en Chile.....	64
Tabla 3.4 Potenciales impactos ambientales y demanda de energía y agua de los cultivos energéticos girasol y colza en Chile.	68
Tabla 4.1 Fuentes de datos para las entradas agrícolas directas e indirectas en el cultivo de colza en Chile.	84
Tabla 4.2 Ensayos de fertilización en cultivos de colza a escala local. Tasas de macronutrientes N/P/K y rendimiento de cultivo.....	85
Tabla 4.3 Emisiones difusas por agroquímicos calculadas para el cultivo de colza en Chile.	87
Tabla 4.4 Inventario de entradas (por unidad funcional) y rendimiento agrícola de los sistemas de labranza del cultivo de colza en Chile.....	92
Tabla 4.5 Potenciales impactos y demanda de energía de colza en labranza tradicional y labranza cero.....	93
Tabla 5.1 Escenario base y escenarios alternativos de producción de biodiésel evaluados en la investigación.....	105
Tabla 5.2 Inventario de las principales entradas (por unidad funcional) del suministro de biodiésel en Chile. Escenario base.	109

Tabla 5.3 Principales características de los escenarios alternativos de producción de biodiésel.....	114
Tabla 5.4 Potenciales impactos del biodiésel y el diésel fósil en Chile por unidad funcional. Escenario base.....	119
Tabla 5.5 Diferencias en los impactos (en porcentaje) entre cada escenario de producción de biodiésel alternativo y el escenario base.	122
Tabla 6.1 Escenarios de producción de biodiésel evaluados en la investigación.	136

Siglas

ACV	Análisis de ciclo de vida
ARA	Agotamiento de recursos abióticos
CUS	Cambio de uso de suelo
DCB	1,4-diclorobenceno
FAO	(Food and Agriculture Organization of the United Nations). Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
FE	Factor de emisión
IPCC	(International Panel on Climate Change). Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático
ISO	(International Standard Organization). Organización Internacional de Estandarización.
PA	Potencial de acidificación
PCG	Potencial de calentamiento global
PE	Potencial de eutrofización
PEAF	Potencial de ecotoxicidad en agua fresca
PEAM	Potencial de ecotoxicidad en agua marina
PET	Potencial de ecotoxicidad terrestre
POF	Potencial de oxidación fotoquímica
PRCO	Potencial de reducción de capa de ozono
PTH	Potencial de toxicidad humana
RR	Radiación radiactiva
UF	Unidad funcional

Glosario¹

Abiótico: componentes del medio ambiente carentes de vida.

Acidificación: fenómeno que se produce cuando en el medio ambiente se depositan cantidades excesivas de ácido nítrico y ácido sulfúrico, los cuales se forman como resultado de las emisiones de azufre y NOx a la atmósfera.

Biocombustibles: combustibles orgánicos derivados de la biomasa que pueden utilizarse para generar energía térmica por combustión.

Biocombustibles de primera generación: biocombustibles que se producen transformando azúcares de origen vegetal en etanol mediante fermentación o bien convirtiendo aceites vegetales en biodiésel.

Biocombustibles de segunda generación: biocombustibles producidos a partir de materiales lignocelulósicos.

Bioenergía: energía química proveniente de los materiales biológicos.

Biomasa: materia producida por crecimiento de microorganismos, plantas o animales.

Calentamiento global: elevación gradual de la temperatura de la atmósfera como consecuencia del incremento del dióxido de carbono y otros gases de efecto invernadero.

Cambio climático: proceso en el que las actividades humanas que producen emisiones de gases de efecto invernadero dan lugar a cambios climáticos a largo plazo.

Capa de ozono: parte de la estratosfera. Se extiende aproximadamente de los 15 km hasta los 25 km de altitud, reúne el 90% del ozono presente en la atmósfera y absorbe del 97% al 99% de la radiación ultravioleta, nociva para la salud humana.

Ciclo de vida: etapas consecutivas e interrelacionadas de un producto o actividad, desde la adquisición de materia primas hasta la etapa disposición.

¹ En base a: [1,206,207]

Ciclo del carbono: serie sucesiva de procesos de transición del carbono entre los organismos y el medio ambiente que contribuyen al mantenimiento de las constantes atmosféricas y climáticas necesarias para la vida en la tierra.

Compost: material que se genera a partir de la descomposición de los residuos sólidos orgánicos y sirve como mejorador del suelo agrícola, parques y jardines y recuperación de tierras no fértiles.

Condiciones edafológicas: condiciones de la morfología y composición del suelo.

Contaminación: cambio de las propiedades físicas, químicas y biológicas que puede provocar efectos negativos en los diferentes componentes del medio ambiente.

Contaminante: sustancia química, biológica o radiológica, que al incorporarse o encontrarse por encima de sus concentraciones normales en la atmósfera, agua, suelo, fauna o cualquier elemento natural altera y cambia su composición y condición natural.

Cultivos energéticos: plantaciones que se cultivan con el propósito de producir biocombustibles o que se explotan directamente para aprovechar su contenido energético.

Desarrollo sostenible: desarrollo que asegura las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para atender sus propias necesidades². Procura el crecimiento económico y social en una relación armónica con la protección del medio ambiente.

Dióxido de carbono (CO₂): gas que se forma durante la combustión de cualquier material que contenga carbono y es un importante gas de efecto invernadero.

Diversidad biológica: variedad de organismos vivos dentro de cada especie, entre las especies y entre los ecosistemas.

² Informe de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (Comisión Brundtland). Nuestro Futuro Común. Oxford University Press ,1987

Energía renovable: energía producida y/o derivada de fuentes que se renuevan ilimitadamente (ej. hídrica, solar y eólica) o generada por biomasa producida en forma sostenible.

Eutrofización: enriquecimiento de las aguas con nutrientes, p. ej. nitrógeno y fósforo, a un ritmo tal que no puede ser compensado por su eliminación por mineralización, provocando un exceso acelerado de fitoplancton o algas, lo que disminuye el oxígeno en las aguas y hace inviable la existencia de la mayoría de las especies que previamente formaban parte del ecosistema.

Fertilizante orgánico: fertilizante de origen vegetal o animal que contiene uno o más nutrientes para las plantas.

Fertilizante químico: producto químico que se aplica a la tierra para mejorar o aumentar su fertilidad.

Gases de efecto invernadero: gases integrantes de la atmósfera, de origen natural o antropogénico, tales como dióxido de carbono, óxido nitroso, metano, ozono y clorofluorocarbonos, que absorben radiación infrarroja emitida por la superficie de la tierra. Estos gases retienen parte de la energía que el suelo emite por haber sido calentado por la radiación solar.

Impacto ambiental: cambio que resulta de una determinada acción humana o evento natural sobre el medio ambiente.

Indicador ambiental: parámetro o valor derivado de ciertos parámetros que proporciona información sobre el estado del medio ambiente o describe dicho estado.

Medio ambiente: sistema de elementos bióticos, abióticos, socioeconómicos, culturales que interactúan entre sí, con los individuos y con la comunidad en que viven, y que determinan su relación y sobrevivencia.

Nitrato (NO_3^-): anión de las sales del ácido nítrico que tiene gran influencia en el proceso de eutrofización.

Praderas degradadas: praderas que presentan reducción o pérdida de la productividad y complejidad biológica, física, química como consecuencia de los procesos naturales o de las actividades humanas.

Rotación de cultivos: práctica agrícola que consiste en cultivar, en un mismo terreno, distintas especies en forma continuada, con el propósito de evitar la pérdida

de la fertilidad del suelo y que las enfermedades que afectan a un tipo de plantas se perpetúe en el tiempo.

Suelo agrícola: suelo cuyas características permiten únicamente la explotación de cultivos vegetales.

Estructura de la tesis

La presente tesis está dividida en los siguientes capítulos:

El **capítulo 1** incluye una introducción sobre los conceptos de bioenergía y biodiésel y una contextualización del biodiésel en Sudamérica y Chile. Además presenta la justificación y los objetivos de la investigación.

El **capítulo 2** presenta primero una descripción de la metodología del análisis del ciclo de vida, la cual es aplicada en la evaluación de los impactos ambientales de los sistemas estudiados. Luego, señala aspectos metodológicos asociados al análisis de ciclo de vida aplicado al biodiésel y finaliza con la descripción del programa informático GaBi, programa utilizado en esta tesis para la evaluación de los impactos ambientales.

Los capítulos 3, 4 y 5 presentan la evaluación ambiental, mediante la metodología del análisis de ciclo de vida, de los cultivos energéticos y biodiésel objeto de estudio:

El **capítulo 3** analiza qué cultivo en Chile, entre colza (*Brassica napus L.*) y girasol (*Helianthus annuus L.*), presenta un mejor perfil ambiental en vista de su selección como cultivo energético para la producción de biodiésel. El análisis contempla, para ambos cultivos, las prácticas agrícolas más usuales en Chile y el uso de datos agronómicos locales.

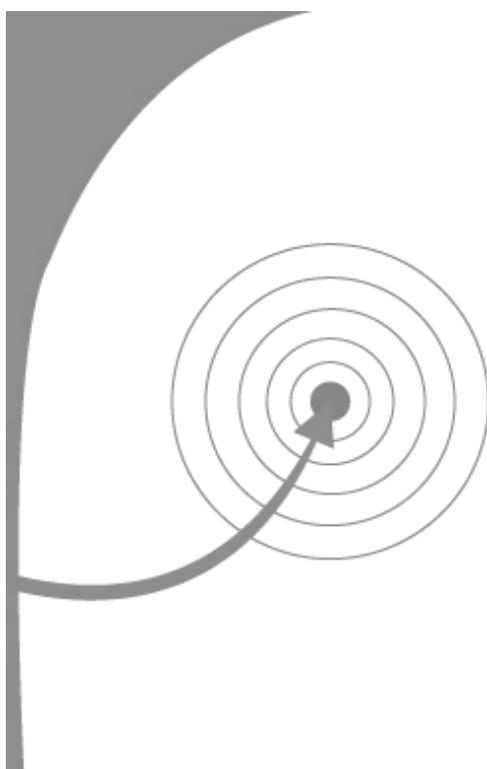
El **capítulo 4** evalúa las diferentes estrategias de labranza y fertilización en el cultivo de colza. Primero analiza las estrategias de labranza tradicional y labranza cero en base a prácticas a nivel nacional. Luego, evalúa la producción de colza en tres esquemas de fertilización, en base a ensayos agrícolas con diferentes tasas de aplicación de nitrógeno, fósforo y potasio.

El **capítulo 5** analiza los impactos de la implantación de biodiésel de colza en un escenario base según las condiciones más probables de producción y en diferentes escenarios alternativos asociados a una estrategia de mejora que usa recursos renovables y/o locales. El escenario base presenta las siguientes características: cultivo de colza en praderas no degradadas y fertilización mineral, etapas industriales de extracción y transesterificación en base a la actual tecnología internacional, uso de propano o gas natural para la generación de vapor industrial y transporte de biodiésel por camión. Los escenarios alternativos consideran cultivo de colza en praderas degradadas, aporte de fertilización orgánica, uso de residuos forestales para la generación de vapor industrial y transporte de biodiésel por ferrocarril.

Los capítulos 3, 4 y 5 son la versión en castellano de artículos presentados a revistas científicas internacionales de revisión por pares (Biomass and Bioenergy, Journal of Cleaner Production y Bioresource Technology). Estos capítulos están en un formato autocontenido que facilita su lectura y tienen su propia introducción, metodología, resultados y conclusiones. Los contenidos originales de los artículos han sido respetados al máximo, lo cual implica que pequeñas duplicidades pueden aparecer en algunos párrafos introductorios o metodológicos respecto a capítulos previos.

El **capítulo 6** reseña las conclusiones principales de la tesis y presenta propuestas para investigaciones futuras.

Capítulo 1. Introducción y objetivos



Este capítulo presenta en primer lugar, una introducción sobre los conceptos de bioenergía y biodiésel y el contexto del biodiésel en Sudamérica. Luego presenta una introducción sobre Chile y el contexto del biodiesel en el país. Finalmente indica la justificación y los objetivos de la investigación.

1.1 Introducción

Esta sección describe brevemente los conceptos de bioenergía y biodiésel, luego señala la producción mundial de biodiésel y finalmente reseña el biodiésel en el contexto sudamericano y chileno en particular.

1.1.1 Conceptos. Bioenergía y biodiésel

En un sentido amplio, el término bioenergía se refiere a toda energía producida desde la materia orgánica proveniente de árboles, plantas, desechos animales y residuos orgánicos urbanos. Según el documento de terminología unificada de la FAO [1], se define bioenergía como la energía derivada de combustibles producidos a partir de biomasa. La biomasa tiene el potencial de llegar a ser una de las mayores fuentes de energía renovable en muchos países [9]. La gran variedad en cuanto a tipos de materia orgánica, composición y modos de recolección y tratamiento, conduce a un amplio escenario de vías de procesamiento para la obtención de bioenergía (ver figura 1).

Desde la vía de conversión fisicoquímica de la biomasa se puede producir combustibles como el biodiésel. El biodiésel es una mezcla de ésteres producidos a partir de aceites vegetales o animales, con una calidad similar al diésel fósil para su uso como biocombustible. Estos aceites son triglicéridos, es decir, tres cadenas moleculares de ácidos grasos unidas a la glicerina. La forma comercial más común de obtener biodiésel es mediante la reacción química de transesterificación. En la transesterificación, una molécula de triglicérido (aceite) reacciona con tres moléculas de alcohol (normalmente metanol), utilizando un catalizador, para dar tres moléculas de éster (biodiésel) y una de glicerina. La figura 2 muestra un diagrama de la reacción de transesterificación.

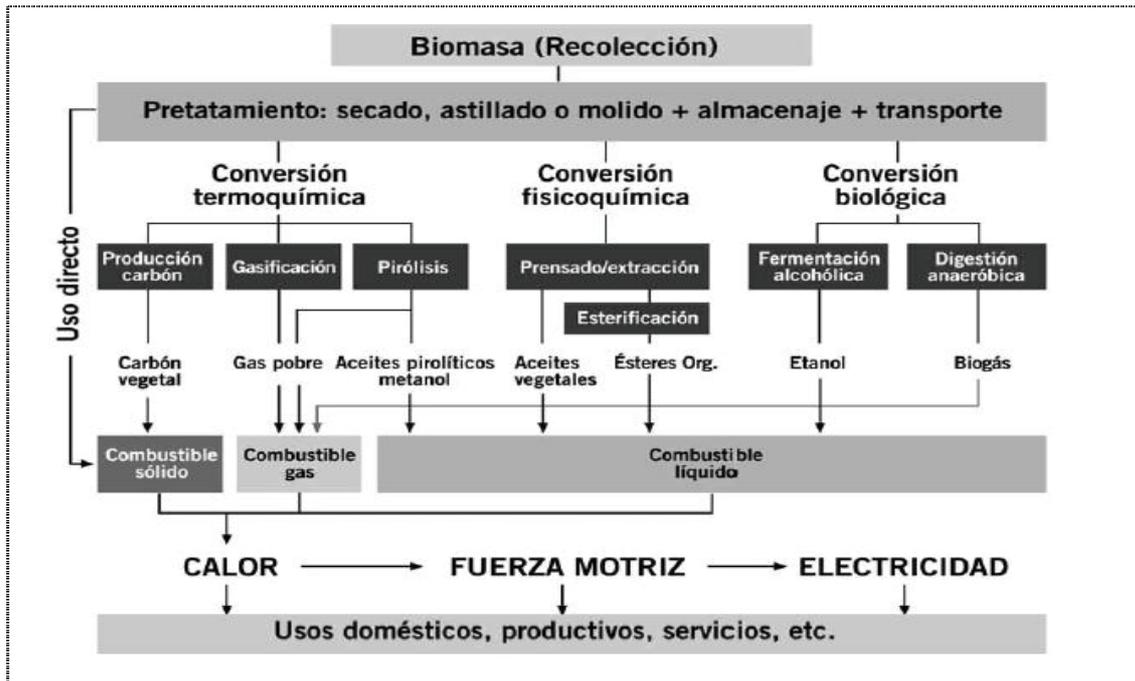


Figura 1.1 Diagrama esquemático de diferentes vías de transformación de la biomasa en energía. Adaptado de [1].

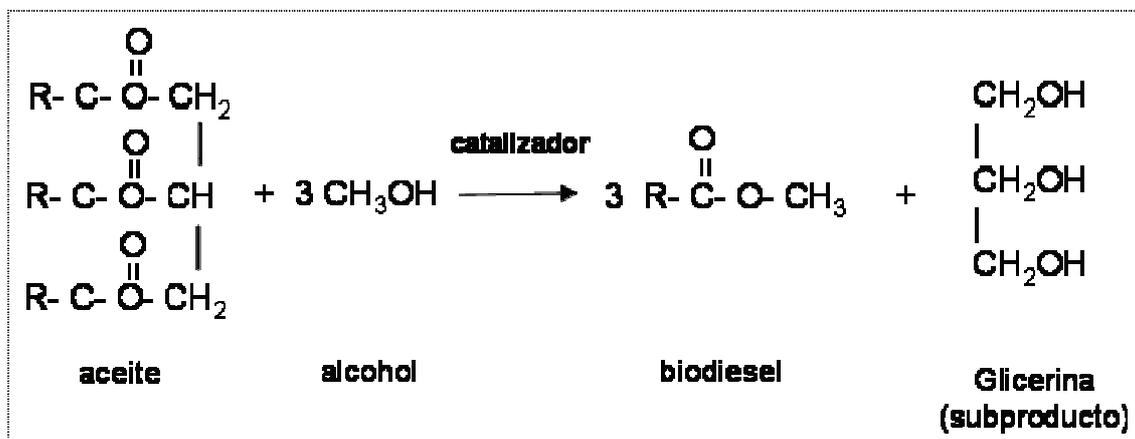


Figura 1.2 Diagrama de la reacción de transesterificación para producir biodiésel.

1.1.2 Producción mundial de biodiésel

La futura disminución de recursos fósiles, el aumento del precio del petróleo, el impacto ambiental de su producción y uso, así como el desarrollo tecnológico que está alcanzando la producción de energía a partir de fuentes renovables, está llevando a

muchos países a tomar medidas para iniciar la transición hacia un consumo energético no basado en combustibles fósiles. El transporte es uno de los sectores que depende principalmente del petróleo y sus derivados [10]; uno de los desafíos para muchos países en el ámbito energético reside en buscar alternativas al petróleo en este sector. Actualmente, los biocombustibles líquidos de primera generación son una opción en el corto plazo para el sector transporte, en particular el biodiésel y el bioetanol para el transporte por carretera [11].

El mercado mundial del biodiésel ha tenido un gran crecimiento en los últimos años (ver figura 3). Actualmente la Unión Europea lidera la producción global de biodiésel, con alrededor de 80% de la producción mundial. Los principales países productores son Alemania, Francia e Italia. La Unión Europea también es el principal consumidor del biodiésel [12]. A pesar del actual predominio europeo, se estima que la producción de biodiésel crecerá sustantivamente en Asia y Sudamérica en los próximos años [2].

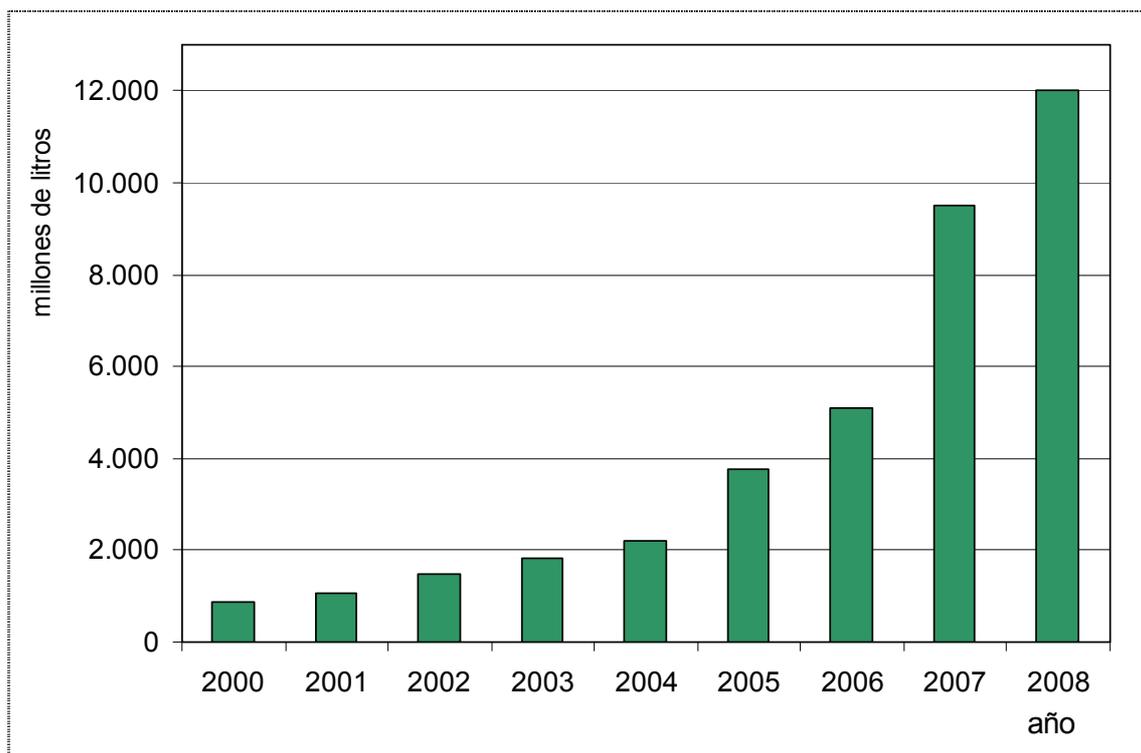


Figura 1.3 Producción mundial de biodiésel, 2000-2008. Adaptado de [2].

1.1.3 Biodiésel en el contexto sudamericano

El desarrollo de biocombustibles en Sudamérica puede ser una alternativa al uso de combustibles derivados del petróleo. El interés en la producción de biodiésel en países sudamericanos no productores de petróleo, puede contemplarse desde varias perspectivas [13,14]:

- Reducir las emisiones de gases de efecto invernadero.
- Mitigar, en ciertos casos, el impacto económico de la importación de combustible fósil.
- Favorecer el desarrollo de la pequeña agricultura mediante la producción de cultivos energéticos.
- Reducir la dependencia energética.
- Incrementar el nivel tecnológico del país mediante la implementación de procesos agrícolas e industriales relacionados a la producción del biocombustible.

El desarrollo de la industria de biodiésel en Sudamérica, al igual que en otros países del mundo, ha sido desde sus comienzos impulsado por políticas públicas. Así, en los países de la región existen tanto marcos regulatorios que tienden a estimular el uso de biocombustibles, como políticas de subsidios, reducciones impositivas y otros mecanismos que apuntan a incentivar su producción. Mientras Brasil ha desarrollado una política de biocombustibles desde la década de 1970, la mayoría de los países sudamericanos ha comenzado a desarrollar marcos legales sobre los biocombustibles en la última década. A continuación se muestran algunos ejemplos de iniciativas nacionales en Sudamérica sobre biocombustibles en general y biodiésel en particular.

Brasil

Brasil tiene una larga trayectoria en el uso de biocombustibles basada principalmente en la producción y uso de bioetanol. Brasil aporta más de un tercio de la producción mundial de bioetanol. La producción de este biocombustible cobró importancia a partir de la instauración del programa nacional del alcohol (PROÁLCOOL) en 1975, incentivando la producción de bioetanol a partir de la caña de azúcar. En el año 2006, la producción de bioetanol llegó a 17,7 millones de toneladas [15].

En el caso del biodiésel, una de las últimas acciones es el programa nacional de producción y uso del biodiésel del año 2004. En el corto plazo, este programa ha organizado la cadena productiva, publicado el marco regulatorio, definido líneas de financiación y estructurado una estrategia de investigación tecnológica. Junto a lo anterior, la ley n° 11.097, del 2005, establece tasas de crecimiento del uso de biodiésel. En el período entre 2008 al 2012, el uso de la mezcla del 2% de biodiésel en el diésel es obligatorio. A partir del 2013, el volumen de adición obligatorio será elevado al 5% [14].

Argentina

Argentina en el 2007 promulga una ley sobre la promoción de la producción y del uso de biocombustibles. Esta ley indica entre otros aspectos, la obligatoriedad de incorporar, a contar del 2010, un 5% de bioetanol y un 5% de biodiésel a la gasolina y diésel respectivamente, exoneración de impuestos para los biocarburantes y estabilidad fiscal en un periodo de quince años [16].

En el 2008 la producción de biodiésel en Argentina se situó en torno a las 900 mil toneladas [17].

Perú

En Perú existe la ley n° 28054 de promoción de biocombustibles y dos decretos que regulan la mezcla obligatoria de biodiésel con diésel [14].

Actualmente hay una planta de biodiésel operando en el puerto del Callao y hay dos plantas en construcción. La capacidad de las tres plantas será en torno a las 220 mil toneladas de biodiésel al año.

Uruguay

En Uruguay el marco regulatorio sobre biocombustibles está indicado en la ley de biocombustibles n° 18.195 del 2007 que aún no ha sido reglamentada. En líneas generales, la ley busca fomentar y regular la producción, comercialización y utilización de los biocombustibles. En términos tributarios, los biocombustibles estarán libres de impuestos específicos. En cuanto a la comercialización, el biodiésel se podrá comercializar a través de ANCAP, la compañía nacional de petróleo. La incorporación

de biodiésel al diésel será de un 2% entre 2009 y 2011 y a partir de esa fecha será obligatorio un mínimo de 5% [10].

1.1.4 Biodiésel en el contexto chileno

Antecedentes generales

Chile está situado en el extremo sudoccidental de Sudamérica. Se extiende desde los 17°30' S, en su límite septentrional, hasta los 56°32' S en la parte meridional sudamericana. Su superficie es 756.096 km² [3]. Administrativamente, el país se divide en 15 regiones distribuidas de norte a sur (ver figura 1.4).

Las principales zonas geográficas en Chile son las siguientes:

- Zona norte (regiones Arica, Tarapacá, Antofagasta, Atacama y Coquimbo): clima desierto cálido.
- Zona central (regiones Valparaíso, Metropolitana de Santiago, O'Higgins y Maule): clima suave y templado con lluvias invernales.
- Zona centro-sur (regiones Biobío, Araucanía, Los Ríos y Los Lagos): clima templado y lluvioso.
- Zona austral (regiones Aisén y Magallanes): clima estepa fría.

De acuerdo al último censo, realizado el 2002, la población de Chile es de 15,1 millones de habitantes. La distribución demográfica es muy heterogénea entre las diferentes zonas geográficas. La zona central y la zona centro-sur concentran el 85% de la población nacional (la zona central concentra a más del 60% de la población). Las extensas regiones de las zonas norte y austral del país tienen una escasa población [18].

Situación del biodiésel en Chile

Chile presenta una alta dependencia de combustibles fósiles importados, estos combustibles suministran el 66% del consumo de energía nacional [19]. El país importa un 98% del petróleo que consume [19].

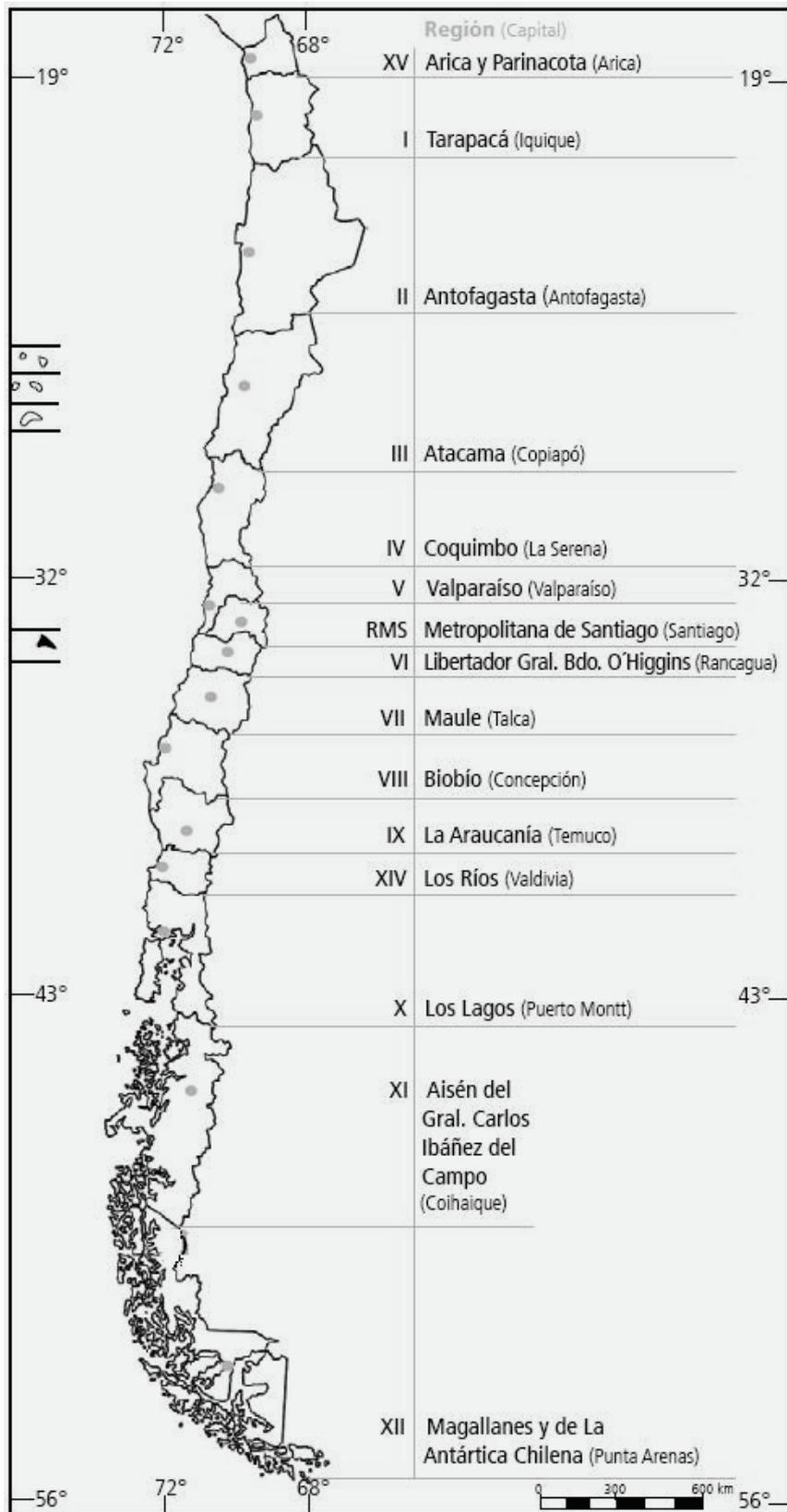


Figura 1.4 Regiones administrativas de Chile [3].

El gobierno chileno está desarrollando una política de seguridad energética bajo la cual se implementarán acciones de corto y mediano plazo que busquen diversificar la matriz de energía, lograr mayor autonomía, fomentar energías renovables locales y promover el uso eficiente de la energía en un entorno de desarrollo sostenible [20]. Los estudios nacionales indican que los biocombustibles en Chile podrían contribuir a un 10% de la energía usada en el sector del transporte al año 2020, aportando mayor autonomía y diversidad a la matriz energética [20]. En este contexto, el gobierno chileno ha realizado acciones para fomentar el futuro uso de biocombustibles líquidos, tales como, la excepción del impuesto específico que se aplica a otros combustibles [21] y la norma técnica de calidad para el biodiésel y bioetanol [22]. Además, considerando el largo plazo, el gobierno ha promovido acciones para la futura producción local de biocombustibles de segunda generación [14].

Actualmente en Chile no hay producción de biodiésel a gran escala. La producción nacional es en torno a 2000 t/año [23], principalmente en plantas piloto. Las proyecciones de uso de combustibles en Chile indican que a fines del 2010, el consumo de diesel será $4,2 \cdot 10^6$ t; casi 2,3 veces más que el consumo proyectado de gasolina [8,24]. La proyección de la demanda de biodiésel en Chile para fines del 2010 es en torno a las 200.000 t/año, considerando la mezcla de un 5% en volumen de biodiésel con diésel fósil, según el actual marco legal [8]. En el contexto de la producción de biocombustibles de primera generación a gran escala, se estima que la mayor demanda de diésel en comparación a gasolina estimulará la producción local de biodiésel a partir de cultivos de oleaginosas de larga experiencia agrícola local, como el girasol (*Helianthus annuus L.*) y la colza (*Brassica napus L.*) [24] (ver figura 1.5). Dentro de estas dos especies, estudios económicos y técnicos indican que la colza tendría mayor potencial como cultivo energético en Chile [7,8], debido a una mayor disponibilidad de suelos para su cultivo y menor costo de producción. Las condiciones de producción de colza y girasol en Chile se indican en el capítulo 3.

1.2 Justificación de la investigación

Los biocombustibles líquidos de primera generación aparecen como una alternativa para sustituir parte de los derivados del petróleo usados en el transporte y la variable ambiental, principalmente la reducción de los gases de efecto invernadero,

ha sido una de las razones iniciales para su fomento [25]. Sin embargo, durante los últimos años y considerando el mismo vector ambiental, han surgido discrepancias sobre la sustentabilidad de los nuevos combustibles. Su impacto sobre la biodiversidad [26] o su real reducción de emisiones de gases de efecto invernadero [27,28] han sido debatidos.



Figura 1.5 (a) Girasol y (b) Colza. Fotografías: NextFuel y Cdelaf.

La implementación y el desarrollo de los biocombustibles y cultivos energéticos en Chile, al igual que en muchos países, aumenta las preocupaciones sobre sus efectos sociales y ambientales. Potenciales impactos ambientales incluyen, entre otros, contaminación con nitratos, fosfatos y pesticidas, consecuencias por cambio de uso de suelo, pérdidas de biodiversidad y aumento del uso de agua en zonas vulnerables.

Para un desarrollo sostenible del biodiésel en Chile se hace necesario evaluar las repercusiones de su implantación en el sector industrial y agrícola nacional desde un enfoque ambiental, social y económico, identificando sus fortalezas y debilidades. La presente tesis se centra en la evaluación del biodiésel desde el punto de vista ambiental.

Como se indica en varios estudios [13,29,30], en la evaluación ambiental de los biocombustibles (p.ej. biodiésel, bioetanol) hay necesidad de usar un enfoque holístico que cubra diversos impactos y abarque todo su ciclo de vida. En respuesta a la inclusión de todas las etapas de la producción del biocombustible, la metodología del análisis de ciclo de vida es una de las principales herramientas para evaluar sus potenciales beneficios y/o sus efectos ambientales no deseados [30-32].

La aplicación del análisis de ciclo de vida a la futura producción biodiésel en Chile puede aportar criterios ambientales a los siguientes aspectos:

¿Qué cultivo energético es más adecuado para la producción de biodiésel?

¿Qué prácticas de labranza son más recomendadas para el cultivo energético?

¿Qué etapa(s) del ciclo de vida del biodiésel es (son) la (s) más crítica (s)?

¿Qué mejoras ambientales se obtendrían al implementar el biodiésel frente al uso de diésel?, ¿Cuáles son las actividades a mejorar?

¿Es posible identificar estrategias locales de producción asociadas al uso de recursos renovables y locales que aporten beneficios ambientales a una implantación más sostenible del biodiésel?

1.3 Objetivos de la tesis

Objetivo general

El objetivo general de la tesis es evaluar los impactos ambientales de la futura producción de biodiésel en Chile y de sus cultivos energéticos asociados, colza y girasol, bajo diferentes opciones de producción a escala nacional.

Objetivos específicos

- Realizar un inventario detallado de los flujos de materiales, energía y emisiones de la producción de biodiésel y de los cultivos agrícolas de colza y girasol, principales cultivos para la producción del biocombustible en Chile.
- Adaptar procesos de producción y distribución incluidos en bases de datos internacionales a condiciones chilenas, tales como, mix eléctrico, diésel fósil, fertilizantes, pesticidas, insumos industriales para la fabricación de biodiésel, etc.
- Cuantificar las cargas ambientales de todas las etapas de producción del biodiésel y de los cultivos de colza y girasol, evaluando 11 categorías de impacto y la demanda de energía y agua, mediante la metodología del análisis de ciclo de vida.
- Determinar las etapas críticas en el ciclo de vida del biodiésel y de los cultivos de colza y girasol.
- Comparar el perfil ambiental del diésel convencional y del biodiésel en Chile asociado a las condiciones más probables de producción del biocombustible.
- Proponer y evaluar ambientalmente opciones de producción del biodiésel usando recursos locales y/o renovables, disponibles en las zonas con mayor potencial de producción, que permitan contribuir hacia una estrategia de implementación más sostenible del biocombustible en Chile.
- Aplicar el enfoque de la ecología industrial en una estrategia de implementación más sostenible del ciclo de vida del biodiésel.

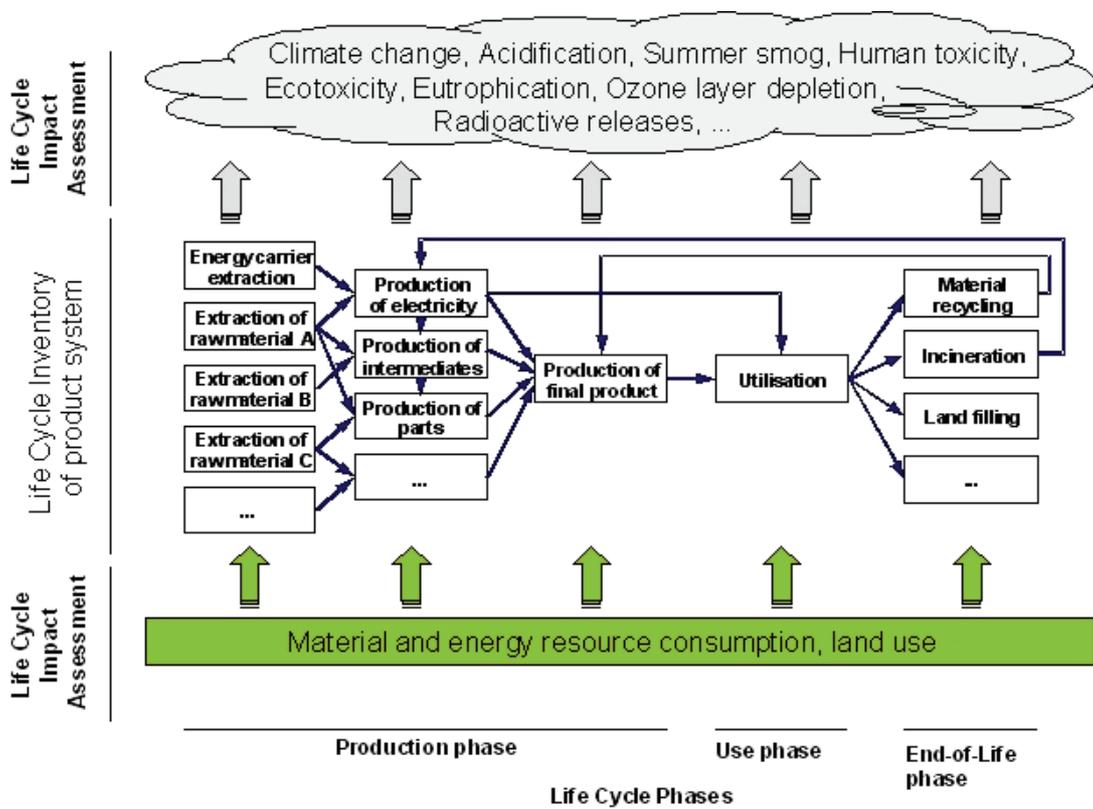
Aspectos objeto de estudio

Para alcanzar los objetivos anteriores se evalúan, bajo un enfoque ambiental, los siguientes aspectos y opciones de producción de los sistemas energéticos:

- Determinación de cual especie, entre colza y girasol, presenta mayor viabilidad ambiental para su uso como cultivo energético.
- Producción de colza en sus dos principales prácticas agrícolas: labranza tradicional y labranza cero.
- Producción de colza en diferentes esquemas de fertilización.
- Biodiésel de colza obtenido según las siguientes opciones de producción: ocupación de praderas naturales y praderas degradadas; fertilización mineral y fertilización orgánica; uso de propano, gas natural y residuos forestales como combustible en plantas de biodiésel; transporte por carretera y por ferrocarril del biodiésel producido.

Además, la presente tesis contempla los principales temas metodológicos que causan debate en la aplicación del análisis de ciclo de vida a los biocombustibles de primera generación, tales como, la estimación de emisiones de óxido nítrico en la etapa agrícola, los efectos del cambio de uso de suelo en el balance de emisiones de gases de efecto invernadero y la elección de los métodos de asignación de cargas ambientales del biodiésel y sus co-productos.

Capítulo 2. Metodología



Esquema de la aplicación del análisis de ciclo de vida a un sistema.

Fuente: European Platform of Life Cycle Assessment.

Este capítulo presenta los aspectos metodológicos utilizados en la tesis. Primero, se describe el análisis de ciclo de vida, la herramienta de evaluación de impactos ambientales aplicada en la investigación. Luego, se señalan los temas metodológicos asociados al uso de esta herramienta en el estudio del biodiésel. Finalmente, se describe el programa informático GaBi que se utiliza en esta tesis.

2.1 Análisis de ciclo de vida

El análisis de ciclo de vida (ACV o LCA en sus siglas en inglés) es una metodología que permite identificar y evaluar las cargas ambientales asociadas al ciclo de vida de un producto o un sistema. Esta metodología se basa en el enfoque “desde la cuna a la tumba”, es decir, contempla todas las etapas del ciclo de vida de un producto: extracción y procesamiento de materias primas, producción, transporte, uso y mantenimiento, reciclaje y disposición final (ver figura 2.1). Según la definición de la norma ISO 14040 [33], el ACV es:

“un proceso objetivo para evaluar las cargas ambientales asociadas a un producto, proceso o actividad, mediante la identificación y cuantificación de la energía y los materiales usados, así como los residuos emitidos al entorno, para analizar el impacto de éstos sobre el medio ambiente y evaluar e implementar posibles mejoras”.

Las iniciativas para desarrollar la metodología de ACV se iniciaron en Estados Unidos en la década de los setenta [34]. Esfuerzos similares fueron emprendidos por la Society for Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) en Europa, la Organización Internacional para la Estandarización (ISO) y numerosas instituciones a nivel mundial. Como resultado de estas iniciativas, se ha logrado un acuerdo general para el planteamiento de una estructura global del ACV [35]. En 1993, la ISO creó el comité técnico ISO/TC-207 para el desarrollo de la serie ISO 14000 sobre sistemas de gestión ambiental y herramientas de apoyo y dentro de este marco de referencia, dicho comité elaboró la normas ISO serie 14040 sobre ACV. La figura 2.2 resume el desarrollo histórico y las tendencias del ACV.

A continuación se señalan las actuales normas ISO sobre ACV [36]:

- ISO/TS 14048:2002. Formato para la documentación de datos. Ilustra los formatos para la recolección de información con énfasis en la fase del inventario de ciclo de vida (recopilación de las entradas y salidas de los procesos).

- ISO/TR 14047:2003. ACV. Ejemplos de aplicación.
- ISO 14040:2006. Principios y marco de referencia. Esta norma establece el marco de referencia para llevar a cabo un ACV y describe las fases claves del proceso de ACV. Se recomienda usarla junto con ISO 14044.
- ISO 14044:2006. Requisitos y lineamientos. Esta norma establece los requisitos y orientaciones para llevar a cabo un ACV.



Figura 2.1 Diagrama del ciclo de vida de un producto [4].

2.2 Fases del ACV

En los siguientes apartados se describen las fases del ACV de acuerdo a la norma ISO 14040, iniciando con la definición del objetivo y alcance del estudio, pasando por el análisis del inventario, la posterior evaluación del impacto, hasta llegar a la fase de interpretación (ver figura 2.3).

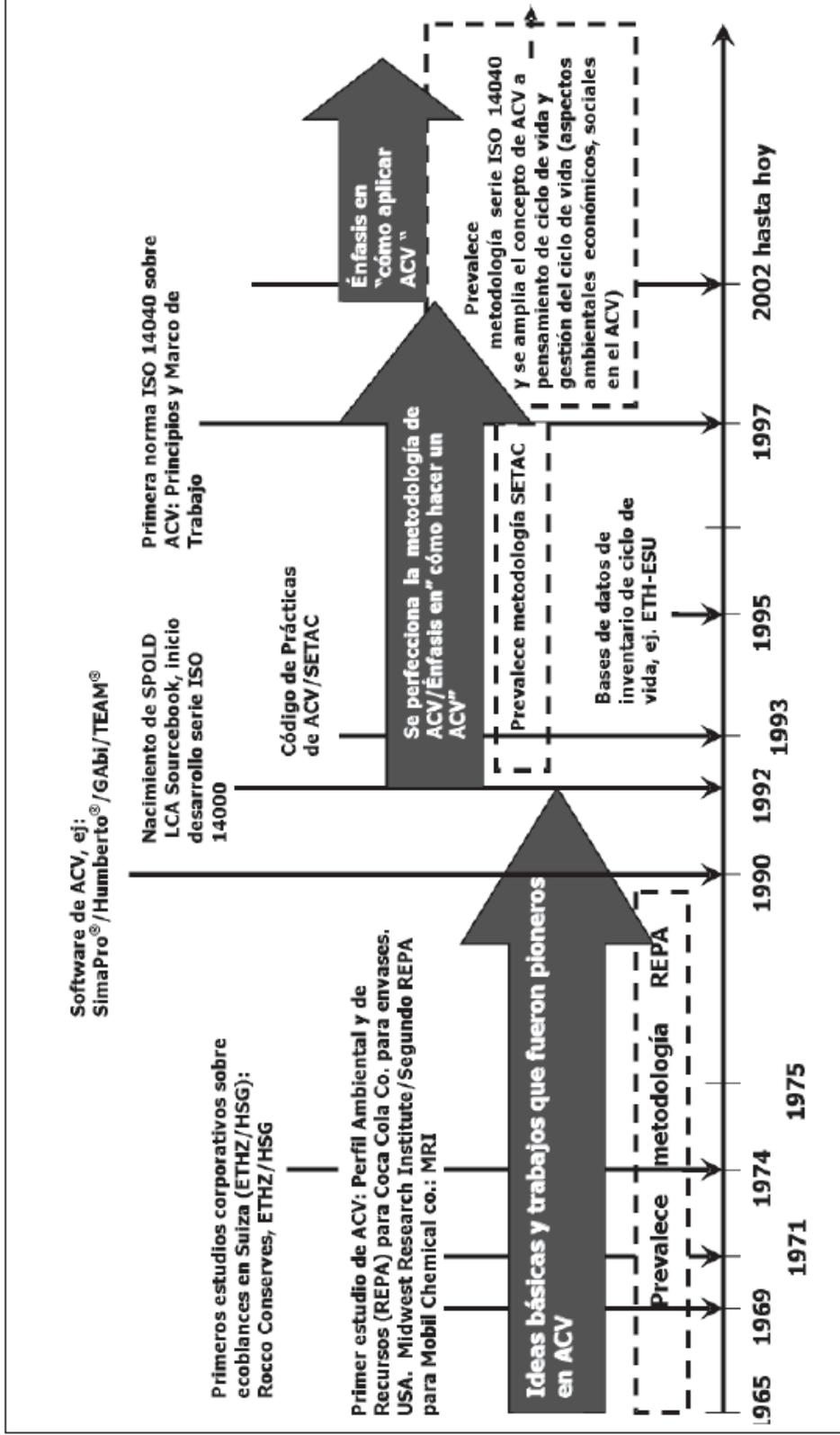


Figura 2.2 Evolución histórica y tendencias del ACV [5].

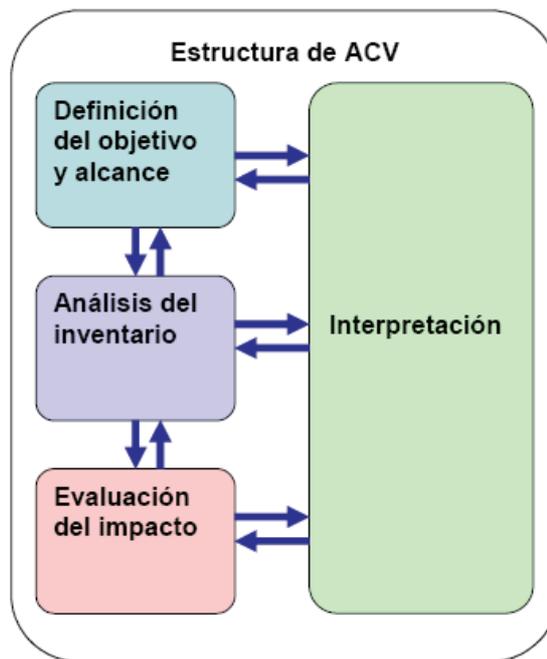


Figura 2.3 Estructura y fases del ACV de acuerdo a la norma ISO 14040 [33].

2.2.1 Definición del objetivo y alcance

En esta fase se expresa el propósito y la extensión del estudio, además se describe el o los sistemas estudiados, las razones para realizarlo, los supuestos y las limitaciones, la calidad de los datos, los límites de sistema, el procedimiento a utilizar en la asignación de cargas y la unidad funcional.

Los límites de sistema determinan qué procesos deberán incluirse dentro del ACV. Varios factores determinan los límites de sistema, incluyendo la aplicación prevista del estudio, las hipótesis planteadas, los datos y las limitaciones temporales y económicas [37]

La asignación de cargas es una técnica de distribución de cargas ambientales por corriente o producto, que permite la identificación y cuantificación del aporte real de cada corriente en el análisis del inventario, es decir, evalúa que porción de las cargas medioambientales de la actividad debe asignarse al producto investigado [38]. Existen varios enfoques metodológicos para abordar la asignación de cargas, desde expandir el sistema incluyendo las funciones de los co-productos y así evitar la distribución de cargas, hasta métodos que asignan las cargas del sistema según el valor energético, económico o masa de cada producto.

La unidad funcional se refiere a la cantidad de producto o unidad de servicio necesario para cumplir la función del sistema que se estudia, sirve de base para la comparación entre sistemas y a partir de ella se cuantifican las entradas y salidas de un sistema productivo o de servicios [39].

2.2.2 Análisis del inventario

El análisis de inventario del ciclo de vida tiene como objetivo “la recopilación de datos y los procedimientos de cálculo para cuantificar las entradas y salidas relevantes de un sistema” [33]. Las entradas y salidas incluyen el uso de recursos y las emisiones al aire, agua y suelo asociadas con el sistema, desde la extracción de las materias primas hasta la disposición final y toman como referencia la unidad funcional. El inventario del ciclo de vida constituye la entrada para la fase de evaluación del impacto.

Un adecuado plan de selección de datos permite obtener los datos con la calidad requerida en función del tipo de fuentes utilizadas. La recopilación de los datos incluye el uso de tablas de inventario. La tabla 2.1 muestra un ejemplo de una tabla de inventario aplicada a productos agrícolas. Estas tablas de inventario permiten almacenar los datos y por ello deben incorporar un protocolo que incluya, entre otros aspectos, el propósito del inventario, los límites del sistema estudiado, el alcance geográfico, el procedimiento de obtención y la calidad de los datos.

2.2.3 Evaluación del impacto ambiental

La evaluación del impacto ambiental tiene como objetivo evaluar la importancia de los potenciales impactos ambientales utilizando los resultados del análisis de inventario. Este proceso implica la asociación de datos del inventario con impactos ambientales específicos tratando de valorar dichos impactos [33]. La evaluación del impacto permite evaluar los potenciales efectos ambientales del sistema estudiado sobre la salud humana, los ecosistemas y los recursos naturales [40]. El nivel de detalle, la elección de impactos evaluados y las metodologías usadas dependen del objetivo y alcance del estudio. Si consideramos que en la práctica, el resultado del análisis de inventario es una larga lista de emisiones y recursos utilizados; el propósito de la evaluación del impacto es determinar la

importancia relativa de cada elemento del inventario y agregarlos en un conjunto de indicadores, o en un único indicador global. Este paso permite identificar aquellos procesos que contribuyen de manera significativa al impacto global del sistema, o comparar productos o servicios.

Tabla 2.1 Ejemplo de tabla de inventario asociada a productos agrícolas.

Entradas	Unidad
Fertilizantes	
N	kg/UF
P ₂ O ₅	kg/UF
K ₂ O	kg/UF
Semilla	
Semillas siembra	kg/UF
Acondicionador de suelos	
Acondicionador 1	kg/UF
Acondicionador 2	kg/UF
Otros acondicionadores	kg/UF
Pesticidas	
Herbicida 1	kg/UF
Otros herbicidas	kg/UF
Fungicida 1	kg/UF
Otros fungicidas	kg/UF
Insecticida 1	kg/UF
Otros insecticidas	kg/UF
Otros pesticidas	kg/UF
Consumo diesel	
Tractor	kg/UF
Cosechadora	kg/UF
Otras maquinarias	kg/UF
Consumo electricidad	
Equipo 1	MJ/UF
Equipo 2	MJ/UF
Otros equipos	MJ/UF
Uso de herramientas/ maquinarias	
Arado	kg/UF
Rastra	kg/UF
Vibrocultivador	kg/UF
Sembradora	kg/UF
Pulverizador	kg/UF
Trituradora	kg/UF
Otras herramientas	kg/UF
Tractor	
Cosechadora	kg/UF
Otras maquinarias	kg/UF
Irrigación	
Agua de riego	m ³ /UF

UF: Unidad funcional

La norma ISO 14040 indica 3 elementos obligatorios y 3 elementos opcionales en la fase de evaluación del impacto [33]:

a) Elementos obligatorios:

- Selección de categorías: En este paso se seleccionan las categorías de impacto (tales como, calentamiento global, acidificación, reducción de capa de ozono, etc.) y los métodos de caracterización que se van a considerar en el estudio.
- Clasificación: Corresponde a la asignación de los datos del inventario a las diferentes categorías de impacto, por ejemplo, cada flujo de emisiones de metano, dióxido de carbono y óxidos de nitrógeno de las diferentes etapas del sistema bajo estudio, se agrupan en la categoría de calentamiento global.
- Caracterización: Es el cálculo del valor del impacto para cada una de las categorías de impacto seleccionadas. Las categorías de impacto, p. ej., potencial de calentamiento global, tiene un indicador cuantitativo denominado indicador de la categoría, ej. kg de CO₂ equivalente. Mediante factores de caracterización, los compuestos del inventario, según sus diferentes efectos ambientales (ej. gases de efecto invernadero como el metano y el N₂O), se convierten a las unidades del indicador (ej. 23 es el factor de caracterización usado para convertir 1 kg de metano en kg de CO₂ equivalente, asociado al impacto de calentamiento global).

Los factores de caracterización son estimados usando métodos de caracterización. Estos métodos pueden estar basados en impactos ambientales de efecto intermedio (“midpoints”) o impactos ambientales de efecto final (“endpoints”) [41] (ver figura 2.4).

Las categorías de impacto ambiental de efecto intermedio están más cerca de los compuestos y emisiones, permitiendo, en general, modelos de cálculo que se ajustan mejor al efecto ambiental. Estas categorías proporcionan una información más detallada sobre que manera se afecta el medio ambiente. Por otra parte, las categorías de impacto ambiental de efecto final son variables que afectan directamente a la sociedad o al entorno natural. Sin embargo, las metodologías para llegar a cuantificar el efecto final no están plenamente elaboradas ni existe el suficiente consenso científico necesario para recomendar su uso. Por lo tanto, actualmente es más común emplear las categorías de impacto ambiental intermedias [42].

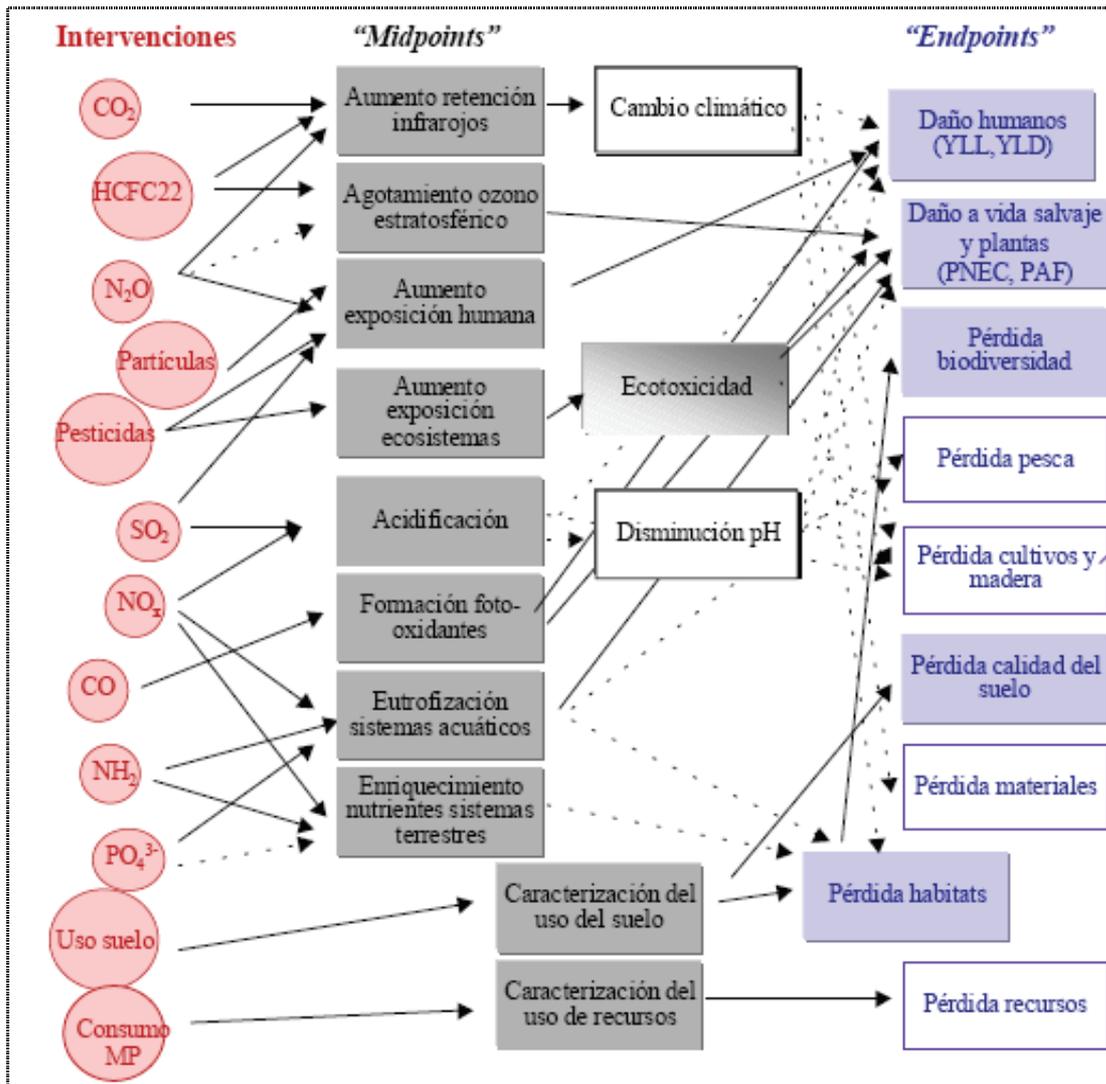


Figura 2.4 Esquema de las relaciones entre impactos de efecto intermedio ("midpoints") e impactos de efecto final ("endpoints") [42].

El método de caracterización utilizado en esta tesis es el CML 2 (2001) [43], basado en categorías de impacto ambiental de efecto intermedio. Este método fue desarrollado por el Instituto de Ciencias Ambientales de la Universidad de Leiden (Holanda) y es usado ampliamente en el ACV a nivel internacional.

b) Elementos opcionales:

- Normalización: Es la relación entre la magnitud de una categoría de impacto con respecto a un valor de referencia. Para ello se usa información geográfica de referencia, como las emisiones en un área determinada.

- Agrupación: Es el proceso de clasificar las categorías de impacto por grupos de impacto similar o por categorías en una jerarquía determinada, por ejemplo, alta, media o baja prioridad.
- Valoración: Consiste en determinar unos factores que otorgan una importancia relativa a las distintas categorías de impacto para después sumarlas y obtener un resultado ponderado en forma de un único índice ambiental del sistema.

En esta tesis, durante la fase de evaluación del impacto ambiental, se incluyen los tres elementos obligatorios indicados por la norma ISO 14040, ya descritos en esta sección: selección de categorías, clasificación y caracterización. Se excluyen los elementos opcionales normalización, agrupación y valorización debido a que no hay valores específicos para la región de estudio; valores necesarios si se quiere aplicar la etapa de normalización. Además, se evita la subjetividad asociada a la etapa de valorización, la cual implica elecciones de valor éticas, políticas o sociales durante la ponderación del peso relativo de las categorías de impacto [41].

2.2.4 Interpretación

En esta fase se evalúan los resultados y se plantean conclusiones y recomendaciones para la toma de decisiones, de forma consistente con el objetivo y alcance del estudio. Esta fase combina la información obtenida en el análisis de inventario con la evaluación del impacto. La ISO 14040 señala los siguientes objetivos para esta fase: analizar los resultados, concluir acerca del alcance, explicar las limitaciones, proporcionar recomendaciones basadas en los resultados de las fases precedentes y proporcionar una presentación fácilmente entendible y completa de los resultados del ACV. Esta fase permite proponer y priorizar actuaciones de mejora ambiental.

2.3 Aspectos metodológicos del ACV de biodiésel

En la comunidad científica hay un amplio consenso que el ACV es una de las mejores herramientas para la evaluación de las cargas ambientales asociadas a la producción de biocombustibles [44]. Sin embargo hay temas metodológicos del

ACV de biocombustibles que presentan incertidumbre o un consenso parcial en su aplicación.

2.3.1 Elecciones metodológicas

Los estudios de ACV de biodiésel (y de otros biocombustibles) hay elecciones metodológicas que producen diferencias en los resultados y hacen difícil su comparación. A menudo, estos aspectos se han localizado en la fase de definición del objetivo y alcance [32]. La tabla 2.2 presenta las principales elecciones metodológicas que producen diferencias en los resultados.

Tabla 2.2 Elecciones metodológicas en estudios de ACV de biodiésel ^a.

Aspecto	Elección metodológica
Límites de sistema	“Del pozo al tanque” (extracción de materias primas, producción de biodiésel, distribución) “Del pozo a la rueda” (extracción de materias primas, producción biodiésel, distribución y uso)
Unidad funcional	Energía del biodiésel Distancia conducida Área de producción agrícola Masa de materia prima Otras
Método de asignación	Energía Masa Valor económico No asignación Expansión del sistema. Diferencias en la elección de los productos desplazados
Mezcla biodiésel con diésel	5% 10% 15% 100% Otros porcentajes
Variación de la reserva de carbono por cambios de uso de suelo	Incluido No incluido
Estimación de emisiones de N ₂ O por aplicación de fertilizantes	Metodología del IPCC [45] Enfoque de JRC-ISPRA [46] Otras metodologías

^a En base a Gnansounou et ál. [47], Cherubini et ál. [48] y Majer et ál. [32].

2.3.2 Criterios metodológicos del ACV de biodiésel aplicados en la tesis

Aunque actualmente los criterios metodológicos aplicados al ACV de biodiésel señalados en la sección anterior son objeto de investigación o presentan un consenso parcial, es posible indicar, en base a la recopilación de estudios que analizan este tema [44,47,49,50], las principales recomendaciones metodológicas en el ACV de biodiésel, las cuales se han aplicado en la presente tesis:

- Utilización del enfoque del “pozo a la rueda” en relación a los límites de sistema. De esta forma se toman en consideración las diferencias existentes en la etapa de uso (eficiencias de combustión) entre el biocombustible y el diésel fósil de referencia.

- Si la producción de biodiésel induce cambios en la reserva de carbono del suelo, este cambio se debe considerar en el balance de gases de efecto invernadero del biocombustible. Lo anterior está asociado a cambios directos e indirectos de uso de suelo debidos a la producción de biocombustibles. El cambio directo de uso de suelo puede ocurrir cuando suelos no agrícolas (p, ej bosques, praderas naturales) se convierten en suelos agrícolas para producir cultivos energéticos. El cambio indirecto de uso de suelo puede ocurrir cuando suelos usados para un cultivo alimentario en una determinada región se convierten a cultivos energéticos (p. ej. cultivos de trigo se convierten a cultivos de colza para biodiésel). Si la demanda por el cultivo alimentario permanece, su producción se puede desplazar a nuevas tierras no usadas previamente para cultivos, ubicadas en otras regiones o zonas del mundo.

Para la estimación de variaciones de carbono asociadas al cambio directo de uso de suelo, se recomienda la metodología del IPCC [45,51] la cual es ampliamente empleada. Por otra parte, las metodologías usadas para evaluar variaciones de carbono asociadas al cambio indirecto de uso de suelo están actualmente en desarrollo [47,52]. Estas metodologías presentan aun desafíos por resolver ya que la conversión indirecta de suelo es un tema global que es difícil de relacionar a una producción de biocombustible específica. Normalmente las incipientes metodologías en esta área emplean el enfoque del ACV consecuencial [53].

- Se recomienda expresar los resultados del ACV de biodiésel por unidad de distancia conducida, la cual debe ser la unidad funcional del sistema de estudio cuando se evalúa el biocombustible. Lo anterior, en vista de considerar las

eficiencias de los combustibles y emisiones de combustión que son relevantes tanto para el biodiésel como para el diésel fósil usado como referencia.

- Aunque en el pasado no ha habido consenso sobre que método de asignación de cargas entre un biocombustible y sus co-productos es el más adecuado, los actuales estudios indican el uso del método de asignación por valor energético de acuerdo a lo indicado en la Directiva Europea sobre energía renovable [54]. Además, es recomendable usar un análisis de sensibilidad para evaluar el efecto de la elección del método de asignación en los impactos del biodiésel.

- En el cálculo de las emisiones de N_2O por aplicación de fertilizantes, se aplica la metodología nivel 1 del IPCC [55], la cual es el enfoque aconsejable en primer término cuando no se dispone de datos locales o estudios específicos. Dada la importancia de las emisiones de N_2O en el balance de gases de efecto invernadero, más investigación a nivel internacional se requiere en su determinación.

2.4 Programas informáticos de ACV y bases de datos

En la actualidad hay numerosos programas informáticos que ayudan a la realización del ACV. La mayoría de los programas incorporan bases de datos de procesos de diversos sectores económicos que pueden variar en extensión y calidad. En estos programas se introducen los datos del inventario y se modelan las etapas del producto o actividad a estudiar, luego los programas realizan los cálculos de la fase de evaluación de impacto, obteniéndose los resultados para las diferentes categorías de impacto elegidas. La tabla 2.3 indica algunos programas informáticos de ACV presentes en el mercado.

En la presente tesis se utiliza el programa GaBi versión 4.2, las bases de datos Gabi extensión II, extensión XII y profesional y la base de datos Ecoinvent versión 1.2. La elección del programa Gabi se debe, entre otros aspectos, a que dispone de bases de datos en los sectores agrícolas e industriales que se complementan con la información de la base Ecoinvent y por su interfase visual que permite construir diagramas de bloques que representan los procesos y sistemas bajo estudio.

El programa GaBi fue desarrollado por el Institute for Polymer Testing and Polymer Science (IKP) de la University of Stuttgart y PE Europe GmbH de Alemania [6]. GaBi utiliza módulos para cada uno de los procesos del sistema a estudiar.

Para la introducción de los valores de flujos de entrada y salida asociados a cada proceso, el programa dispone de planillas de entrada de datos (la figura 2.5 muestra un ejemplo de las planillas de GaBi).

Tabla 2.3 Ejemplos de programas informáticos de ACV.

Programa	Empresa/Institución	País	Fuente
Simapro	Pré-consultants	Holanda	www.pre.nl
GaBi	PE Europe GmbH	Alemania	www.gabi-software.com
Boustead	Bousted Consulting	Reino Unido	www.boustead-consulting.co.uk
LCAmanager	SIMPPLE	España	www.simpple.com
OpenLCA	GreenDeltaTC	Alemania	www.greendeltatc.com
WRATE	UK Environment Agency	Reino Unido	www.environment-agency.gov.uk/wrate
REGIS	Sinum AG	Suiza	www.sinum.com
Euklid	Frauenhofer Institut	Alemania	www.ivv.fhg.de
WISARD	Pricewaterhouse Coopers	Francia	www.ecobilan.eu
TEAM	Ecobilan-Pricewaterhouse Coopers	Francia	www.pwcglobal.com
Umberto	Ifeu-Institut	Alemania	www.ifeu.de/umberto

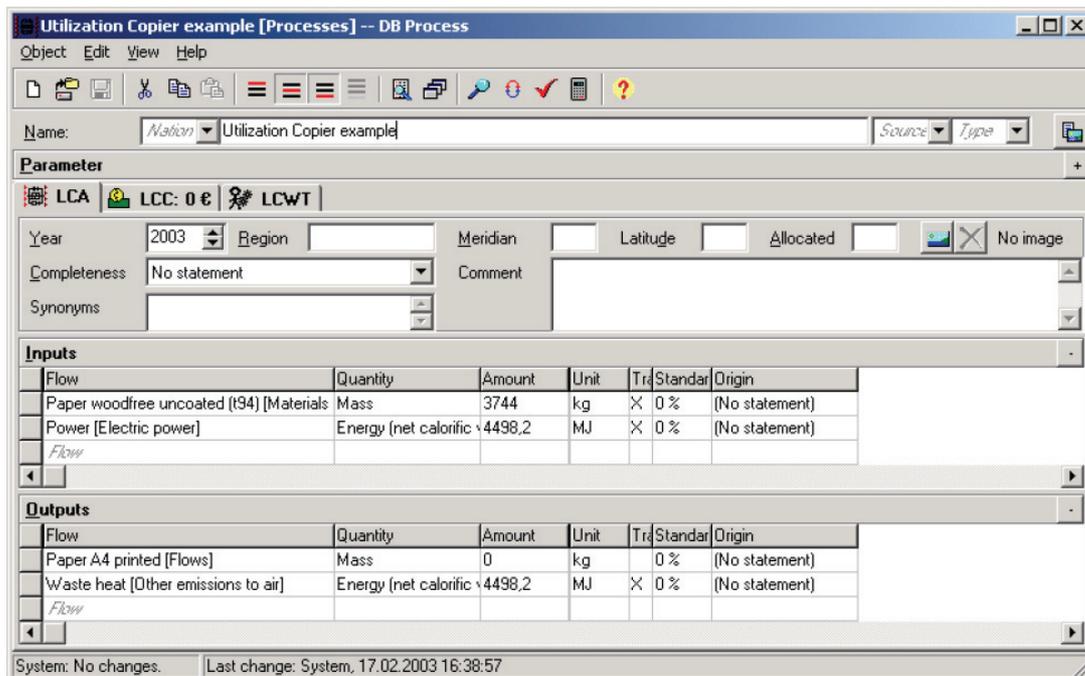


Figura 2.5 Ejemplo de una planilla de entrada de datos para un proceso. Programa Gabi [6].

Una vez definidos los procesos, se pasa a la creación de planes. Plan es el nombre que el programa GaBi da a una secuencia conectada de procesos. Para cada plan, el programa permite hacer un diagrama de bloques que contiene la secuencia de procesos, tal como se muestra en la figura 2.6, donde las flechas representan los flujos y los bloques los procesos.

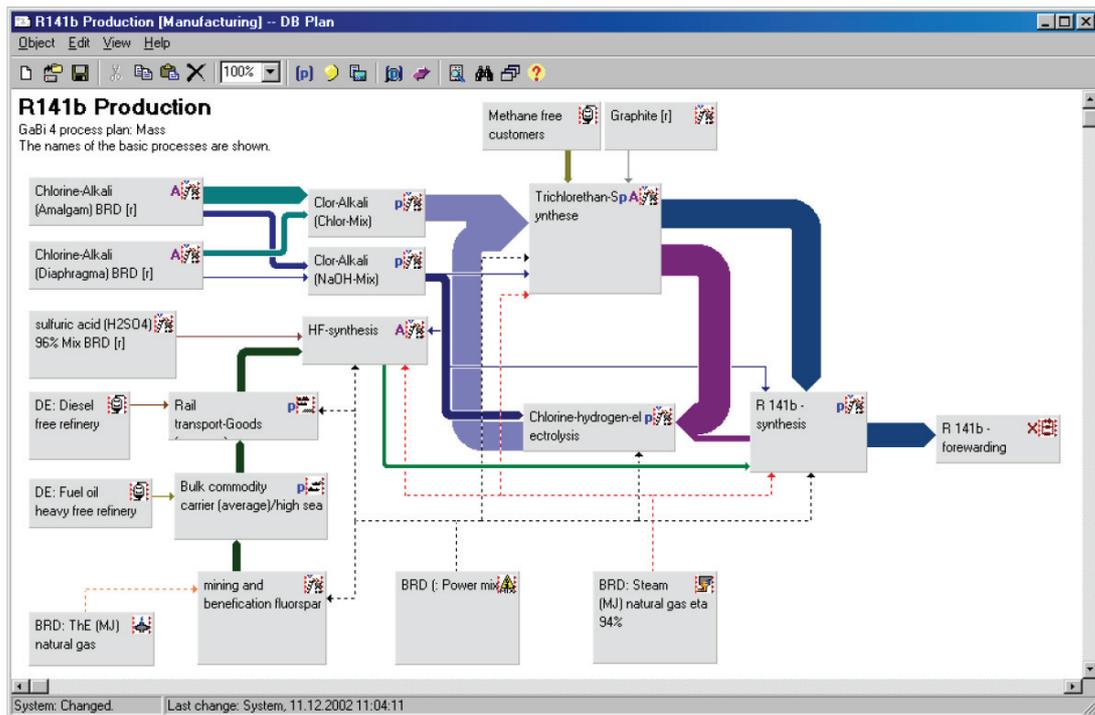


Figura 2.6 Ejemplo de un plan en el programa Gabi [6].

Para utilizar un plan como proceso de otro plan, Gabi usa la anidación de planes, es decir, la creación de un orden jerárquico de planes (ver figura 2.7). Lo anterior se aplica cuando se tiene un plan principal que representa el sistema de estudio que está compuesto de varios procesos. Si profundizamos en cada uno de estos procesos, podemos tener un plan para el proceso que contiene las operaciones individuales que lo componen (plan 1). Si es necesario, se puede seguir descendiendo de escala sucesivamente.

La base de datos Ecoinvent es una base del Swiss Center for Life Cycle Inventories [56] que contiene datos de inventario de alrededor de 4000 procesos a nivel internacional, la mayoría focalizados en Suiza y Europa occidental. Cubre procesos del sector energético, transporte, materiales de construcción, químicos,

papel, agricultura y gestión de residuos. En la aplicación de Ecoinvent a los sistemas de estudio en Chile, se siguió la estrategia de recopilar datos locales e integrarlos a las tablas de inventario de esta base de datos usando el programa Gabi; siguiendo una de las estrategias recomendadas al momento de realizar evaluaciones ambientales en zonas geográficas que no disponen de bases de datos locales completas para el análisis de ciclo de vida, tal como el caso de varios países sudamericanos [57]. Los detalles de esta estrategia se indican en los capítulos 3 y 4.

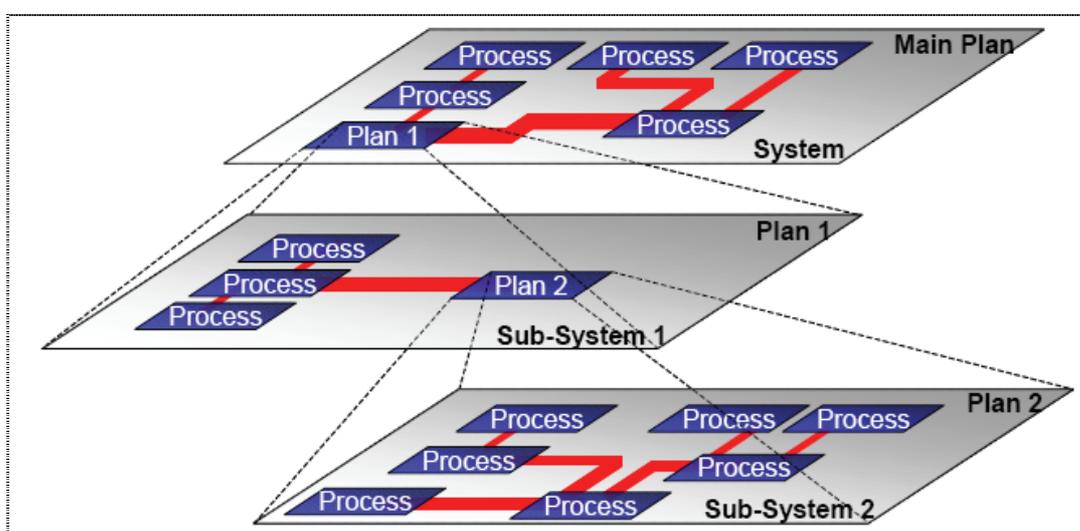


Figura 2.7 Diagrama de anidación de planes en el programa Gabi [6].

Capítulo 3. Impactos ambientales de girasol y colza como cultivos energéticos en condiciones chilenas



Cultivos de girasol.

Fotografía: EcopowerChile.



Cultivos de colza, región de Araucanía, Chile.

Fotografía: Oleotop.

Artículo publicado: *Alfredo Iriarte, Joan Rieradevall, Xavier Gabarrell. Life cycle assessment of sunflower and rapeseed as energy crops under Chilean conditions. Journal of Cleaner Production 2009; 18 (4):336-45.*

Resumen

La implementación de cultivos energéticos en Chile es una opción para el sector agrícola y energético nacional. Previo a su implementación, se ha observado la necesidad de estudios ambientales en un marco de una política nacional sostenible de diversificación y seguridad energética. Este trabajo, por medio del ACV, compara el perfil ambiental y la demanda de energía y agua de los cultivos de colza (*Brassica napus L.*) en labranza cero y girasol (*Helianthus annuus L.*) en labranza tradicional en Chile, potenciales oleaginosas para biodiésel de primera generación nacional. En el inventario del ACV se han empleado datos agrícolas nacionales y se han adaptado módulos de procesos de bases de datos internacionales a las condiciones locales. Para la evaluación de impactos ambientales se aplica el método CML 2 (2001). Se ha evaluado el efecto de las emisiones de N₂O de campo y el cambio de uso de suelo. Los resultados indican que la producción de colza presenta mejor perfil ambiental en 9 de 11 categorías de impacto evaluadas y menor consumo de agua comparado con el cultivo de girasol. Las mayores diferencias en las categorías de impacto se dan en ecotoxicidad en agua fresca, oxidación fotoquímica y ecotoxicidad terrestre. La demanda de energía en colza es 4,9 GJ/t semilla, un 30% menor que la demanda en girasol. En ambos cultivos, los fertilizantes minerales aportan la mayor contribución a las cargas ambientales. Por el contrario, el uso de semillas tiene un aporte mínimo. El análisis del ciclo de los fertilizantes indica que las etapas de extracción y fabricación son las fases dominantes; causan el 92% de la demanda de energía y aportan más del 80% de los impactos en 7 categorías. Búsqueda de mejoras en el perfil ambiental y energético de ambos cultivos deberán estar principalmente asociadas a la evaluación de diferentes tipos de fertilización. Además, específicamente para el girasol, se debería evaluar herbicidas de menor impacto y optimizar las prácticas de cultivo. Si colza y girasol se cultivan en praderas degradadas, las emisiones de gases de efecto invernadero se podrían reducir.

Palabras clave: ACV, impactos ambientales, demanda de energía, biodiésel.

3.1 Introducción

Actualmente los combustibles fósiles representan más del 70% de la demanda energética total en Sudamérica [58]. El escenario energético en Chile es similar al observado en Sudamérica. En el 2007 la participación de los combustibles fósiles en el consumo nacional de energía fue del 73% y las importaciones de combustibles fósiles suministraron el 66% del consumo [19]. Como se indica en el capítulo 1, el Gobierno chileno está desarrollando una política de seguridad energética, la cual busca lograr mayor autonomía, diversificar la matriz de energía y promover las energías renovables nacionales en un marco de sustentabilidad ambiental. Dentro de las energías renovables, los biocombustibles representan una alternativa a la actual dependencia de combustibles fósiles, especialmente en el sector de transporte chileno [20].

El futuro desarrollo nacional de biocombustibles de primera generación puede representar una oportunidad para el sector agrícola chileno. La producción de cultivos energéticos da la posibilidad al sector agrícola de utilizar su alto nivel tecnológico, promover la participación de pequeños y medianos agricultores, generar nuevos polos de desarrollo y empleo en regiones con alto potencial de cultivos energéticos y contribuir a la política de seguridad energética [8]. Sin embargo, los cultivos energéticos en Chile, al igual que en otros países, también presentaran desafíos al sector agrícola, entre otros, los medioambientales asociados a riesgos de contaminación con nitratos, fosfatos y pesticidas o reducción de la biodiversidad si se producen en un esquema de monocultivos [59].

Se estima que en la producción nacional de biodiésel a corto plazo, se potenciaran cultivos de oleaginosas con larga experiencia agrícola y buena adaptación a las condiciones edafoclimáticas locales, tales como girasol y colza [24]. La superficie agrícola potencial de ambos cultivos para producir biodiésel de primera generación es en torno a las 300.000 ha/año [8]. Sin cambiar el destino del consumo actual de girasol y colza, sino que incorporando la superficie potencial, el biodiésel nacional a partir de estos cultivos tendría un espacio de desarrollo y no competiría con el uso para alimentación local. Estudios en Chile [7,60] han aportado información sobre aspectos técnicos y económicos sobre la implementación nacional de cultivos energéticos y biocombustibles, indicando que el cultivo de colza presenta un mayor potencial de desarrollo que el girasol. Sin embargo, a nivel nacional se observa una falta de datos ambientales sobre el ciclo

de producción en ambos cultivos. Esta situación justifica la necesidad de realizar evaluaciones y aplicar metodologías que aporten criterios ambientales integrales para minimizar el impacto asociado a la implementación de estos cultivos energéticos en Chile, contribuyendo a la toma de decisión desde una perspectiva de desarrollo sostenible.

El ACV es una metodología ya aplicada en sistemas agrícolas que permite evaluar la sustentabilidad ambiental de los cultivos energéticos, determinando potenciales impactos ambientales con un enfoque global y cuantitativo. En los últimos años se observan varios ejemplos de estudios de ACV aplicados a los cultivos energéticos y a sus productos [61-76] en países como USA, España, Suecia, Brasil, Malasia, Reino Unido, Alemania, Irlanda y Australia que han estudiado principalmente consumo de recursos y emisiones; relación de impactos ambientales y producción; efectos en el uso de suelo y actividades agrícolas con mayor impacto y demanda de energía.

La mayor parte de los trabajos internacionales que han investigado los impactos ambientales y energía de bioproductos de girasol y colza, se centran en la evaluación energética y la determinación de gases de efecto invernadero [46,77-87]. Hay pocos ejemplos de estudios en girasol o colza que evalúen integralmente varias categorías de impacto ambiental [59,62,88-91]. La aplicación directa de los resultados de estos estudios a Chile es inadecuada dadas las diferencias en múltiples factores, entre otros, prácticas agrícolas, tipos de suelos, tecnología, tipos y nivel de aplicación de agroquímicos, logística de distribución de insumos agrícolas y perfiles energéticos nacionales.

Este trabajo, mediante la metodología del ACV, cuantifica integralmente los potenciales impactos ambientales y la demanda energética y de agua de la producción de girasol y colza en Chile; con el objetivo de aportar criterios ambientales y energéticos al sector agrícola chileno en la potencial implementación de los principales cultivos energéticos para biodiésel de primera generación.

3.2 Metodología

El ACV evalúa los potenciales impactos ambientales a lo largo de la vida de un producto, proceso o actividad, desde la adquisición de las materias primas hasta la producción, uso y disposición final. La guía ISO 14040 [33] presenta el

ACV en cuatro etapas: definición de objetivos y alcance, análisis de inventario, evaluación de impactos e interpretación. Estas etapas están descritas en detalle en el capítulo 2. La presente sección es basada en la guía ISO 14040 y está dividida en subsecciones que conducen a: (1) objetivos, (2) unidad funcional, (3) cultivos evaluados, (4) límites de sistema, (5) fuentes de entradas agrícolas, (6) estimación del inventario de emisiones de campo, (7) metodología de evaluación impactos y (8) supuestos considerados.

3.2.1 Objetivo del ACV

El objetivo principal del ACV de este capítulo es cuantificar y comparar los potenciales impactos ambientales y la demanda de energía y agua de la producción de girasol y colza en Chile, en vista de su potencial uso como materias primas para producción nacional de biodiésel de primera generación. Objetivos adicionales son la identificación de las cargas ambientales más importantes de estos sistemas agrícolas y sugerir medidas de mejora.

3.2.2 Unidad funcional

En el ACV, la unidad funcional (UF) da una referencia a la cual se pueden relacionar todas las entradas y salidas [33] (ver capítulo 2). Si comparamos los impactos ambientales de los cultivos bajo estudio, se necesita identificar una base común antes de definir la UF, asegurando que la elección de la UF se encuentre en estrecha relación con el objetivo del estudio. Podemos identificar como base común para ambos cultivos, la producción de semillas con equivalente contenido de aceite y con equivalente poder calorífico del aceite, respecto a su capacidad para producir biodiésel. En este estudio se considera que ambos sistemas agrícolas producen semillas dentro de esta base común dado las siguientes características: en Chile, tanto el cultivo de girasol como el de colza presentan semillas con un contenido de aceite en el mismo rango; entre un 48% y un 51% en base seca y una humedad de semilla en torno a un 8% al momento de su cosecha [92-95]. Estudios internacionales señalan que el poder calorífico inferior de ambos aceites está en torno a 37 MJ/kg [31]. En base a lo anterior, la UF definida para este trabajo es la producción en Chile de 1 t/año de semillas de girasol o de colza, cultivados en sus principales zonas agrícolas (región del Maule y región de Araucanía

respectivamente), considerando semillas con un contenido de aceite de 49% (en base seca) y con una humedad del 8%.

3.2.3 Cultivos estudiados

El girasol se produce principalmente en suelos de riego de la zona central de Chile, desde aproximadamente el paralelo 32°S hasta el paralelo 36°S (ver descripción de Chile en sección 1.1.4). Normalmente se cultiva en rotación, bajo labranza tradicional. La labranza tradicional contempla una inversión del suelo e intensiva secuencia de labranza, tal como arado y rastreo. La principal zona de cultivo es la región del Maule (ver figura 1.4). Esta región tiene un clima templado cálido con una precipitación media anual de 750 mm en la mayoría de su área agrícola. Los suelos agrícolas predominantes en la región son del tipo inceptisoles de textura media y liviana. [96]. Hasta principios de la década de 1990, la producción de girasol estaba destinada a la industria aceitera nacional, con un rendimiento promedio de 2,2 t/ha [97]. Cambios en el mercado chileno de aceites, ha dado como resultado que en la actualidad el cultivo se destine principalmente a producir semilla certificada para exportación. En el periodo 2005 a 2009 la producción de semillas de girasol en Chile registró un promedio de 6.300 t/año [98]

La colza se cultiva principalmente en la zona centro-sur de Chile (desde aproximadamente el paralelo 36°S hasta aproximadamente el paralelo 42°S) en áreas de secano. La principal zona de cultivo es la región de Araucanía (figura 1.4), que actualmente concentra el 61% de la producción nacional [98]. La región presenta un clima templado húmedo; con una temperatura anual promedio de 12° C y una precipitación media anual de 1500 mm. El suelo típico de la zona de cultivo es del tipo andisol [96]. Actualmente, uno de los principales destinos de la colza es la industria nacional de alimentos para salmones de exportación. En el periodo 2005 a 2009 la producción de colza en Chile registró un promedio de 54.900 t semilla/año y un rendimiento de 3,5 t/ha [98]. Normalmente la producción de colza en Chile forma parte de rotaciones de cultivos en prácticas de labranza tradicional o labranza cero. En labranza cero la siembra se da sobre un suelo con mínima interrupción; el rastrojo se retiene sobre la superficie y el control de malezas se alcanza con mayor uso de herbicidas. En el presente estudio se analiza la colza en labranza cero, la práctica más frecuente del cultivo en Chile [92]. En el capítulo 4 se analiza en detalle las dos prácticas de labranza en colza.

3.2.4 Límites de sistema

El sistema objeto de estudio, mostrado en la figura 3.1, contempla todas las etapas agrícolas hasta la obtención del cultivo en el sitio agrícola. El sistema incluye las siguientes entradas agrícolas: (1) fertilizantes y cal agrícola, (2) pesticidas, (3) semillas para siembra, (4) maquinaria agrícola (tractores, cosechadora, herramientas) y (5) consumo de diésel para labores de campo incluyendo la aplicación de fertilizantes, cal y pesticidas.

Este estudio es un ACV de “la cuna a la puerta del campo” (“the cradle to the farm gate”). Dentro de los límites de sistema, está incluido el ciclo de vida de cada una de las entradas agrícolas. El ciclo de vida contempla extracción de materias primas (p. ej. minerales, combustibles), fabricación (p. ej. fertilizantes, maquinarias), transporte de los insumos, uso, mantenimiento y disposición/recuperación.

3.2.5 Datos de entradas agrícolas

Esta sección está dividida en la descripción de los datos para el sistema de primer plano (entradas agrícolas directas) y en los datos para los procesos de segundo plano (entradas agrícolas indirectas).

3.2.5.1 Entradas agrícolas directas

Los datos de insumos agrícolas y labores de campo de ambos cultivos utilizados en la elaboración del inventario de entradas agrícolas directas (ver tabla 3.1) corresponden a prácticas representativas de condiciones chilenas a nivel nacional y se basan en fuentes locales (tabla 3.2).

El inventario muestra que el cultivo de colza presenta un consumo de fertilizantes por unidad funcional entre un 6% a un 37% menor (dependiendo del agroquímico) comparado al consumo en girasol. Lo anterior se debe principalmente a factores como diferencias de manejo agrícola, tipos de suelo y características de los cultivos que dan como resultado un rendimiento de colza por hectárea 60% mayor al rendimiento de girasol (ver tabla 3.1). El consumo de diésel en el cultivo de colza bajo labranza cero es un 69% menor que el consumo de este combustible en el cultivo de girasol bajo labranza tradicional. Lo anterior es debido

principalmente a los menores consumos de diésel en labranza cero en comparación a la práctica tradicional.

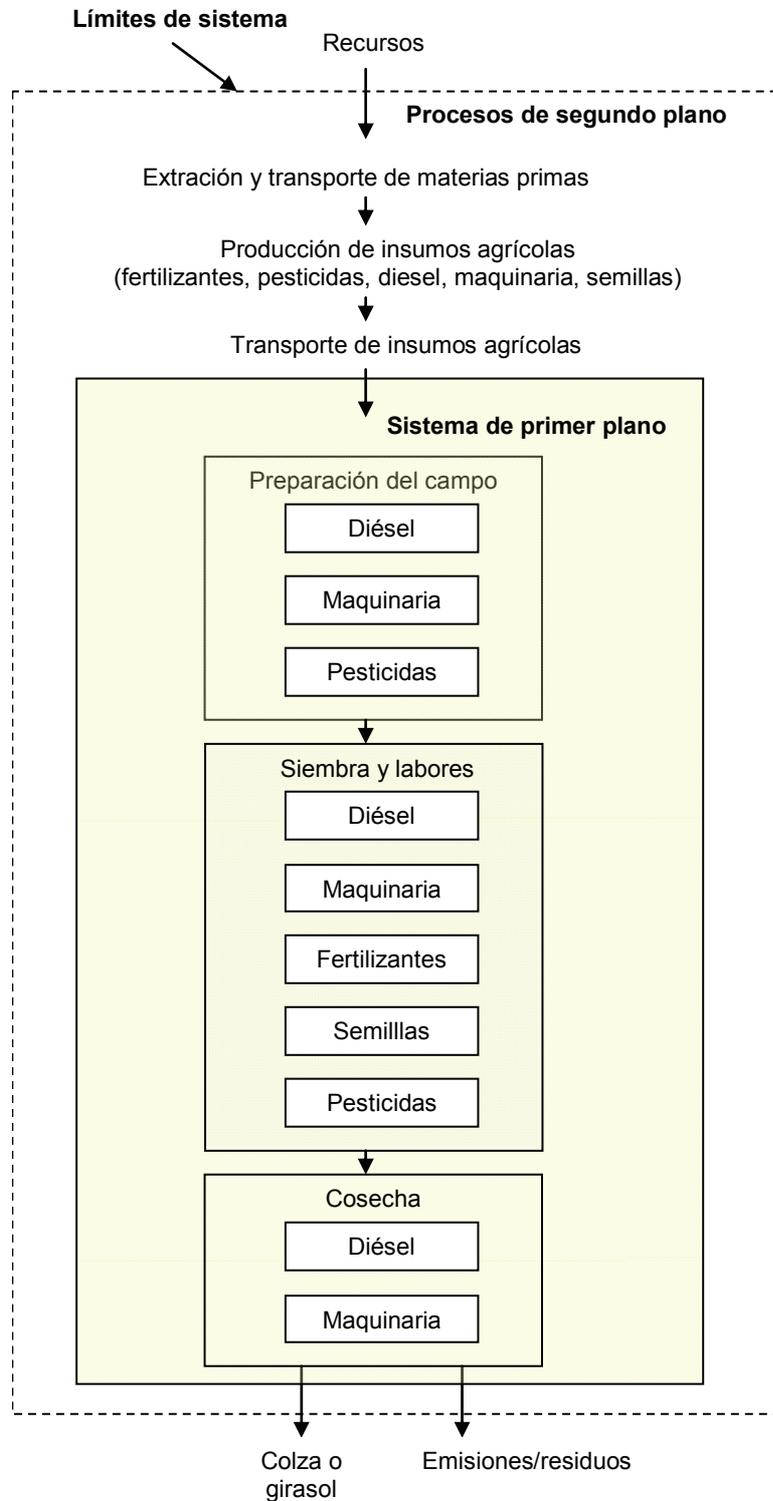


Figura 3.1 Límites de sistema y sistema objeto de estudio de la producción de girasol y colza en Chile.

Tabla 3.1 Inventario de entradas agrícolas (por unidad funcional) y rendimiento de los cultivos bajo estudio.

Entrada agrícola ^a	Unidad	Cultivo girasol	Cultivo colza
Fertilizantes y cal			
Fertilizante nitrogenado (urea y fosfato diamónico)	kg N	68,2	57,1
Fertilizante fosfatado (fosfato diamónico)	kg P ₂ O ₅	45,5	42,9
Fertilizante potásico (cloruro de potasio)	kg K ₂ O	32,7	20,7
Cal agrícola (carbonato de calcio)	kg CaCO ₃	136,4	114,3
Semilla			
Semillas para siembra	kg	2,7	1,7
Pesticidas			
Clopiralid	kg	n.a. ^b	0,03
Haloxifop	kg	0,02	0,01
Picloram	kg	n.a.	0,01
Glifosato	kg	n.a.	0,40
Linuron	kg	0,45	n.a.
Tiofanato metil	kg	n.a.	0,10
Prochloraz	kg	n.a.	0,11
Agua riego			
Consumo agua regadío	m ³	2300	n.a.
Consumo diesel			
Arado	kg	8,7	n.a.
Rastraje	kg	9,2	n.a.
Triturado	kg	n.a.	2,4
Siembra	kg	2,4	3,0
Pulverizado	kg	3,4	1,4
Escardado	kg	1,9	n.a.
Aporcado-abonado	kg	2,1	n.a.
Cosecha	kg	7,1	4,0
Uso de maquinaria: tractor para labores			
Arado	kg	0,30	n.a.
Rastraje	kg	0,31	n.a.
Triturado	kg	n.a.	0,15
Siembra	kg	0,08	0,12
Pulverizado	kg	0,12	0,06
Escardado	kg	0,10	n.a.
Aporcado-abonado	kg	0,07	n.a.
Uso de maquinaria: equipos			
Arado	kg	0,09	n.a.
Rastra	kg	0,25	n.a.
Trituradora	kg	n.a.	0,04
Sembradora	kg	0,05	0,13
Pulverizador	kg	0,03	0,02
Escardador	kg	0,02	n.a.
Aporcador abonador	kg	0,07	n.a.
Cosechadora	kg	0,27	0,18
Rendimiento de semilla	kg/ha	2200	3500

^a Valores promedio.

^b No aplicable.

Tabla 3.2 Fuentes de datos locales para los insumos agrícolas y rendimiento de producción del cultivo de girasol y colza en Chile.

Insumo Agrícola	Fuentes para el cultivo girasol	Fuentes para el cultivo colza
Tipos de agroquímicos y nivel de aplicación	[7,99-102]	[7,92,103,104]
Tasa de semillas para siembra	[102]	[7,92,103,104]
Consumo agua regadío	[102]	n.a. ^a
Consumo de diésel en labores agrícolas	[7,105]	[7,106]
Tasa de operación labores/maquinaria agrícola	[100,107]	[106]
Tipos de maquinaria agrícola	[7,108]	[108,109]
Rendimiento de semilla	[97,98]	[7,98]

^a n.a. = no aplicable

3.2.5.2 Entradas agrícolas indirectas

Los límites del sistema incluyen los procesos de segundo plano, es decir, los procesos de producción y transporte de las entradas agrícolas indirectas, tales como la producción de fertilizantes, pesticidas, diésel, etc. Normalmente, los procesos de segundo plano están incorporados en módulos de bases de datos internacionales; sin embargo, en varias ocasiones las condiciones de los procesos (por ejemplo, distancias de transporte de insumos, medios de transporte, matriz eléctrica, etc.) son diferentes a las condiciones locales y es recomendable hacer una adaptación a la situación local para tener un inventario más realista.

Por lo anterior, este estudio realiza una recopilación de datos sobre las condiciones chilenas de la cadena de suministro de: agroquímicos nacionales [98,110,111], agroquímicos importados [108,112-115], maquinaria agrícola [108,116,117], energía eléctrica [19,118], petróleo y diésel [119,120]. Luego, los datos de las condiciones nacionales se emplean para adaptar parcialmente la información disponible en la base de datos internacional Ecoinvent versión 1.2 [121,122], usando el programa Gabi 4.2 [6] (detalles sobre la base Ecoinvent y el programa Gabi se encuentran en el capítulo 2). Esto produce nuevos módulos de proceso enfocados en condiciones chilenas: a) modulo para diésel en almacenamiento regional: se adaptan los países de origen del petróleo y del diésel y sus porcentajes de contribución, medios de transporte y distancias de transporte de los combustibles. b) Módulos para energía eléctrica de alto y medio voltaje:

adaptación de las fuentes de energía eléctrica considerando el mix eléctrico chileno. c) Módulos de fertilizantes, herbicidas, fungicidas, semillas y maquinaria: se adapta, cuando corresponde, origen del país fabricante del producto o de producto intermedio, matriz de energía eléctrica, matriz de petróleo, medios de transporte de los productos y distancias de transporte desde el lugar de fabricación hasta el usuario.

3.2.6 Determinación de las emisiones de campo por agroquímicos

Las emisiones difusas debidas a la aplicación de agroquímicos son de importancia en los impactos ambientales de los sistemas agrícolas. En la determinación de estas emisiones, este estudio emplea principalmente el método de factores de emisión (FE) usado por varios autores [123,124]. En la mayoría de las emisiones fue posible obtener FE específicos de los agroquímicos usados en girasol y colza o de las condiciones del suelo de los cultivos. La tabla 3.3 muestra las emisiones de campo y los FE empleados en este estudio. En las subsecciones 3.2.6.1 y 3.2.6.2 se describen las condiciones y fuentes empleadas en los cálculos de las emisiones.

3.2.6.1 Emisiones por la aplicación de fertilizantes y cal agrícola

Las emisiones de amoníaco (NH_3) debido a la aplicación de urea y fosfato de amonio, fertilizantes nitrogenados empleados en ambos cultivos, son estimadas de acuerdo al estudio de ECETOC [125].

La estimación de la lixiviación de nitratos (NO_3^-) para colza se obtiene de acuerdo a estudios sobre modelización de la fertilización nitrogenada de colza en Chile [126]. Para girasol, la lixiviación de NO_3^- se estima en base a la metodología indicada por Bentrup [124] considerando las características del cultivo [100,129] y los datos edafoclimáticos de la región del Maule (región chilena de máxima producción de girasol) [130-132].

Una de las mayores preocupaciones en la sustentabilidad de los cultivos energéticos son las emisiones de óxido nitroso (N_2O) producidas durante y después de crecimiento de los cultivos [29,133]. En este estudio, las emisiones de N_2O para girasol son estimadas de acuerdo al FE por defecto indicado en la guía actualizada

del IPCC [55]. Para colza, las emisiones de N₂O son estimadas de acuerdo al FE adaptado a cultivos de colza desde guías del IPCC [29]. El efecto de diferentes valores del FE para las emisiones de N₂O es investigado en un análisis de sensibilidad (sección 3.3.4).

Tabla 3.3 Inventario de emisiones de campo por agroquímicos calculadas para el cultivo de girasol y colza en Chile.

Emisión	Cantidad (kg/UF)		Factor de emisión
	Cultivo girasol	Cultivo colza	
Amoniaco (NH ₃)	10,4	8,5	Girasol y colza: 0,15 kg NH ₃ -N ^a /kg urea aplicada + 0,05 kg NH ₃ -N/kg fosfato de amonio aplicado [125].
Nitratos (NO ₃ ⁻)	42,8	32,9	Girasol: 0,14 kg NO ₃ -N/kg N aplicado. ^b Colza: 0,13 kg NO ₃ -N/kg N aplicado [126].
Oxido nitroso (N ₂ O)	1,3	1,6	Girasol: 0,01325 Kg N ₂ O-N/kg N aplicado [55]. Colza: 0,016 Kg N ₂ O-N/kg N aplicado + 0,00022 Kg N ₂ O-N/ kg colza [29].
Óxidos de nitrógeno (NO _x)	0,3	0,4	Girasol y colza: 0,1 kg NO _x -N/kg N ₂ O-N [127].
Fosfatos (PO ₄)	0,7	0,7	Girasol y colza: 0,01 kg PO ₄ -P/kg P aplicado [127].
Dióxido de carbono (CO ₂)	140,1	114,7	Girasol y colza: 0,12 kg CO ₂ -C/kg CaCO ₃ aplicado [55] + 0,20 kg CO ₂ -C/kg urea aplicada. ^c
Glifosato (principal pesticida en colza)	n.a. ^d	0,3	0,81 kg /kg pesticida aplicado. ^e
Linuron (principal pesticida en girasol)	0,4	n.a.	0,91 kg /kg pesticida aplicado. ^e

^a NH₃-N = N en el NH₃. 1 kg NH₃-N equivalen a (17/14) kg de NH₃.

^b Factor de emisión estimado de acuerdo al método propuesto por Bentrup [124].

^c Las emisiones de CO₂ debido a urea ya están incluidas dentro del inventario de urea de la base de datos Ecoinvent 1.2. Se considera que todo el C en la urea es emitido como CO₂.

^d n.a = no aplicable.

^e Estimado de acuerdo al método indicado por Hauschild [128].

Para ambos cultivos, las emisiones de óxidos de nitrógeno (NO_x) y de fosfatos (PO₄) son estimadas de acuerdo a Rossier [127].

En los cultivos bajo estudio hay dos fuentes de emisiones de CO₂ debidas al uso agroquímicos: aplicación de piedra caliza cálcica (CaCO₃ casi al 100%), el tipo de cal agrícola usada en ambos cultivos (ver tabla 3.1) y aplicación de urea, la cual emite el CO₂ (con carbono proveniente de combustible fósil) que se había incorporado en su producción industrial. Las emisiones de CO₂ por aplicación de CaCO₃ se estiman mediante el FE por defecto de la guía IPCC [55]. Las emisiones de CO₂ debidas a urea ya están consideradas en el inventario de urea de la base Ecoinvent 1.2 [121].

3.2.6.2 Emisiones asociadas a la aplicación de pesticidas

Los cultivos de girasol y colza emplean pesticidas para el control de malezas y de hongos, como el control del hongo *Sclerotinia sclerotiorum* en colza. Las emisiones de la aplicación de cada uno de los herbicidas y fungicidas en ambos cultivos son estimadas en base a la metodología indicada por Hauschild [128], donde el factor de pérdida por escurrimiento es estimado por medio de la fórmula desarrollada por Birkved and Hauschild [134]. Las propiedades fisicoquímicas de los herbicidas y fungicidas se obtienen de la base de datos de pesticidas del proyecto Footprint [135]

3.2.7 Método para evaluación de impactos, demanda de energía y agua

En este estudio se realizan las etapas de clasificación y caracterización de impactos definidas por la guía ISO 14040 [33]. Según lo indicado en el capítulo 2, se excluyen las etapas opcionales de normalización, agrupación y valorización debido a que no hay valores específicos para la región estudio (requeridos para la aplicación de estas etapas) y para evitar la subjetividad en el análisis asociada a estas fases.

Se emplea la metodología de evaluación de impactos ambientales basada en CML 2 (2001) [43]. Las categorías de impactos evaluadas son: potencial de agotamiento de recursos abióticos (PARA), potencial de acidificación (PA), potencial de eutrofización (PE), potencial de ecotoxicidad en agua fresca (PEAF), potencial de calentamiento global (PCG), potencial de toxicidad humana (PTH), potencial de ecotoxicidad en agua marina (PEAM), potencial de reducción de capa de ozono (PRCO), potencial de oxidación fotoquímica (POF), radiación radiactiva

(RR) y potencial de ecotoxicidad terrestre (PET). El análisis de los impactos ambientales se realiza mediante el programa Gabi 4.2 [6].

La demanda de energía de cada cultivo se evalúa empleando el programa Gabi 4.2 y se cuantifica mediante el indicador de la demanda de energía total. El indicador da el sumatorio del consumo de energía primaria a través de todo el ciclo de vida de una actividad o producto. La energía se expresará en términos del poder calorífico inferior.

La demanda de agua se basa en el indicador huella de agua (HA). La HA de un producto se define como el volumen total de agua que se emplea directamente o indirectamente en su producción [136]. Para el cálculo de la HA de cada cultivo, el presente estudio usa el método propuesto por Chapagain y Hoekstra [136]. La HA es calculada como la suma de los volúmenes diarios de evapotranspiración durante el crecimiento del cultivo. Se emplean datos meteorológicos locales promedio y fechas representativas del inicio de la etapa de crecimiento de los cultivos.

3.2.8 Consideraciones y supuestos

- *Asignación de cargas ambientales de los agroquímicos.* Dado que en este estudio el inventario se basa en cantidades de fertilizantes y demás agroquímicos recomendadas por prácticas agrícolas exclusivamente para la producción de girasol o colza; el método de asignación no se hace necesario, tal como lo indica el estudio de van Zeijts et ál. [137].

- *Maquinaria agrícola.* La cantidad de maquinaria agrícola indicada en la tabla 3.1 es estimada de acuerdo al peso de la maquinaria, la tasa de operación por UF de cada labor agrícola y la vida útil de la maquinaria (la tabla 3.2 indica las fuentes de datos). La vida útil de tractores es obtenida de equipos agrícolas que son utilizados en Chile según lo indicado por Hetz et ál. [116]; con una vida útil entre 9 y 15 años dependiendo del tipo y país de procedencia de los equipos. Las cargas ambientales asociadas a la fabricación de la maquinaria agrícola son obtenidas de las bases de datos Ecoinvent 1.2 [121] y Gabi [6]. Las emisiones de la combustión del diésel fósil usado en tractores y cosechadora son obtenidas de acuerdo al consumo de combustible de las diferentes labores agrícolas (ver tabla 3.1) y los factores de emisión propuestos por la base de datos del programa Gabi 4.2. Estas emisiones se imputan a la entrada agrícola “consumo de diésel”.

- *Cargas asociadas a labor humana.* Se asume que en sistemas agrícolas intensivos, tal como los analizados en este trabajo, las cargas ambientales asociadas a labor humana se pueden excluir [123].

- *Cambio de uso de suelo.* En la producción de cultivos energéticos, el cambio de uso de suelo (CUS), tanto directo como indirecto, puede producir cambios en el carbono existente en el suelo y en la vegetación. En este estudio se considera, como caso de referencia, que el CUS directo es casi nulo dado que el girasol y la colza se producirían en tierras de cultivo ya existentes que abastecerán la producción nacional de biodiésel en el corto plazo [8]. Sin embargo, ya que la expansión de ambos cultivos en Chile puede inducir un CUS directo, se usa un análisis de sensibilidad para evaluar el efecto de diferentes escenarios de CUS (sección 3.3.4). Por otra parte, a pesar de que CUS indirecto puede tener importantes efectos en la liberación de carbono, este aspecto no será evaluado en el presente ACV dadas las incertidumbres relacionadas a la conversión indirecta de suelos debida a la producción de cultivos energéticos y a la falta de una metodología de evaluación bien definida [47].

- *Flujo de CO₂ de la fotosíntesis.* Los flujos de CO₂ asociados con la captura del carbono atmosférico por la fotosíntesis en el crecimiento de los cultivos y su posterior liberación por oxidación se consideran neutrales. Como resultado, estos flujos no son incluidos en el análisis de gases de efecto invernadero, de acuerdo al enfoque convencional relacionado al ciclo de carbono en agricultura [138].

- *Diferencias en valores en la comparación de resultados.* A efectos de comparación de resultados, se considera que diferencias menores al 15% entre valores de un mismo indicador (o de una misma categoría de impacto) no son significativas. El enfoque anterior se asume para considerar fuentes de incertidumbre presentes en el estudio, por ejemplo, supuestos o calidad de datos.

3.3 Resultados y discusión

La sección 3.3.1 presenta la comparación del perfil ambiental y demanda de energía y agua del cultivo de girasol y colza. A continuación, la sección 3.3.2 examina la contribución de las entradas agrícolas a los impactos ambientales de estos cultivos. La sección 3.3.3 analiza los impactos de las etapas del ciclo de vida de los fertilizantes; una entrada agrícola clave en muchos cultivos. Finalmente, la

sección 3.3.4 evalúa el efecto de las emisiones de N₂O y el cambio de uso de suelo sobre los resultados.

3.3.1 Impactos, demanda de energía y agua de la producción de girasol y colza

La tabla 3.4 muestra los valores de los potenciales impactos ambientales y demanda total de energía y agua para la producción de girasol y colza.

Tabla 3.4 Potenciales impactos ambientales y demanda de energía y agua de los cultivos energéticos girasol y colza en Chile.

Categoría de impacto/indicador	Cultivo de girasol	Cultivo de colza
Agotamiento de recursos abióticos (Kg Sb equiv./UF ^a)	3,0E+00	2,0E+00
Acidificación (Kg SO ₂ equiv./UF)	2,3E+01	1,9E+01
Eutrofización (Kg PO ₄ equiv./UF)	9,0E+00	7,2E+00
Ecotoxicidad en agua fresca (Kg DCB ^b equiv./UF)	4,9E+03	1,2E+02
Calentamiento global (Kg CO ₂ equiv./UF)	8,9E+02	8,2E+02
Toxicidad humana (Kg DCB equiv./UF)	1,3E+02	5,8E+01
Ecotoxicidad en agua marina (Kg DCB equiv./UF)	1,9E+05	1,7E+05
Reducción de capa ozono (Kg R11 ^c equiv./UF)	4,6E-05	2,9E-05
Oxidación fotoquímica (Kg C ₂ H ₄ equiv./UF)	1,1E+00	2,4E-01
Radiación radiactiva (años de vida ajustados por discapacidad /UF)	1,5E-06	1,2E-06
Ecotoxicidad terrestre (Kg DCB equiv./UF)	6,9E+00	1,4E+00
Indicador de demanda de energía ^d (GJ/UF)	7,0E+00	4,9E+00
Indicador de consumo de agua (kg/UF)	1,6E+05	4,0E+04

^a 1 UF = 1 t de semilla

^b 1,4-diclorobenceno

^c Triclorofluormetano (freón 11)

^d Poder calorífico inferior

Al comparar ambos cultivos, los resultados indican que el girasol presenta mayor impacto en 9 de las 11 categorías de impacto, con valores entre 1,2 y 39 veces mayores, dependiendo de la categoría evaluada. Las mayores diferencias se observan en las categorías PEA (valor 39 veces mayor), PET (4,8 veces) y POF

(4,6 veces). Los altos valores de impacto en PEF y PET del cultivo de girasol se deben principalmente a las emisiones de la aplicación del herbicida linuron. El alto valor de la categoría POF en girasol es causado principalmente por las emisiones de la combustión de diésel asociadas al mayor consumo de combustible en labores agrícolas de la labranza tradicional. Por otra parte, en las categorías PCG y PEAM las diferencias en ambos cultivos no son significativas (menores al 15%).

En cuanto a la demanda de energía, el cultivo de girasol presenta una demanda de 7 GJ/t semilla. Este resultado concuerda con el trabajo de CATA en Chile [7]. Kallivroussis et ál. [84] reportó una demanda de energía del cultivo de girasol en Grecia de 5,8 GJ/t semilla. La diferencia entre los estudios de Chile y Grecia puede ser explicada por las diferentes tasas de uso de fertilizantes; la producción de girasol en Grecia usa cerca de mitad de tasa usada en Chile. La demanda de energía para la producción de colza es 4,9 GJ/t semilla. En estudios en Italia, Francia y Alemania [78,90,139], cultivos de colza con aplicación de fertilización mineral presentan una demanda de energía entre 3,3 y 7,6 GJ/t semilla; estos valores dependen de la tasa de aplicación de agroquímicos y del uso de combustibles y electricidad en labores agrícolas. Se puede evaluar la eficiencia energética de cada cultivo mediante la razón salida/entrada de energía; la razón es calculada dividiendo la salida de energía del cultivo por su demanda de energía. Se considera que cada cultivo tiene una salida de energía igual a 24,4 GJ/t en base a un poder calorífico inferior de 26,5 GJ/t semilla (materia seca) [140] y un contenido de humedad de semilla del 8% para cada cultivo. Luego, la razón de salida/entrada de energía es 3,5 para el cultivo de girasol y 5,0 para colza.

Los resultados muestran que la demanda total de agua en girasol es 4 veces mayor comparada a la demanda de agua en colza. Lo anterior se debe principalmente a que el cultivo de girasol en Chile tiene mayores condiciones de evapotranspiración que el cultivo de colza. La introducción de cultivos energéticos en Chile, al igual que en otros países, induce una presión adicional sobre las fuentes de agua fresca. Esta situación es de particular importancia en el cultivo de girasol en Chile, ya que el cultivo requiere agua de riego para su producción.

En las condiciones de cultivo chilenas, el mejor perfil ambiental y energético de colza es principalmente un efecto del uso de herbicidas de menor toxicidad y de la menor cantidad de entradas agrícolas por unidad de producto que requiere este cultivo comparado al girasol (ver sección 3.2.5.1). Los resultados anteriores

concuerdan con el estudio realizado en Francia por van der Werf [90]; al analizar sus resultados por unidad de producto, se observa menores impactos ambientales y menor demanda de energía en colza que en girasol (4,6 GJ/t semilla en colza y 5,7 GJ/t semilla en girasol). Los resultados en las condiciones chilenas no coinciden con lo observado en condiciones promedio europeas señalado por el estudio de JRC [46]; en este estudio, el girasol presentó menor demanda de energía y emisiones de gases de efecto invernadero que la colza, debido principalmente a la menor fertilización requerida en el cultivo de girasol en la situación agrícola promedio europea.

En la producción chilena de girasol es deseable una optimización del uso de fertilizantes y mayores rendimientos de semilla si se busca mejorar su eficiencia energética y su perfil ambiental. Pueden ser factibles mayores rendimientos asociados a mejores prácticas agrícolas; los estudios indican que ensayos de girasol en Chile pueden lograr rendimientos de 3,5 a 4,5 t /ha [94].

Si se considera que la producción de biodiésel de colza y biodiésel de girasol es muy similar [46], y que en ambos biocombustibles la etapa agrícola produce una contribución significativa a los impactos ambientales [141], es probable que un ACV comparativo entre biodiésel de colza y biodiésel de girasol en Chile muestre que el perfil ambiental relativo entre ambos biocombustibles sería similar al perfil relativo de los cultivos energéticos bajo estudio.

3.3.2 Contribución de las entradas agrícolas a los impactos ambientales de girasol y colza

La figura 3.2 muestra la contribución relativa de las entradas agrícolas en los impactos ambientales de los dos cultivos bajo estudio. En ambos cultivos los fertilizantes minerales (y sus emisiones asociadas) son la entrada agrícola de mayor impacto ambiental. En girasol, los fertilizantes contribuyen con más del 55% a los impactos en 7 de 11 categorías (PARA, PA, PE, PCG, PEAM, PRCO y RR); en colza la contribución de los fertilizantes es entre un 74% y un 99% en todas las categorías, con excepción de PEAf en donde los fertilizantes contribuyen sólo con un 10%. Estos resultados concuerdan con estudios previos que señalan la alta contribución de los fertilizantes a los impactos ambientales de los sistemas de cultivo [63,88,90]. En relación a la categoría PCG, los fertilizantes contribuyen en

un 83% a las emisiones de CO₂ equiv. de la producción de girasol y en un 93% a las emisiones de CO₂ equiv. de colza. Nuestros resultados están de acuerdo a lo reportado por Bernesson et ál. [88], Kaltschmitt et ál. [59] y Stephenson et ál. [81]; de estos estudios se infiere que los fertilizantes y sus emisiones de campo contribuyen en más del 90% del PCG del cultivo de colza.

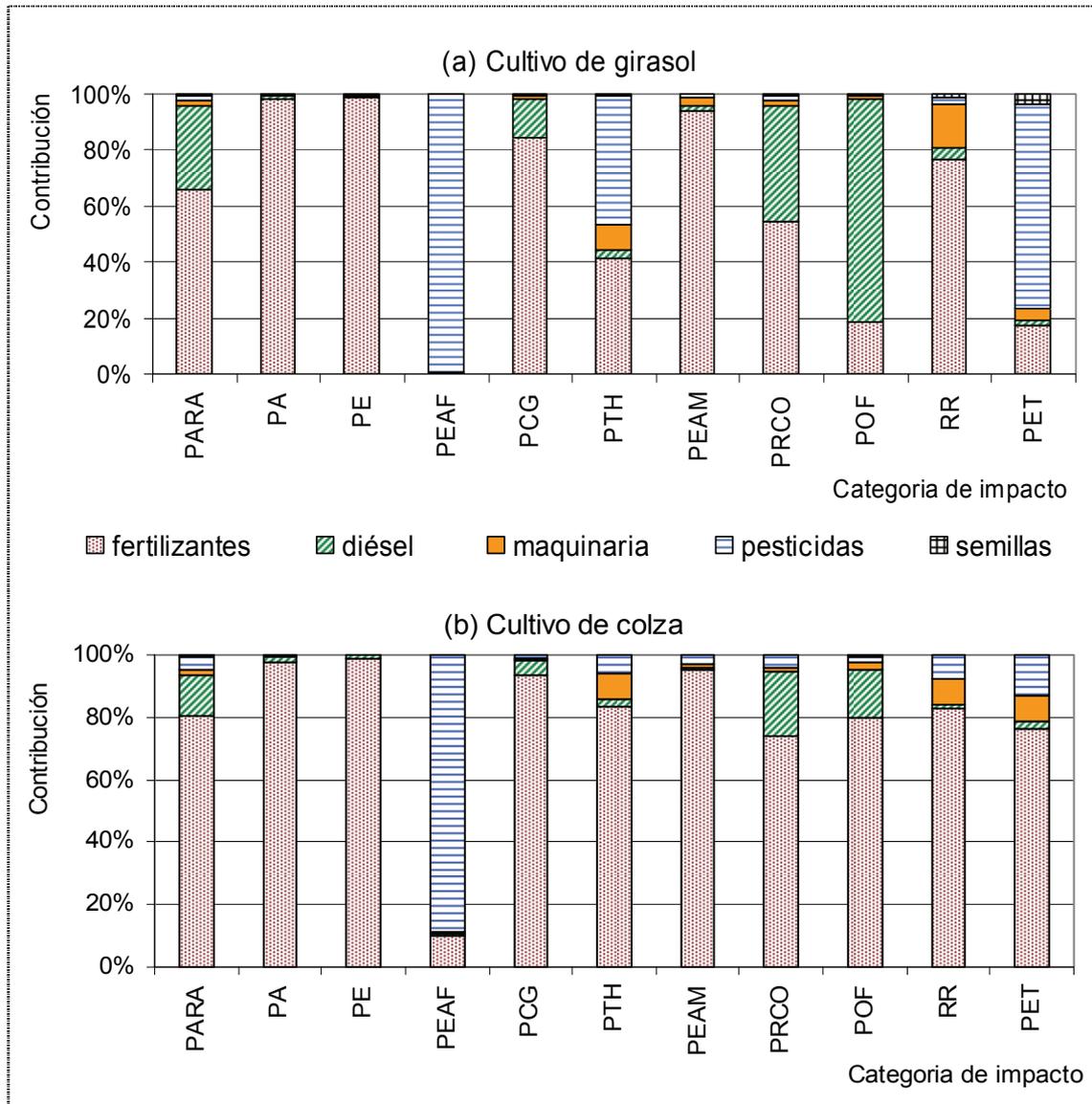


Figura 3.2 Contribución de las entradas agrícolas a los potenciales impactos. (a) Cultivo de girasol y (b) Cultivo de colza.

La figura 3.2 también muestra que en el cultivo de girasol, los pesticidas son la entrada agrícola de mayor impacto en las categorías PEAf (99% de contribución) y PET (73% de contribución); lo anterior es principalmente efecto de las emisiones asociadas a la aplicación del herbicida linuron. Por otra parte, en ambos sistemas, las semillas dan el menor aporte a los impactos, con una contribución menor al 3%.

3.3.3 Análisis de los impactos de las etapas del ciclo de vida de los fertilizantes

Como se indica en la sección 3.3.2 los fertilizantes minerales son una entrada agrícola clave, dada su gran incidencia en los impactos ambientales de la producción de girasol y colza en Chile. Para analizar en más detalle los impactos de estos agroquímicos, la figura 3.3 muestra la contribución de las etapas del ciclo de vida a los impactos de los fertilizantes usados en colza. Un patrón equivalente se observa en los fertilizantes aplicados al girasol (figura no mostrada).

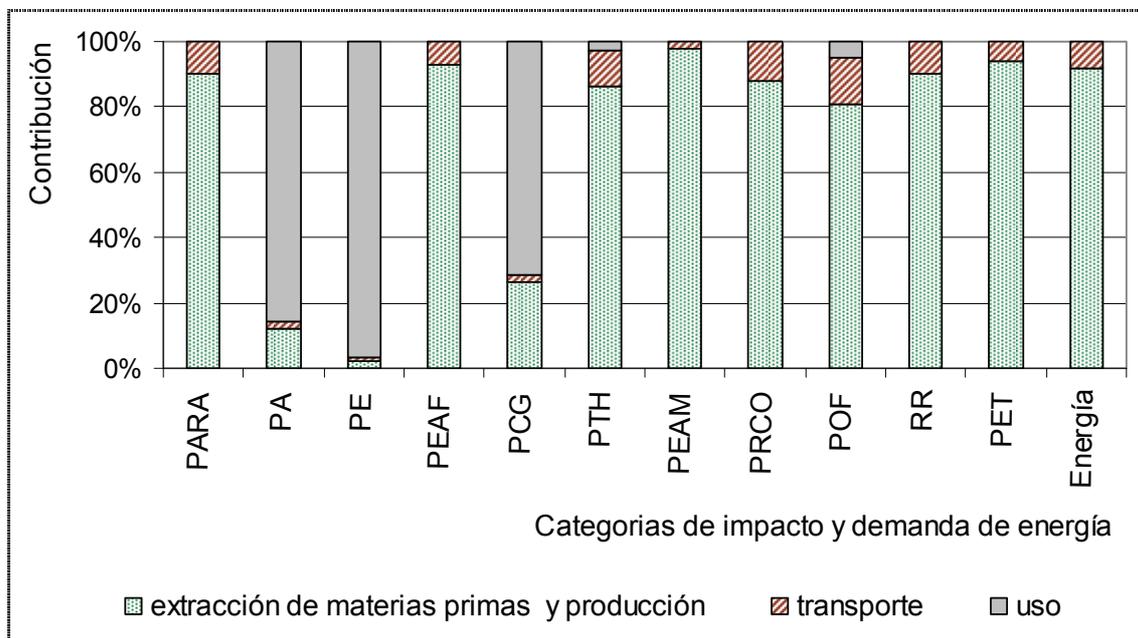


Figura 3.3 Contribución de las etapas del ciclo de vida a los impactos de los fertilizantes usados en el cultivo de colza.

La figura 3.3 indica que las etapas de extracción de materias primas y de fabricación de fertilizantes presentan la mayor demanda de energía (92%) y aportan los mayores impactos, con una contribución sobre el 80% en 7 categorías. La etapa de transporte de fertilizantes desde fábrica a campo (que en algunos fertilizantes incluye transporte marítimo interoceánico) ejerce una baja influencia en todas las categorías, con valores entre el 2% y el 15%. Por otra parte, los resultados muestran que la etapa de uso de fertilizantes (asociada a las emisiones de campo durante y después de su aplicación) tiene una contribución mayor al 70% en tres categorías: PA, PE y PCG. El resultado en la categoría de PCG está de acuerdo con estudios anteriores que señalan la significativa contribución de las emisiones de campo a los gases de efecto invernadero en sistemas de cultivo [63,86]. En las restantes categorías, la etapa de uso de fertilizantes tiene un aporte despreciable.

3.3.4 Análisis de sensibilidad a emisiones de N₂O y cambio de uso de suelo

El propósito de esta sección es analizar en que extensión la variación de dos factores afecta los resultados del caso de referencia. Se evalúa el efecto de las emisiones de N₂O de campo y del cambio de uso de suelo sobre PCG de los cultivos.

En el caso de referencia, el PCG fue 890 kg CO₂ equiv./UF para girasol y 820 kg CO₂ equiv./UF para colza (tabla 3.4). Las emisiones de N₂O de campo fueron estimadas en base a FE de la guía IPCC [55] (FE por defecto para girasol y FE adaptado a colza). En el análisis de sensibilidad, se evalúa el extremo superior e inferior del rango del FE por defecto de la guía IPCC (0,34 - 4,2% kg N₂O-N/kg N aplicado). Los resultados muestran una influencia significativa a las emisiones de N₂O, con una variación del PCG desde 600 a 1.700 kg CO₂ equiv./UF para la producción de girasol y desde 430 a 1350 kg CO₂ equiv./UF para la producción de colza.

En el caso de referencia, se consideró que el cambio de uso de suelo directo (CUSd) es casi nulo para ambos cultivos (ver sección 3.2.8). En el análisis de sensibilidad se evalúan dos escenarios de CUSd: conversión de praderas muy degradadas en tierras de cultivo (escenario 1) y conversión de praderas mejoradas en tierras de cultivo (escenario 2). Estos escenarios son opciones razonables y

opuestas al considerar la producción de cultivos energéticos en la zona centro – sur de Chile. El CUSd conduce a un cambio en contenido del carbono del suelo y del carbono de la vegetación. El cambio en el contenido de carbono del suelo (y las emisiones de CO₂ asociadas) son calculados de acuerdo al enfoque nivel 1 de la guía IPCC [45,51], tomado en cuenta las actuales prácticas agrícolas de ambos cultivos y las condiciones edafoclimáticas de las regiones Maule y Araucanía de Chile [96,131,132]. Además, en la evaluación de las emisiones de CO₂, se considera la asignación de cargas entre diferentes cultivos [80]. La colza crece actualmente en cultivos de rotación principalmente para reducir enfermedades y normalmente se cultiva una vez cada cuatro años. Se asume que la colza crecerá en el mismo esquema de rotación en suelos convertidos en tierras de cultivo y que un cuarto de las emisiones de CO₂ del suelo son asignadas al cultivo de colza. En relación al girasol, este cultivo crece en el mismo esquema de rotación y se asumirá una asignación equivalente de las emisiones de CO₂ del suelo. Por otra parte, para los escenarios de CUSd evaluados, se asume que el cambio del contenido de carbono de la vegetación será despreciable, en acuerdo con el estudio de Hamelinck et ál. [50]. En base a lo anterior, los resultados muestran que el rango de PCG para la producción de girasol es entre 820 kg CO₂ equiv./UF (escenario 1) y 1400 kg CO₂ equiv./UF (escenario 2) y para la producción de colza es entre 640 kg CO₂ equiv./UF (escenario 1) y 1070 kg CO₂ equiv./UF (escenario 2).

Dependiendo de la combinación de escenarios de CUSd y de emisiones de N₂O de campo, la variación de PCG con respecto al escenario base puede variar desde -40% a 148% para girasol y desde -70% a 95% para colza. Estos rangos dan como resultado un peor perfil de emisiones de gases de efecto invernadero en girasol en comparación con colza.

3.4 Conclusiones

En la aplicación del ACV hay grandes esfuerzos internacionales con el objetivo de mejorar la disponibilidad de datos. Sin embargo, en el caso de países en desarrollo, es común la falta de datos locales. En esta investigación, se confecciona un inventario de la producción de girasol y colza en Chile; potenciales cultivos energéticos para biodiésel nacional de primera generación. Los datos nacionales de la cadena de suministro de insumos agrícolas se recopilan para

adaptar parcialmente datos de procesos de la base internacional Ecoinvent a las condiciones locales, haciendo un inventario más específico.

La evaluación de los impactos ambientales indica que en Chile el cultivo de colza tiene un mejor perfil ambiental comparado al cultivo de girasol, considerando las características específicas de los sistemas de cultivo analizados. El girasol presenta mayor impacto en 9 de las 11 categorías de impacto evaluadas, con valores entre 1,2 y 39 veces más altos. La eficiencia energética de los cultivos, medida como la razón salida /entrada de energía, da un valor de 5,0 para el cultivo de colza y 3,5 para girasol. El mejor perfil ambiental y energético de la colza se debe principalmente a los siguientes factores: menor tasa de fertilizantes minerales por unidad de semilla producida, cultivo en labranza cero (que reduce el consumo diésel y maquinaria en labores de campo) y uso de pesticidas de menor toxicidad comparados al cultivo de girasol. Los resultados de la demanda de agua muestran que la huella de agua del cultivo de girasol es 160 t/t semilla, siendo 4 veces mayor que el agua requerida por colza.

En la producción de ambos cultivos, el uso de fertilizantes minerales (que incluye fabricación, transporte y sus emisiones en campo) es la entrada agrícola que presenta el mayor impacto ambiental. En contraste, en ambos cultivos, las semillas para siembra ejercen una influencia despreciable, con una contribución menor al 3% en todas las categorías de impacto.

Al analizar las etapas del ciclo de vida de los fertilizantes, se observa que en ambos cultivos las etapas de extracción de materias primas y de fabricación presentan el 92% de la demanda de energía y aportan los mayores impactos ambientales; contribuyendo a más del 80% en 7 categorías de impacto. La etapa de uso de fertilizantes, asociada a las emisiones de campo, causa la mayor contribución en las categorías acidificación, eutrofización y calentamiento global. Por el contrario, el transporte ejerce una baja influencia en todas las categorías; entre el 2% y el 15%.

Si en esta investigación sólo se hubiera analizado los gases de efecto invernadero o la demanda de energía, como es común en otros estudios de productos de girasol y colza, podríamos tener una visión parcial sobre cual cultivo presenta mejor perfil ambiental. Este trabajo presenta un análisis ambiental integral que evalúa un número amplio de categorías de impacto, lo que permite identificar más puntos críticos y aportar mayores criterios ambientales al proceso de toma de

decisión, tal como la influencia de la toxicidad de los pesticidas en el perfil ambiental de los cultivos.

Aunque a escala nacional, el girasol presenta un peor perfil ambiental y energético, las condiciones climáticas de región central de Chile hacen favorable su producción y no son adecuadas para el cultivo de colza; por lo que desde el punto de vista de una producción de cultivos energéticos a nivel regional en el corto plazo, el cultivo de girasol en esta región es una opción que no debería descartarse sin antes tener estudios comparativos con otros cultivos en esta zona y analizar en conjunto las otras etapas del ciclo de vida del biodiésel.

En vista de optimizar los flujos de materiales y reducir los impactos ambientales de colza y girasol, se debería evaluar ambientalmente otras fuentes de fertilización, tales como fertilizantes orgánicos (p. ej. residuos vegetales o purines provenientes de ganadería local). En el capítulo 4 se evalúan diferentes prácticas de labranza en colza y en el capítulo 5 se analiza la fertilización orgánica en este cultivo. Además, sobre todo en el caso de girasol, se debería promover la obtención de mejores rendimientos de semilla, optimizar las prácticas de cultivo y evaluar ambientalmente diferentes tipos de herbicidas. Si la producción de cultivos energéticos chilenos para la producción de biocombustibles induce la conversión de suelos a nuevas tierras de cultivo, el uso de praderas degradadas es aconsejable, ya que esta situación podría contribuir a la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero de los cultivos. Los criterios ambientales de este estudio y de futuras aportaciones en el área, junto a criterios sociales y económicos, deberían contribuir en la toma de decisión sobre los cultivos energéticos más adecuados para un desarrollo sostenible de los biocombustibles en Chile.

Capítulo 4. Impactos ambientales de colza como cultivo energético bajo diferentes prácticas de labranza y fertilización en Chile



Cultivo de colza.

Fotografía: Fendt, AGCO.

Artículo enviado a publicación: *Alfredo Iriarte, Joan Rieradevall, Xavier Gabarrell. Environmental impacts and energy demand of rapeseed as an energy crop in Chile under different fertilization and tillage practices. Biomass and Bioenergy, en revisión, 2008.*

Resumen

El objetivo de este capítulo es cuantificar, por medio del ACV, la demanda de energía y los impactos ambientales del cultivo de colza en Chile asociados a los principales sistemas de labranza del cultivo a escala nacional: labranza tradicional y labranza cero, y a cuatro ensayos de fertilización mineral a escala local (combinación de tasas de N, P y K); en vista del uso del cultivo para la potencial producción de biodiésel. En el inventario se adaptan bases de datos internacionales a las condiciones chilenas. Para la evaluación de impactos se aplica el método CML 2 (2001). Los resultados indican que los dos sistemas de labranza presentan similar demanda de energía y perfil de impactos ambientales, con excepción de las categorías oxidación fotoquímica y ecotoxicidad en agua fresca. En ambos sistemas, el uso de fertilizantes minerales es la actividad de mayor demanda energética, con una contribución superior al 75% y la que presenta mayor impacto ambiental. El uso de fungicidas y semillas tienen una contribución mínima; en conjunto menor al 3%. De la evaluación de los ensayos de fertilización se concluye que si se trabaja con tasas de fertilización altas, se debería obtener un incremento en el rendimiento del cultivo que permita compensar los impactos ambientales adicionales asociados a la mayor aplicación de fertilizantes.

Palabras clave: ACV, impacto ambiental, labranza tradicional y labranza cero.

4.1 Introducción

Como se ha mencionado en los capítulos 1 y 3 de la presente tesis, Chile está desarrollando una política de seguridad energética bajo la cual se implementarán acciones de corto y mediano plazo que busquen diversificar la matriz de energía, lograr mayor autonomía, fomentar energías renovables y promover el uso eficiente de la energía en un entorno de desarrollo sostenible. En este contexto, el gobierno Chileno ha realizado acciones para fomentar el futuro uso de biocombustibles líquidos, tales como, la excepción del impuesto específico que se aplica a otros combustibles [21] y la norma técnica de calidad para el biodiésel y bioetanol [13].

Las proyecciones de uso de combustibles en Chile indican que en el 2010, el consumo de diésel será $4,2 \cdot 10^6$ t; 2,3 veces más que el consumo proyectado de gasolina [8,24]. Se estima que la mayor demanda de diésel en comparación a gasolina, en un contexto de producción interna en el corto plazo, estimulará la producción de biodiésel a partir de cultivos de oleaginosas de larga experiencia agrícola local, como la colza y el girasol. Como se ha indicado en el capítulo 1, dentro de estas dos especies, la colza tiene mayor potencial como cultivo energético desde un punto de vista económico [8]. En el capítulo 3 de la presente tesis se determinó también que el cultivo de colza en Chile presenta mejor perfil ambiental y energético que el girasol. El presente capítulo se centra en el estudio de las prácticas de labranza y fertilización en colza en Chile, analizando que condiciones de producción de este cultivo tienen mejor perfil de impactos ambientales en vista de su potencial uso como cultivo energético.

La colza se cultiva en la zona centro-sur de Chile, desde aproximadamente el paralelo 36°S hasta el paralelo 42°S (ver figura 1.4) y normalmente forma parte de un ciclo de rotación en áreas de secano. Actualmente su principal destino es la industria acuícola, para su uso en alimento de salmones destinados a exportación y no su uso local. En el periodo 2005 a 2009 la superficie de cultivo en Chile registró un promedio de 15.700 ha/año con un rendimiento promedio de 3,5 t/ha [98]. Se estima que en la zona centro-sur de Chile, la potencial superficie agrícola de colza para producir biodiésel es en torno a las 230.000 ha /año [7]. Sin cambiar el destino del consumo actual de colza, sino que incorporando la superficie agrícola potencial, el biodiésel a partir de colza nacional tendría un espacio de desarrollo y no competiría con el uso de colza para alimentos de consumo local [8].

La colza, al igual que otros cultivos agrícolas en Chile, se ha cultivado en varios sistemas de labranza; desde la labranza tradicional hasta la labranza cero. En la actualidad el cultivo de colza chilena se realiza mayoritariamente mediante estas dos prácticas de labranza. El 60% de este cultivo es sembrado en labranza cero [92].

La *labranza tradicional* es la práctica agrícola que contempla un conjunto de operaciones para preparar una cama de siembra en un cultivo dado. Esta práctica presenta, en la etapa de preparación de campo, una inversión del suelo y una intensiva secuencia de labores agrícolas, tal como el arado y el rastreo [142].

En la *labranza cero* la tierra no se labra antes de la siembra y no se realiza movimiento importante del suelo. En esta práctica, la siembra se da sobre un suelo sin interrupción. El rastrojo se retiene sobre la superficie y el control de malezas se alcanza con mayor uso de herbicidas. Este sistema usa menos energía en las labores agrícolas que la labranza tradicional [143].

En la evaluación ambiental de cultivos energéticos, el ACV se presenta como una herramienta que permite determinar los potenciales impactos ambientales con un enfoque global y cuantitativo. En los últimos años hay varios ejemplos de estudios de ACV aplicados a cultivos energéticos y a sus productos agrícolas [61,63-67,144,145] que han estudiado principalmente emisiones de los cultivos; relación de impactos ambientales y producción y actividades agrícolas con mayor impacto y demanda de energía. Sin embargo, se encuentran escasos estudios que evalúen, mediante el ACV, los efectos de diferentes prácticas de labranza en los impactos ambientales globales [64,86,90]. Las investigaciones sobre los efectos de prácticas de labranza se han centrado en otros factores tales como, rendimiento de energía y productividad del cultivo, actividad biológica del suelo, consumo de combustible y costos en labores de campo, erosión y cambios en el suelo, flujos de gases de efecto invernadero y balances de nutrientes del suelo (C, N) [146-153]. Por otra parte, en relación a la fertilización y los requerimientos de energía del ciclo de vida de la producción de cultivos, varios autores han indicado que en la mayoría de los sistemas agrícolas, los fertilizantes tienen la mayor contribución a la demanda de energía de los cultivos [63,154-156].

Este capítulo investiga, mediante la herramienta del ACV, el efecto de las principales prácticas de labranza y de la fertilización sobre el perfil ambiental y energético del cultivo chileno de colza; con el objetivo de evaluar qué prácticas

tienen mejor perfil de impactos, que actividades agrícolas tienen mayor incidencia ambiental y que acciones de mejora son necesarias para reducir el impacto ambiental de estas en Chile; aportando criterios ambientales a la participación del sector agrícola en la diversificación y seguridad energética.

4.2 Metodología

En la metodología del ACV, la guía ISO 14040 [33] presenta el ACV en cuatro etapas: definición de objetivos y alcance, análisis de inventario, evaluación de impacto e interpretación. Estas etapas están descritas en detalle en el capítulo 2. La presente sección está dividida en subsecciones que conducen a: (1) objetivos, (2) unidad funcional, (3) la zona de estudio, sistema objeto de estudio y límites de sistema, (4) fuentes y calidad de los datos, (5) estimación del inventario de emisiones de campo, (6) asignación de cargas ambientales, (7) metodología de evaluación impactos y (8) supuestos y consideraciones.

4.2.1 Objetivos del ACV

El objetivo principal del ACV de este capítulo es comparar los potenciales impactos ambientales y la demanda de energía de la producción de colza en Chile, a escala nacional, en función de los sistemas de labranza de mayor uso: labranza tradicional y labranza cero. Un objetivo adicional es evaluar el efecto de los fertilizantes minerales (actividad clave en muchos cultivos) en los impactos ambientales de colza, mediante un análisis de sensibilidad de tasas de N, P y K en ensayos agrícolas a nivel local, aplicado al sistema de labranza tradicional.

4.2.2 Unidad funcional

En el ACV la unidad funcional (UF) entrega una referencia a la cual se puede relacionar todas las entradas y salidas [33]. En sistemas agrícolas hay diferentes enfoques para definir la UF; Mourad et ál. [157] propone dos tipos de UF: área cultivada y producción. Charles et ál. [144] identifica tres tipos de unidad funcional: producción, producción con requerimiento de calidad y área.

En vista de representar la función principal del objetivo de esta investigación, la UF definida en este estudio es satisfacer las necesidades de la producción de 1 t/año de colza en Chile por medio de diferentes sistemas de labranza: tradicional y cero.

4.2.3 Contexto de la zona de estudio, sistema objeto de estudio y límites de sistema

Zona de estudio: La zona de estudio corresponde a la novena región de Chile, ubicada en el centro-sur del país. Esta región se extiende entre los paralelos 37°35' y 39°37' de latitud sur y desde el límite con Argentina hasta el Océano Pacífico (ver figura 1.4). Se ha seleccionado esta zona porque concentra la mayor producción nacional de colza (en el decenio 1999-2008 produjo un promedio del 61% de la colza del país [98] y es una de las mejores áreas para el desarrollo de este cultivo desde el punto de vista agronómico [158] y agroenergético [8]. Las condiciones climáticas de la región de estudio presentan un clima templado húmedo; con una temperatura anual promedio de 12° C y una pluviometría anual promedio de 1500 mm. El suelo es del tipo andisol; suelo agrícola típico de la región, con alta capacidad de retención de agua, un contenido de materia orgánica entre un 8 y un 20%, alta retención de fósforo, densidad de 0,8 g/cm³ y acidez natural en torno a 6,2 [96].

Sistema objeto de estudio y límites de sistema: La figura 4.1 muestra un diagrama de las tres etapas incluidas en sistema objeto de estudio para ambos sistemas de labranza (preparación de campo, siembra con labores y cosecha). El sistema objeto de estudio contempla todas las etapas del cultivo agrícola hasta la obtención de colza en el campo. El sistema incluye las siguientes actividades agrícolas: 1) uso de fertilizantes y enmienda calcárea, (2) uso de herbicidas, (3) uso de fungicidas, (4) uso de semillas, (5) uso de maquinaria (tractores, cosechadora, herramientas) y (6) consumo de diésel en labores agrícolas y en la aplicación de fertilizantes y pesticidas.

Dentro de los límites de sistema, está incluido el ciclo de vida de cada una de las actividades agrícolas. El ciclo contempla extracción de materias primas (p. ej. minerales, combustibles), fabricación (p. ej. fertilizantes, maquinarias), transporte de los insumos, uso, mantenimiento y disposición/recuperación.

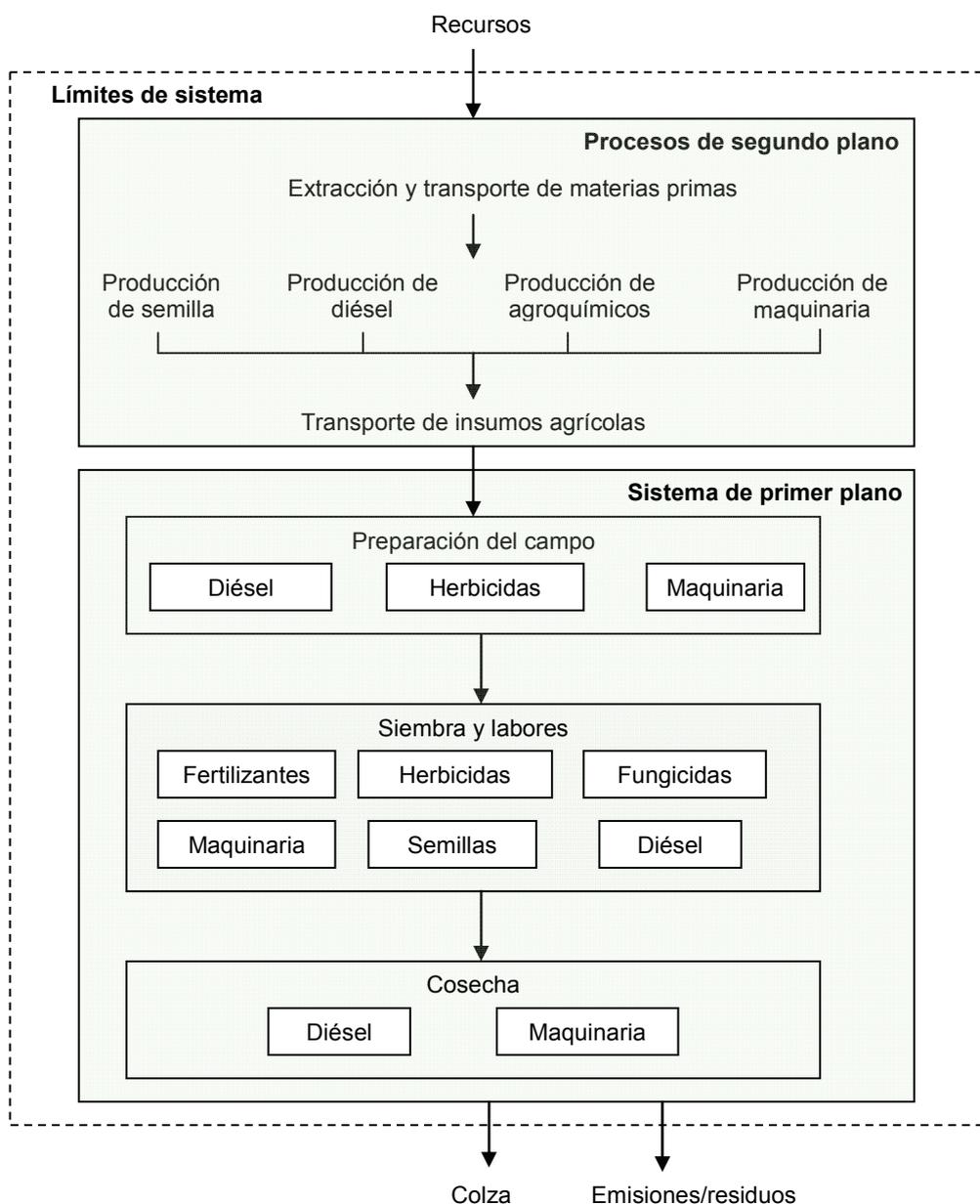


Figura 4.1 Límites de sistema y sistema objeto de estudio de labranza tradicional y labranza cero del cultivo de colza en Chile.

4.2.4 Fuentes de datos

En la sección 4.2.4.1 se describen las fuentes de datos para el sistema de primer plano (entradas agrícolas directas) y en la sección 4.2.4.2 se señalan las fuentes de datos para los procesos de segundo plano (entradas agrícolas indirectas; ver figura 4.1). La tabla 4.1 resume las fuentes de datos usadas tanto

para las entradas agrícolas directas del inventario como para las entradas indirectas.

Tabla 4.1 Fuentes de datos para las entradas agrícolas directas e indirectas en el cultivo de colza en Chile.

Insumos agrícolas/procesos	Tipo de datos	Fuente nacional
Entradas agrícolas directas		
Consumo de diésel en labores agrícolas	Fuentes nacionales	[7,106]
Tipos de agroquímicos y nivel de aplicación	Fuentes nacionales	[7,92,103,104]
Tasa de operación labores/maquinaria agrícola	Fuentes nacionales	[106]
Tipos de maquinaria agrícola	Fuentes nacionales	[108,109]
Rendimiento de colza	Fuentes nacionales	[7,98]
Semillas para siembra	Fuentes nacionales	[159]
Entradas agrícolas indirectas		
Cadena de suministro de agroquímicos importados	Fuentes nacionales y bases internacionales ^a	[108,112-115,160,161]
Cadena de suministro de agroquímicos nacionales	Fuentes nacionales y bases internacionales	[98,110,111]
Cadena de suministro de diésel y petróleo	Fuentes nacionales y bases internacionales	[119,120]
Generación y red de distribución de energía eléctrica	Fuentes nacionales y bases internacionales	[19,118]
Cadena de suministro de maquinaria agrícola	Fuentes nacionales y bases internacionales	[116,117]

^a Bases de datos internacionales Ecoinvent [121,122,162] y Gabi [6].

4.2.4.1 Entradas agrícolas directas

Los datos del cultivo y rendimiento de colza de ambos sistemas de labranza utilizados en la elaboración del inventario (ver sección 4.3.1) corresponden a prácticas agrícolas representativas de las condiciones chilenas a nivel nacional, en base a las fuentes indicadas en la tabla 4.1. Los datos de niveles de fertilizantes minerales (macronutrientes nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K)) para la

evaluación de la práctica de fertilización corresponden a ensayos de producción de colza a nivel local en labranza tradicional realizados por el Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias de Chile [93], en condiciones edafoclimáticas equivalentes a la región de estudio. Para la evaluación ambiental de estos ensayos se considera las entradas agrícolas del sistema de labranza tradicional. La tabla 4.2 muestra las tasas de fertilización N/P/K y rendimiento obtenido en los ensayos.

Tabla 4.2 Ensayos de fertilización en cultivos de colza a escala local. Tasas de macronutrientes N/P/K y rendimiento de cultivo ^a.

Nombre	Característica	Nivel de macronutrientes	Rendimiento colza (kg/ha)
Ensayo base	Ensayo control. Nivel base de nitrógeno, fósforo y potasio.	[N150 P150 K75] ^b	3900
Ensayo +N	Mayor nivel de nitrógeno.	[N225 P150 K75]	5200
Ensayo +P	Mayor nivel de fósforo.	[N150 P225 K75]	4800
Ensayo +K	Mayor nivel de potasio.	[N150 P150 K150]	3700

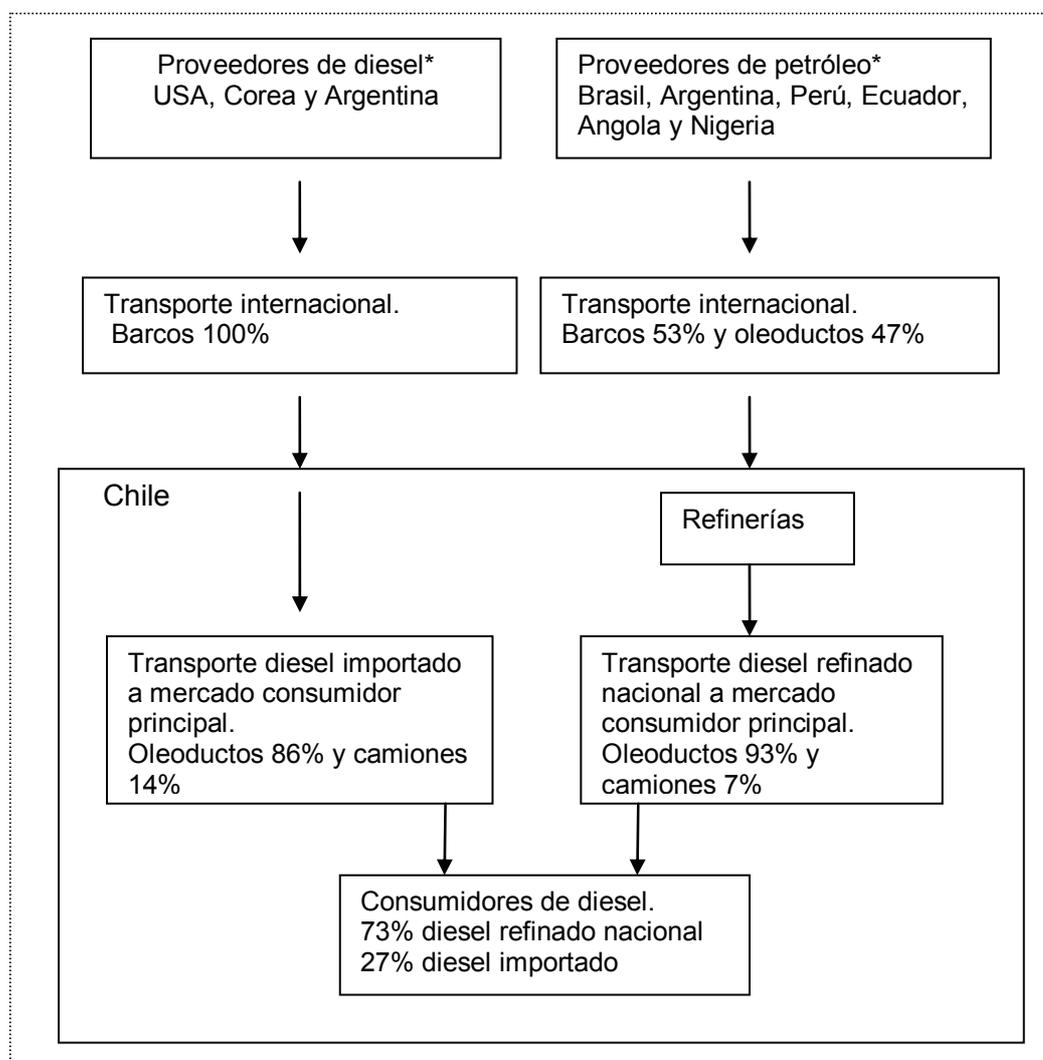
^a Elaboración propia en base a [93].

^b N =150 kg/ha, P₂O₅ = 150 kg/ha, K₂O = 75 kg/ha

4.2.4.2 Entradas agrícolas indirectas

El sistema objeto de estudio incluye los procesos de segundo plano para la producción y transporte de entradas agrícolas indirectas, tales como la producción y transporte de fertilizantes, la producción y transporte de diesel, etc. En esta investigación se observa que varias condiciones de los módulos de procesos de segundo plano procedentes de las bases de datos internacionales (tal como distancias de transporte, medios de transporte, matriz eléctrica, etc.) son diferentes a las condiciones en Chile. Para resolver lo anterior, una de las estrategias recomendadas es complementar datos locales con las bases internacionales existentes para lograr un inventario más específico [57]. Tal como lo indicado en los capítulos 2 y 3, para la elaboración del inventario del ACV primero se realizó una recopilación de datos sobre las condiciones nacionales de la cadena de suministro de agroquímicos, maquinaria agrícola y energía (ver tabla 4.1). En la figura 4.2, el diagrama ejemplifica las condiciones nacionales consideradas en el estudio para el caso de la cadena de suministro de diésel en Chile. Luego, los datos nacionales son integrados a las tablas de inventario de la base de datos internacional

Ecoinvent [56] usando el programa Gabi 4.1 [6] (detalles sobre la base Ecoinvent y el programa Gabi se encuentran en el capítulo 2), para adaptar parcialmente parámetros de los módulos de procesos de esta base a condiciones chilenas.



* Principales países proveedores de diésel y petróleo de Chile (participación mayor al 80%) en el periodo 2002 a 2006.

Figura 4.2 Diagrama de la cadena de suministro de diésel en Chile.

4.2.5 Emisiones de campo

Las emisiones difusas debidas a la aplicación de agroquímicos son de importancia en los impactos ambientales de los sistemas agrícolas. Para la determinación de estas emisiones, esta investigación usa principalmente el método de factores de emisión (FE) usado por varios autores [63,123,124], tanto en

estudios de cultivos para alimentos como para cultivos energéticos. La tabla 4.3 muestra el inventario de las emisiones y los FE considerados en este estudio. En las subsecciones 4.2.5.1 a 4.2.5.2 se describen las condiciones y fuentes empleadas en los cálculos de las emisiones.

Tabla 4.3 Emisiones difusas por agroquímicos calculadas para el cultivo de colza en Chile.

Actividad agrícola	Emisión	Cantidad (kg/UF)	Factor de emisión
Uso de fertilizantes	Amoníaco (NH ₃)	8,5	0,15 kg NH ₃ -N/kg urea aplicada + 0,05 kg NH ₃ -N/kg fosfato de amonio
	Nitratos (NO ₃ ⁻)	32,9	0,13 kg NO ₃ -N/kg N aplicado
	Oxido nitroso (N ₂ O)	1,3 LT ^a	En LT: 0,016 Kg N ₂ O-N/kg N aplicado
		1,6 LC ^b	En LC: 0,016 Kg N ₂ O-N/kg N aplicado + 0,00022 Kg N ₂ O-N/ kg colza
	Óxidos de nitrógeno (NO _x)	0,4	0,1 kg NO _x -N/kg N ₂ O-N
	Fosfatos (PO ₄)	0,7	0,01 kg PO ₄ -P/kg P aplicado
	Dióxido de carbono (CO ₂)	114,7	0,12 kg CO ₂ -C/kg CaCO ₃ aplicado + 0,20 kg CO ₂ -C/kg urea aplicada ^c
Uso de pesticidas	Herbicida clopiralid	0,028	0,93 kg/kg pesticida aplicado
	Herbicida haloxyfop	0,009	0,91 kg /kg pesticida aplicado
	Herbicida picloram	0,008	0,82 kg /kg pesticida aplicado
	Herbicida glifosato	0,324	0,81 kg /kg pesticida aplicado
	Fungicida tiofanato metil	0,093	0,93 kg /kg pesticida aplicado
	Fungicida prochloraz	0,102	0,93 kg /kg pesticida aplicado

^a LT = Labranza tradicional

^b LC = Labranza cero

^c Las emisiones de CO₂ debido a la urea ya están incluidas dentro del inventario de urea de la base de datos Ecoinvent 1.2. Se considera que todo el C en la urea es emitido como CO₂.

4.2.5.1 Emisiones por la aplicación de fertilizantes y encalado

Las emisiones de amoníaco (NH₃) debido a la aplicación de urea y fosfato de amonio, fertilizantes nitrogenados empleados en el cultivo de colza, son estimadas de acuerdo al estudio de ECETOC [125].

La lixiviación de nitratos (NO_3^-) se obtiene en base a estudios sobre modelización de la fertilización nitrogenada de colza en Chile [126].

Una de las mayores preocupaciones en las sustentabilidad de colza y de otros cultivos energéticos son las emisiones de óxido nitroso (N_2O) producidas durante y después de crecimiento de los cultivos [29,133]. El N_2O tiene un potencial de calentamiento global 251 veces mayor que el CO_2 [163]. La estimación de emisiones de N_2O producidas en la agricultura presenta bastante incertidumbre y la literatura disponible muestra diferentes factores de emisión. La guía actualizada del IPCC [55] indica un FE por defecto para emisiones directas del 1% y un FE por defecto para emisiones indirectas de 0.35%– 0.45%. Por otra parte, Crutzen et ál. [28] propone un FE global en el rango de 3–5%. Los factores anteriores no distinguen entre diferentes cultivos o distintas condiciones edafoclimáticas. Para cultivos de colza, JRC [46] utiliza un FE de 0,89 g N_2O /t cultivo para emisiones directas y un FE de 0,14 g N_2O /t para emisiones indirectas (los autores señalan que el factor indirecto presenta alta incertidumbre). En este estudio, para las emisiones de N_2O -N se consideran los FE propuestos por Rollefson et ál. [29] en base a los FE de la guía IPCC ajustados a cultivos de colza: Emisiones directas debidas a nitrógeno adicionado: 1,125% del N fertilizante. Emisiones directas por residuos retornados al suelo: 0,023% del cultivo de colza (en este estudio este factor sólo se aplica al sistema labranza cero). Emisiones indirectas: 0,475% del N fertilizante.

Las emisiones de óxidos de nitrógeno (NO_x) y de fosfatos (PO_4) son estimadas de acuerdo a Rossier [127].

La aplicación de urea en la fertilización del suelo conduce a emisiones de CO_2 que se había fijado en su producción industrial. Las emisiones de CO_2 debidas a este producto ya están consideradas en el inventario de urea de la base Ecoinvent 1.2 [121].

Otra fuente de CO_2 debida a agroquímicos es por el encalado con piedra caliza cálcica (CaCO_3 casi al 100%) o dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$). En el cultivo chileno de colza, esta etapa consiste en la aplicación de cal agrícola para reducir la acidez del suelo y mejorar el crecimiento de los cultivos [92]. En este estudio las emisiones de CO_2 por aplicación de CaCO_3 , cal agrícola usada en los sistemas de labranza (ver tabla 4.3), se estiman empleando el FE por defecto para CaCO_3 , obtenido de la guía IPCC [55].

4.2.5.2 Emisiones asociadas a la aplicación de pesticidas

La producción de colza depende del uso de pesticidas para el control de malezas y de hongos, tal como el control del hongo *Sclerotinia sclerotiorum* [164]. Las emisiones de la aplicación de cada uno de los herbicidas y fungicidas en el cultivo de colza son estimadas en base a la metodología indicada por Hauschild [128], donde el factor de pérdida por escurrimiento es estimado por medio de la fórmula desarrollada por Birkved and Hauschild [134].

4.2.6 Asignación de cargas ambientales de agroquímicos

Dado que en este estudio el inventario para los dos sistemas de labranza se basa en cantidades de fertilizantes y demás agroquímicos recomendadas por prácticas agrícolas exclusivamente para la producción de colza; el procedimiento de asignación no se hace necesario, tal como lo indica la metodología indicada por van Zeijts et ál. [137].

4.2.7 Método de evaluación de impactos ambientales y demanda de energía

En este estudio se usa la metodología de evaluación de impactos ambientales basada en CML 2 (2001) [43], indicada en el capítulo 2. Las categorías de impactos evaluadas son: potencial de agotamiento de recursos abióticos (PARA), potencial de acidificación (PA), potencial de eutrofización (PE), potencial de ecotoxicidad en agua fresca (PEAF), potencial de calentamiento global (PCG), potencial de toxicidad humana (PTH), potencial de ecotoxicidad en agua marina (PEAM), potencial de reducción de capa de ozono (PRCO), potencial de oxidación fotoquímica (POF), radiación radiactiva (RR) y potencial de ecotoxicidad terrestre (PET). La demanda de energía se cuantifica mediante el indicador de la demanda de energía total. El indicador obtiene el sumatorio del consumo de energía primaria a través de todo el ciclo de vida de una actividad o producto. Para la obtención de la evaluación de impactos y la demanda de energía se utiliza el programa Gabi 4.2 [6], descrito en el capítulo 2.

4.2.8 Supuestos y consideraciones

- Las emisiones de la combustión de diésel usado en tractores y cosechadora son obtenidas de acuerdo al consumo de combustible de las diferentes labores agrícolas (ver tabla 4.4) y los factores de emisión propuestos por la base de datos del programa Gabi 4.22 [6]. Estas emisiones se imputan a la entrada agrícola consumo de diésel.
- Las cargas ambientales y consumo de energía asociadas a labores humanas son excluidas del estudio.
- En la producción de cultivos energéticos, el cambio de uso de suelo (CUS), tanto directo como indirecto, puede producir cambios en el carbono existente en el suelo y en la vegetación. En este estudio se considera, como caso de referencia, que el CUS directo es casi nulo dado que el girasol y la colza se producirían en tierras de cultivo ya existentes que abastecerán la producción nacional de biodiésel en el corto plazo [8]. Sin embargo, ya que la expansión de ambos cultivos en Chile puede inducir un CUS directo, se usa un análisis de sensibilidad para evaluar el efecto de diferentes escenarios de CUS (sección 4.3.4). El CUS indirecto no será evaluado en el presente ACV dadas las incertidumbres relacionadas a la conversión indirecta de suelos debida a la producción de cultivos energéticos y a la falta de una metodología de evaluación bien definida [47].
- En referencia al ciclo de vida de la maquinaria agrícola, la vida útil de tractores es obtenida de equipos agrícolas utilizados en Chile según lo indicado por Hetz et ál. [116], con una vida útil entre 9 y 15 años dependiendo del país de procedencia de los equipos.
- A efectos de comparación de resultados, se considera que diferencias menores al 15% entre valores de demanda de energía o de una misma categoría de impacto, no son significativas.

4.3 Resultados y discusión

La sección 4.3.1 presenta el inventario de los sistemas de labranza. La sección 4.3.2 analiza los impactos ambientales y demanda de energía de estos sistemas. Luego, la sección 4.3.3 compara los impactos ambientales de los cuatro

ensayos de fertilización. Finalmente, la sección 4.3.4 evalúa el efecto del cambio de uso de suelo sobre los resultados.

4.3.1 Inventario

La tabla 4.4 presenta el inventario de los sistemas de labranza de colza en Chile. El inventario muestra que las dos prácticas de labranza presentan el mismo rendimiento de colza e igual consumo de fertilizantes. Por el contrario, el consumo de diésel en labores agrícolas en labranza cero es un 47% menor que el consumo en labranza tradicional.

4.3.2 Análisis de los sistemas de labranza

La subsección 4.3.2.1 muestra la comparación de los perfiles ambientales de los sistemas de labranza. La subsección 4.3.2.2 presenta la contribución de las actividades agrícolas a los impactos y a la demanda de energía.

4.3.2.1 Comparación de impactos ambientales y demanda energética de los sistemas de labranza

La tabla 4.5 muestra los valores de los potenciales impactos ambientales y del indicador de energía para los dos tipos de labranza bajo estudio. Al comparar los sistemas de labranza, los resultados indican un perfil de impactos similar: 9 de las 11 categorías de impacto evaluadas no tienen diferencias significativas (diferencias < 15%) y sólo se observan diferencias en las categorías oxidación fotoquímica y ecotoxicidad en agua fresca. La labranza tradicional tiene 1,6 veces mayor impacto en oxidación fotoquímica, debido principalmente a las emisiones de la combustión de diésel, por el mayor consumo de este combustible en labores agrícolas. Por otra parte, la labranza cero presenta 7,5 veces mayor impacto en ecotoxicidad en agua fresca, asociada a las emisiones difusas que genera la aplicación del herbicida glifosato; herbicida no utilizado en labranza tradicional.

Tabla 4.4 Inventario de entradas (por unidad funcional) y rendimiento agrícola de los sistemas de labranza del cultivo de colza en Chile.

Entrada agrícola ^a	Unidad	Labranza tradicional	Labranza cero
Fertilizantes y cal			
Fertilizante nitrogenado (urea y fosfato diamónico)	kg N	57,1	57,1
Fertilizante fosfatado (fosfato diamónico)	kg P ₂ O ₅	42,9	42,9
Fertilizante potásico (cloruro de potasio)	kg K ₂ O	20,7	20,7
Cal agrícola (carbonato de calcio)	kg CaCO ₃	114,3	114,3
Semilla			
Semillas siembra	kg	1,7	1,7
Herbicidas			
Clopiralid	kg	0,03	0,03
Haloxyfop	kg	0,01	0,01
Picloram	kg	0,01	0,01
Glifosato	kg	n.a ^b	0,40
Fungicidas			
Tiofanato metil	kg	0,10	0,10
Prochloraz	kg	0,11	0,11
Consumo diesel			
Arado	kg	4,4	n.a
Rastra	kg	4,1	n.a
Vibrocultivador	kg	1,9	n.a
Rodillo	kg	3,1	n.a
Sembradora	kg	2,6	3,0
Pulverizador	kg	0,7	1,4
Cosechadora	kg	4,0	4,0
Trituradora	kg	n.a	2,4
Uso de maquinaria: tractor para operaciones			
Arado	kg	0,18	n.a
Rastraje	kg	0,17	n.a
Vibrocultivado	kg	0,08	n.a
Rodillado	kg	0,13	n.a
Siembra	kg	0,10	0,12
Pulverizado	kg	0,03	0,06
Triturado	kg	n.a	0,15
Uso de maquinaria: equipos			
Arado	kg	0,03	n.a
Rastra	kg	0,14	n.a
Vibrocultivador	kg	0,02	n.a
Rodillo	kg	0,12	n.a
Sembradora	kg	0,07	0,13
Pulverizador	kg	0,01	0,02
Cosechadora	kg	0,18	0,18
Trituradora	kg	n.a	0,04
Rendimiento de colza	kg/ha	3500	3500

^a Valores promedio.

^b No aplicable.

Tabla 4.5 Potenciales impactos y demanda de energía de colza en labranza tradicional y labranza cero.

Categoría de impacto/ indicador	Labranza tradicional	Labranza cero
Agotamiento de recursos abióticos (Kg Sb equiv./UF ^a)	2,2E+00	2,0E+00
Acidificación (Kg SO ₂ equiv./UF)	1,9E+01	1,9E+01
Eutrofización (Kg PO ₄ equiv./UF)	7,2E+00	7,2E+00
Ecotoxicidad en agua fresca (Kg DCB equiv./UF)	1,6E+01	1,2E+02
Calentamiento global (Kg CO ₂ equiv./UF)	7,6E+02	8,2E+02
Toxicidad humana (Kg DCB equiv./UF)	5,9E+01	5,8E+01
Ecotoxicidad en agua marina (Kg DCB equiv./UF)	1,7E+05	1,7E+05
Reducción de capa de ozono (Kg R11 equiv./ UF)	3,3E-05	2,9E-05
Oxidación fotoquímica (Kg C ₂ H ₄ equiv./UF)	3,9E-01	2,4E-01
Radiación radiactiva (años de vida ajustados por discapacidad /UF)	1,2E-06	1,2E-06
Ecotoxicidad terrestre (Kg DCB equiv./UF)	1,4E+00	1,4E+00
Indicador de demanda de energía ^b (GJ/UF)	5,3E+00	4,9E+00

^a 1 UF = 1 t de semilla

^b Poder calorífico inferior

Al comparar la demanda de energía de ambos sistemas, la tabla 4.5 muestra diferencias no significativas. La labranza tradicional, en todo el ciclo de la producción de colza, tiene una demanda de energía de 5,3 GJ/UF (1 UF= 1 t de colza), un 8% más que la demanda de labranza cero. Estos valores coinciden con los resultados inferidos del trabajo de Hetz et ál. [109] sobre el ciclo completo del producción de colza en Chile, para el cultivo en labranza tradicional y para el cultivo en labranza cero sin utilización de rastrojo. Los resultados de la demanda de energía para colza en nuestro estudio están en el rango medio de los valores reportados en otros países. En estudios realizados en Italia, Francia y Alemania [78,90,139], cultivos de colza con aplicación de fertilización mineral presentan una demanda de energía entre 3,3 GJ/t y 7,6 GJ/t, valores que dependen tanto de las tasas de combustible y electricidad en el campo (consumo directo de energía) como del nivel de aplicación de agroquímicos (consumo indirecto de energía empleada en la fabricación de fertilizantes, pesticidas y otros insumos).

La escasa diferencia en el consumo total de energía entre los sistemas de labranza de colza (considerando el enfoque del ciclo de vida) no es apreciada por una parte de los agricultores y administradores agrícolas en Chile, lo cuales, bajo un enfoque de subsistema, prestan más atención a los consumos directos de

energía de la maquinaria en el campo, en donde la labranza cero es favorecida al presentar un consumo menor de diésel (47% menos en los sistemas investigados en este trabajo) en comparación a la labranza tradicional.

4.3.2.2 Contribución de actividades agrícolas a los impactos ambientales y a la demanda energética de los sistemas de labranza

La figura 4.3 muestra el peso relativo de las actividades agrícolas en los impactos ambientales de los dos sistemas de labranza bajo estudio.

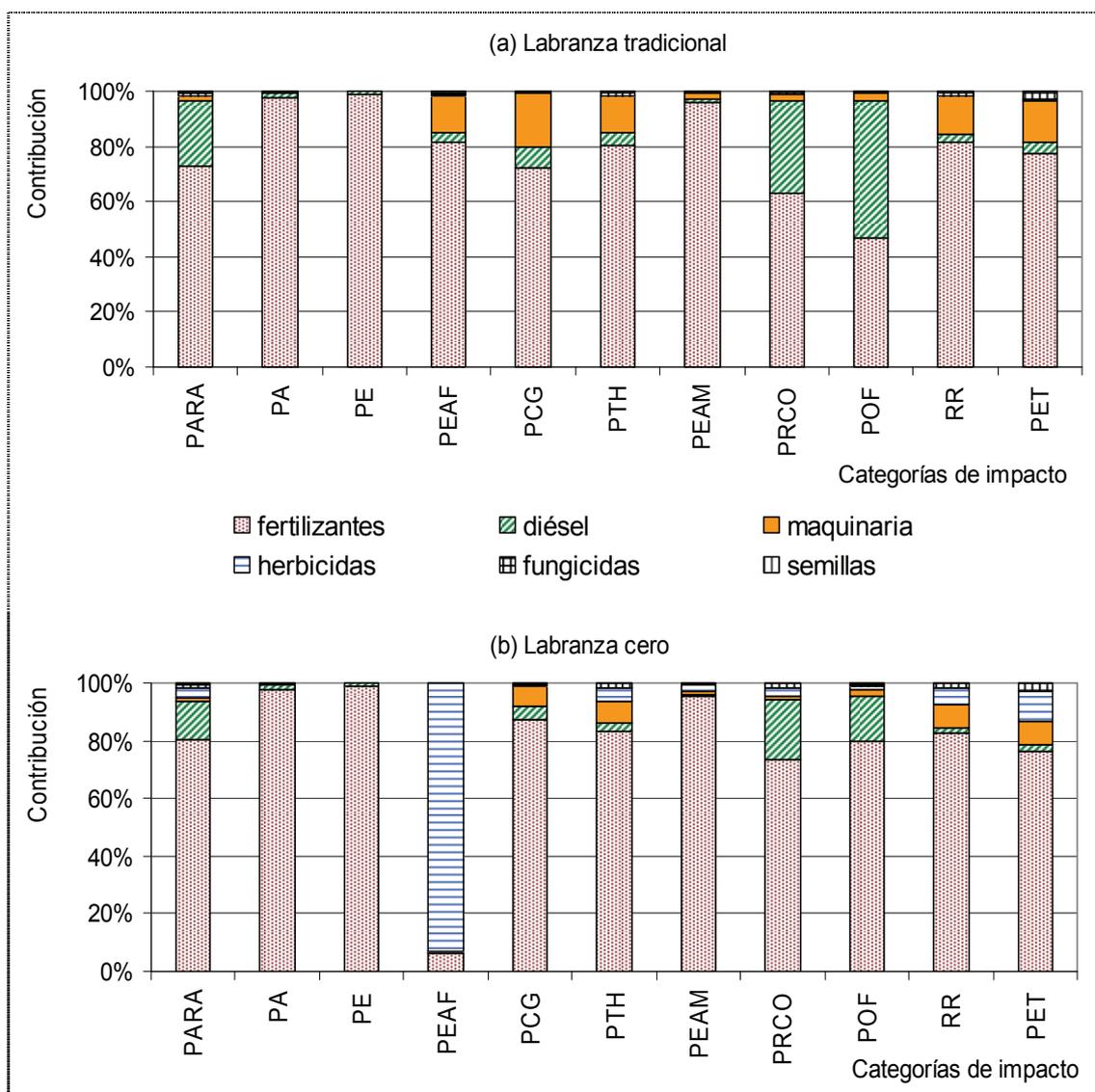


Figura 4.3 Contribución de las actividades agrícolas a los potenciales impactos ambientales del cultivo de colza. (a) Labranza tradicional y (b) Labranza cero.

En ambas prácticas el uso de fertilizantes (y sus emisiones asociadas) es la actividad de mayor impacto ambiental del ciclo de vida de la producción de colza chilena. En labranza tradicional el uso de fertilizantes contribuye a los impactos entre el 47% y el 99% según la categoría evaluada; en labranza cero su contribución es entre el 74% y el 99%, con excepción de la categoría ecotoxicidad en agua fresca en donde los fertilizantes contribuyen sólo con un 10%.

En labranza tradicional, las actividades uso de diésel y uso de maquinaria aportan en conjunto entre un 1% y un 52%, según la categoría de impacto; en labranza cero la contribución de ambas actividades es entre un 1% y un 21%. En ambos sistemas, el menor aporte a los impactos está dado por el uso de fungicidas y uso de semillas, con una contribución conjunta menor al 3%.

La figura 4.3 también muestra que en labranza cero, el uso de herbicidas es la actividad de mayor impacto en la categoría ecotoxicidad en agua fresca; lo anterior es efecto de las emisiones de la aplicación del herbicida glifosato.

La figura 4.4 muestra la contribución de las actividades agrícolas a la demanda energética en todo el ciclo del cultivo de colza. Los fertilizantes presentan la mayor aportación a la demanda de energía del cultivo en labranza tradicional y labranza cero, con una participación de un 76% y un 82% respectivamente.

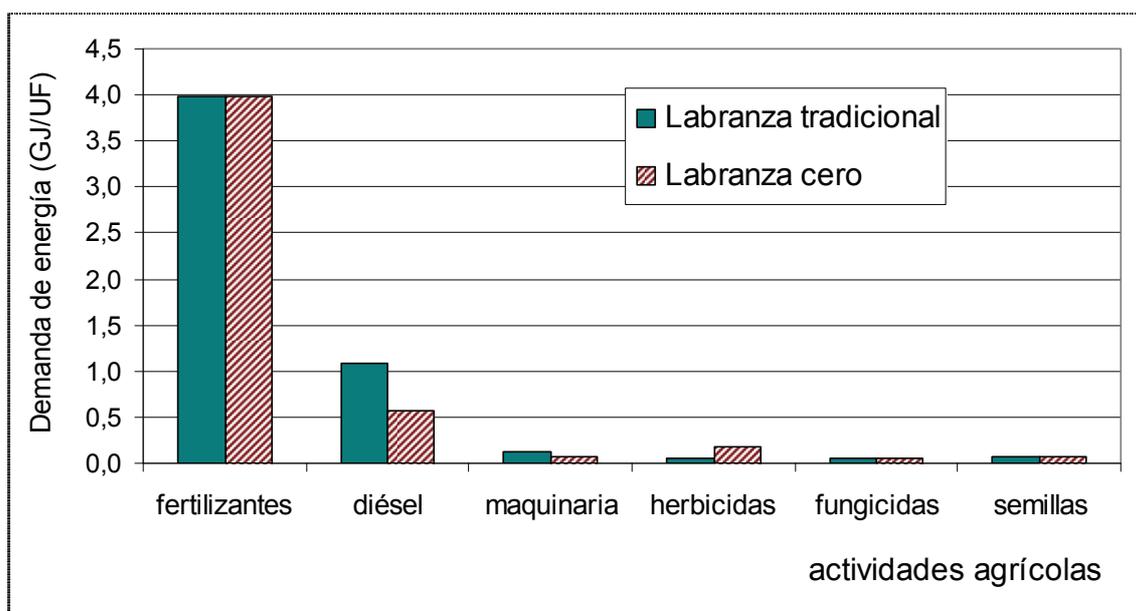


Figura 4.4 Contribución de las actividades agrícolas a la demanda de energía de labranza tradicional y labranza cero en el cultivo de colza en Chile.

Estos resultados concuerdan con los resultados del capítulo 3 y otros estudios que señalan la alta contribución de los fertilizantes en la demanda de energía en sistemas de cultivo [78,83,89,155]. Por el contrario, en ambos sistemas las actividades asociadas al uso de maquinaria, herbicidas, fungicidas y semillas tienen una baja contribución en la demanda de energía; en su conjunto estas actividades aportan menos del 7% de la demanda de energía de los sistemas de labranza.

En la figura 4.4 también se observa el efecto que tiene el mayor consumo de diésel en labranza tradicional sobre los resultados del perfil energético: la participación del diésel en la demanda de energía de labranza tradicional alcanza a 1,1 GJ/UF, correspondiente al 21% de la demanda total; en cambio en labranza cero su contribución baja al 12% de la demanda total.

4.3.3 Análisis de los ensayos locales de fertilización

Como se indica en la sección 4.3.2.2, el uso de fertilizantes minerales es una actividad crítica en los impactos ambientales y demanda de energía de la producción de colza en Chile. Para evaluar el efecto de los fertilizantes en los impactos ambientales, en esta sección se presenta los resultados del análisis de sensibilidad de niveles de fertilización en ensayos agrícolas a nivel local, bajo labranza tradicional (única práctica de labranza que dispone de datos).

La tabla 4.2 indicaba que para labranza tradicional, los ensayos +N (225 kg N/ha) y +P (225 kg P_2O_5 /ha) muestran mayor rendimiento de producción de colza con respecto al ensayo base (150 kg N/ha, 150 kg P_2O_5 /ha, 75 kg K_2O /ha); con un incremento de rendimiento del 33% y 23% respectivamente. Por el contrario, el ensayo +K (150 kg K_2O /ha) presenta un rendimiento 5% menor que el ensayo base.

La figura 4.5 muestra la comparación relativa de impactos ambientales por tonelada de colza de los ensayos de fertilización en labranza tradicional. Para efectos de comparación, en cada categoría de impacto el valor del ensayo base se escala a 100%.

El ensayo +N presenta menor impacto por tonelada de colza en 7 de 11 categorías (PEAF, PTH, PEAM, PRCO, POF, RR y PET) comparado con el escenario base, con valores de impacto entre un 17% y un 29% inferiores. En las

otras categorías las diferencias entre estos ensayos no son significativas (diferencias menores a +/- 15%).

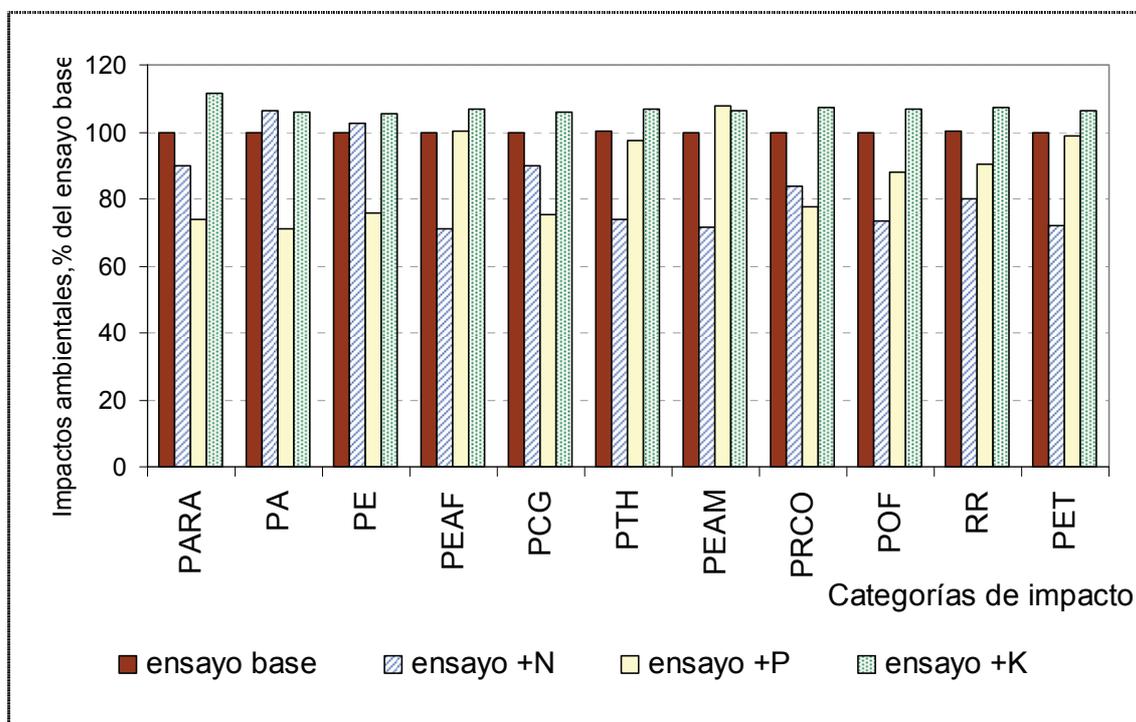


Figura 4.5 Comparación de los impactos ambientales por tonelada de colza de los ensayos de fertilización (como porcentaje del ensayo base). Ensayo base = 100%. Labranza tradicional.

Al comparar el ensayo +P con el ensayo base, los resultados indican que el ensayo +P tiene menor impacto por tonelada de colza en 5 categorías (PARA, PA, PE, PCG y PRCO), con valores entre un 23% y un 29% inferiores al ensayo base. Aunque en términos absolutos los valores de impactos de los ensayos +N y +P sean más altos que los del ensayo base, los mayores rendimientos de cultivo de estos ensayos dan como resultado menores impactos por tonelada de colza en las categorías antes indicadas.

Por otra parte, los valores de todas las categorías de impacto por tonelada de colza del ensayo +K resultan superiores entre un 6% y un 11% al ensayo base, resultando en diferencias no significativas (diferencias menores al 15%). En el ensayo +K, los impactos absolutos no se ven “compensados” con un incremento del rendimiento de cultivo.

4.3.4 Efecto del cambio de uso de suelo sobre el PCG

El propósito de esta sección es analizar el efecto del cambio de uso de suelo directo (CUSd) sobre el PCG de colza bajo los dos sistemas de labranza. Se evalúan dos escenarios de CUSd: conversión de praderas muy degradadas en tierras de cultivo (escenario 1) y conversión de praderas mejoradas en tierras de cultivo (escenario 2). Estos escenarios son opciones razonables y opuestas al considerar la producción del cultivo de colza en la zona centro-sur de Chile. El cambio en el contenido de carbono del suelo (y las emisiones de CO₂ asociadas) son calculados de acuerdo al enfoque nivel 1 de la guía IPCC [45,51], tomado en cuenta las prácticas de labranza tradicional y cero en colza, las condiciones edafoclimáticas de la región Araucanía de Chile [96,131] y la asignación de cargas entre diferentes cultivos según se detalla en la sección 3.3.4 del capítulo 3. Los resultados muestran que el rango de PCG para la producción de colza en labranza tradicional es entre 704 kg CO₂ equiv./UF (escenario 1) y 1135 kg CO₂ equiv./UF (escenario 2) y para la producción de colza en labranza cero es entre 640 kg CO₂ equiv./UF (escenario 1) y 1070 kg CO₂ equiv./UF (escenario 2). Resultando un similar rango de emisiones de gases de efecto invernadero en ambos sistemas de labranza, con diferencias menores al 10%.

4.4 Conclusiones

El análisis ambiental, mediante el ACV, indica que en el cultivo de colza en Chile, la práctica de labranza tradicional y la práctica de labranza cero presentan un perfil ambiental similar en la mayoría de las categorías de impacto evaluadas, con diferencias < 15%, a excepción de 2 categorías: oxidación fotoquímica, donde la labranza tradicional tiene 1,6 veces mayor impacto asociado a las mayores emisiones del diésel usado en labores agrícolas; y la categoría ecotoxicidad en agua fresca, donde la labranza cero presenta 7,5 veces mayor impacto debido principalmente a las emisiones del herbicida glifosato.

La demanda de energía total en los sistemas de labranza no presenta diferencia importante. La demanda en labranza tradicional es 5,3 GJ/t de colza y la demanda de energía en labranza cero es un 8% menor; 4,9 GJ/t de colza. Estos resultados están en el rango medio de valores reportados para cultivos de colza realizados en Europa (entre 3,3 y 7,6 GJ/t de colza).

En ambas prácticas de labranza, el uso de fertilizantes minerales (que incluye fabricación, transportes y sus emisiones en campo) es la actividad que presenta la mayor demanda de energía y los mayores impactos ambientales del la producción de colza en Chile. En labranza tradicional el uso de fertilizantes implica el 76% de la energía y contribuye a los impactos entre un 47% y un 99%, dependiendo de la categoría de impacto evaluada. En labranza cero aporta el 82% de la demanda energética y su contribución a los impactos es entre un 74% y un 99%, con excepción de la categoría ecotoxicidad en agua fresca en donde los fertilizantes aportan sólo un 10%. Por el contrario, en ambos sistemas, el uso de fungicidas y uso de semillas tienen los más bajos impactos, con una contribución conjunta menor al 3%.

La influencia de los fertilizantes en los dos sistemas, sumado a que ambas prácticas tienen igual aplicación de fertilizantes y rendimiento de colza, son la causa principal del similar perfil de impactos y similar demanda de energía de los sistemas de labranza de colza en Chile.

El consumo de diésel en la maquinaria agrícola es una de las principales diferencias en el flujo de entradas de los sistemas de labranza. Los resultados muestran que la contribución del consumo de diésel a la demanda de energía total del cultivo de colza es el 21% en labranza tradicional y se reduce a 12% en labranza cero.

El análisis ambiental de colza en labranza tradicional que evalúa ensayos de cultivos con mayor aplicación de fertilizantes comparados con un escenario base [N150 P150 K75] indica que los ensayos +N (50% más de N respecto a escenario base) y +P (50% más de P_2O_5) dan como resultado menor impacto ambiental por tonelada de colza en 7 y 5 categorías respectivamente; con una disminución entre un 17% y un 29% de los impactos. Los impactos del ensayo +K (100% más de P_2O_5) no arrojan diferencias significativas frente al ensayo base. Los resultados anteriores están asociados directamente a los rendimientos de colza de los ensayos, donde el mayor rendimiento de los ensayos +N y +P conduce a menores impactos por tonelada de colza. Esta situación no se da en el ensayo +K que presenta menor rendimiento que el escenario base. Desde el punto de vista de los impactos ambientales, en el momento de decidir que tasa de aplicación de fertilizantes minerales es más conveniente en cultivos chilenos de colza, es necesario realizar previamente una evaluación ambiental particular que tome en

cuenta las variaciones de rendimiento que pueden producirse en los distintos escenarios de fertilización bajo condiciones específicas de suelo y clima.

Para labranza tradicional y labranza cero en colza, el cultivo en praderas muy degradadas reduciría un 7% y un 21% respectivamente el PCG de la producción de colza en comparación con el cultivo en tierras agrícolas existentes.

Con el objetivo de minimizar los impactos ambientales del cultivo de colza en Chile, se debería investigar otras fuentes de fertilización, tales como fertilizantes orgánicos (p. ej. residuos vegetales, purines) o fertilizantes nitrogenados de origen nacional (la fertilización orgánica es evaluada en el capítulo 5). Además, en el caso de labranza cero, la cual utiliza mayor cantidad de pesticidas, se debería evaluar diferentes tipos y aplicaciones de herbicidas.

Dado que, desde el punto de vista de impactos ambientales globales y de la demanda de energía, las prácticas actuales de labranza de colza en Chile presentan un perfil ambiental similar; los criterios sociales y económicos deberían influir en la toma de decisión del tipo de labranza más adecuado, en miras a un desarrollo sostenible del cultivo para la producción de biocombustibles. Por otra parte, futuros estudios ambientales de la producción de colza en Chile podrían integrar otros indicadores ambientales tales como el grado de erosión y el contenido de carbono en suelos que mantienen una misma práctica de labranza a largo plazo; criterios en donde la labranza cero ha mostrado una mejor posición.

Capítulo 5. Transición hacia la implementación ambientalmente más sostenible de biodiésel en Chile



Planta procesadora de colza, región de la Araucanía, Chile

Fotografía: Oleotop

Artículo enviado a publicación: *Alfredo Iriarte, Joan Rieradevall, Xavier Gabarrell. Transition to more environmentally sustainable biodiesel in South America. The case of Chile. Bioresource Technology, en revisión, 2010.*

Resumen

Este capítulo, mediante la metodología del ACV, evalúa el perfil ambiental y la demanda de energía y agua del ciclo de vida completo del biodiésel de colza en Chile en los siguientes escenarios: un escenario base, asociado a las condiciones de producción agrícolas e industriales más probables y cuatro escenarios de producción alternativos asociados a una estrategia local de mejora ambiental, bajo el enfoque de la ecología industrial, que conduzca hacia una implantación del biodiésel más sostenible. Los resultados indican que el biodiésel en el escenario base presenta menor impacto ambiental comparado al diésel fósil en calentamiento global, demanda de energía, reducción de capa de ozono y agotamiento de recursos abióticos. La producción de colza es la etapa con mayor contribución a los impactos. El análisis de la estrategia de mejora ambiental indica que la aportación parcial de fertilizantes orgánicos es el escenario alternativo con mejor perfil ambiental. El escenario de ocupación de tierras degradadas, asociado al cambio de uso de suelo, contribuye a la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero del biodiésel. Los escenarios alternativos uso de ferrocarril para transportar biodiésel y uso de residuos forestales para la producción de vapor industrial aportan una mejora moderada al perfil ambiental. Todos los escenarios alternativos podrían aplicarse en el corto plazo, previa complementación con estudios económicos y sociales para evaluar su sostenibilidad.

Palabras clave: ACV, Sudamérica, colza, ecología industrial, fertilizantes orgánicos, residuos forestales.

5.1 Introducción

En muchos países, tanto desarrollados como en vías de desarrollo, hay gran interés en encontrar alternativas a los combustibles fósiles para el sector del transporte; en este contexto, el uso de biocombustibles ha sido visto como una alternativa energética factible para el sector. Varios países sudamericanos tienen o están en proceso de desarrollar políticas y regulaciones sobre biocombustibles. En el caso de Chile, como se ha indicado en capítulos previos, el gobierno está desarrollando una política de seguridad energética con el fin de lograr mayor autonomía y promover el desarrollo de energías renovables en un marco de sustentabilidad ambiental.

Los biocombustibles presentan oportunidades para los países de Sudamérica, tales como, contribución a la seguridad energética, reducción de gases de efecto invernadero, diversificación de la matriz de energía, desarrollo rural asociado a la producción de recursos locales, rehabilitación de tierras degradadas y promoción de la pequeña y mediana agricultura [10,165]. Sin embargo, estos combustibles presentan desafíos sociales y ambientales. Especialmente hay controversias sobre su nivel de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, la disminución de otros impactos ambientales y la competición por tierras agrícolas [27,166] .

Una de las principales herramientas para evaluar los impactos ambientales de los biocombustibles, con un enfoque holístico y cuantitativo, es la metodología del ACV (ver descripción del ACV en el capítulo 2). En el ACV, las condiciones locales o regionales pueden ser un factor determinante al momento de analizar los impactos ambientales de la producción de biocombustibles [49,167]. Diferencias en prácticas agrícolas, mix eléctrico, tipos de suelo, distancias y tipos de transporte, tipos de fertilización, simbiosis entre flujos de residuos, entre otras, conducen a resultados no siempre aplicables a todos los países. Hay numerosos ejemplos de estudios sobre ACV de biodiésel en Europa y Sureste Asiático [46,59,72,81,83,88, 168-171] centrados principalmente en la evaluación de energía y las emisiones de gases de efecto invernadero. Incipientes trabajos de ACV han evaluado los impactos ambientales del biodiésel en condiciones sudamericanas [80,167,172]. Estos trabajos se han centrado en el análisis de biodiésel de soja y de palma; hay escasa información sobre ACV de biodiésel de colza en Sudamérica.

En Chile, la colza es el principal cultivo bajo consideración para la futura producción de biodiésel en el corto plazo [8]. Estudios nacionales indican que a fines del 2010, la superficie de cultivo de colza requerida para producir 200.000 t de biodiésel (potencial demanda en este año) es en torno a las 150.000 ha/año [8].

Los capítulos 3 y 4 de la presente tesis y trabajos previos [89,173] han evaluando los impactos ambientales de la producción agrícola de colza y girasol como materias primas para biodiésel en Chile. Sin embargo, se requieren estudios adicionales para conocer los efectos asociados a todas las etapas de la cadena de suministro de biodiésel de primera generación en Chile, en vista de aportar criterios ambientales a la incorporación del biocombustible en la matriz energética nacional en un contexto sostenible.

El biodiésel de colza en Chile podrá implementarse según diferentes estrategias de producción. Nuestro análisis sobre las condiciones de la zona centro-sur de Chile, zona con mayor potencial de producción de biodiésel [7], indica que hay recursos renovables provenientes de residuos del sector forestal y ganadero, junto con tierras degradadas disponibles e infraestructura ferroviaria infrautilizada, que podrían integrarse en una estrategia de producción de biodiésel asociada a la perspectiva de la ecología industrial, con el objetivo de favorecer sinergias de recursos. Desde el punto de vista de la sustentabilidad ambiental del biodiésel, hay necesidad de estudiar los efectos de esta estrategia de mejora considerando una transición desde procesos de producción abiertos hacia opciones que tiendan a procesos cerrados con utilización de recursos renovables, residuales o locales.

El objetivo de este capítulo es evaluar, mediante el ACV, opciones de producción del biodiésel de colza en Chile que puedan aportar potenciales beneficios ambientales en su futura implementación a escala nacional, desde una perspectiva de la ecología industrial. Objetivos adicionales son comparar el perfil ambiental del biodiésel con diésel fósil en un amplio rango de impactos y determinar las etapas del ciclo de vida del biocombustible que producen mayores cargas ambientales. En primer lugar, el presente capítulo analiza la cadena de suministro de biodiésel en un escenario base asociado a las condiciones más probables de producción agrícola e industrial en el corto plazo en Chile (ver tabla 5.1). Luego, evalúa los siguientes escenarios alternativos relacionados a la estrategia de mejora de las etapas del ciclo de vida del biodiésel: En etapa agrícola,

(1) aportación parcial de fertilizantes orgánicos de estiércol ganadero y (2) aprovechamiento de tierras degradadas. En etapa industrial, (3) uso de residuos forestales como energía renovable para generar vapor. En etapa de transporte, (4) uso de la red ferroviaria para transportar el biodiésel. El interés en evaluar estos escenarios está apoyado por estudios previos que señalan la importancia de la etapa agrícola, junto a la contribución no despreciable de la etapa industrial y transporte, en los impactos ambientales del biodiésel [59,81,171]. Además, este análisis podría orientar la aplicación de algunas opciones en otros países, especialmente en Sudamérica, que presenten similar potencial de integración de recursos locales o renovables en la producción de biocombustibles.

Tabla 5.1 Escenario base y escenarios alternativos de producción de biodiésel evaluados en la investigación.

Etapa del ciclo de vida del biodiésel	Escenario base ^a	Escenarios alternativos ^a
Producción agrícola de colza	Uso de fertilizantes minerales	E1. Uso de mezcla de fertilizantes minerales + fertilizantes orgánicos de residuos ganaderos
	Ocupación de praderas naturales no degradadas	E2. Ocupación de praderas muy degradadas
Etapas industriales	Uso de butano ^b para la producción de vapor	E3. Uso de residuos forestales
Transporte de biodiésel	Transporte interregional por camión	E4. Transporte interregional por tren

^a La descripción del escenario base y de los escenarios alternativos se encuentra en la sección 5.2.3 y 5.2.4 respectivamente.

^b Dentro del escenario base también se evalúa la alternativa de gas natural como fuente de energía para generación de vapor industrial.

5.2 Metodología

Esta sección se desarrolla en base a la metodología de la guía ISO 14040 [33], detallada en el capítulo 2, y a las recomendaciones indicadas en la directiva sobre energía renovable de la Unión europea [54]. A continuación se describen las siguientes subsecciones: (1) unidad funcional, (2) límites de sistema y alcance del estudio, (3) descripción del escenario base, (4) escenarios alternativos, (5) metodología de evaluación impactos, (6) procedimiento de asignación y (7) supuestos y consideraciones.

5.2.1 Unidad funcional

La función del sistema bajo estudio es satisfacer los requerimientos de producción y suministro de biodiésel en Chile a escala nacional para el uso en transporte vial. La unidad funcional (UF) se define como el suministro de biodiésel de colza para 1 km de conducción en camión. El suministro de biodiésel para la UF se asume igual a 0,267 kg de biodiésel para un camión de 28 t [174].

5.2.2 Límites de sistema y alcance del estudio

La producción y suministro de biodiésel bajo estudio, ver figura 5.1, es bajo el enfoque del “pozo a la rueda” (“well-to-wheel”).

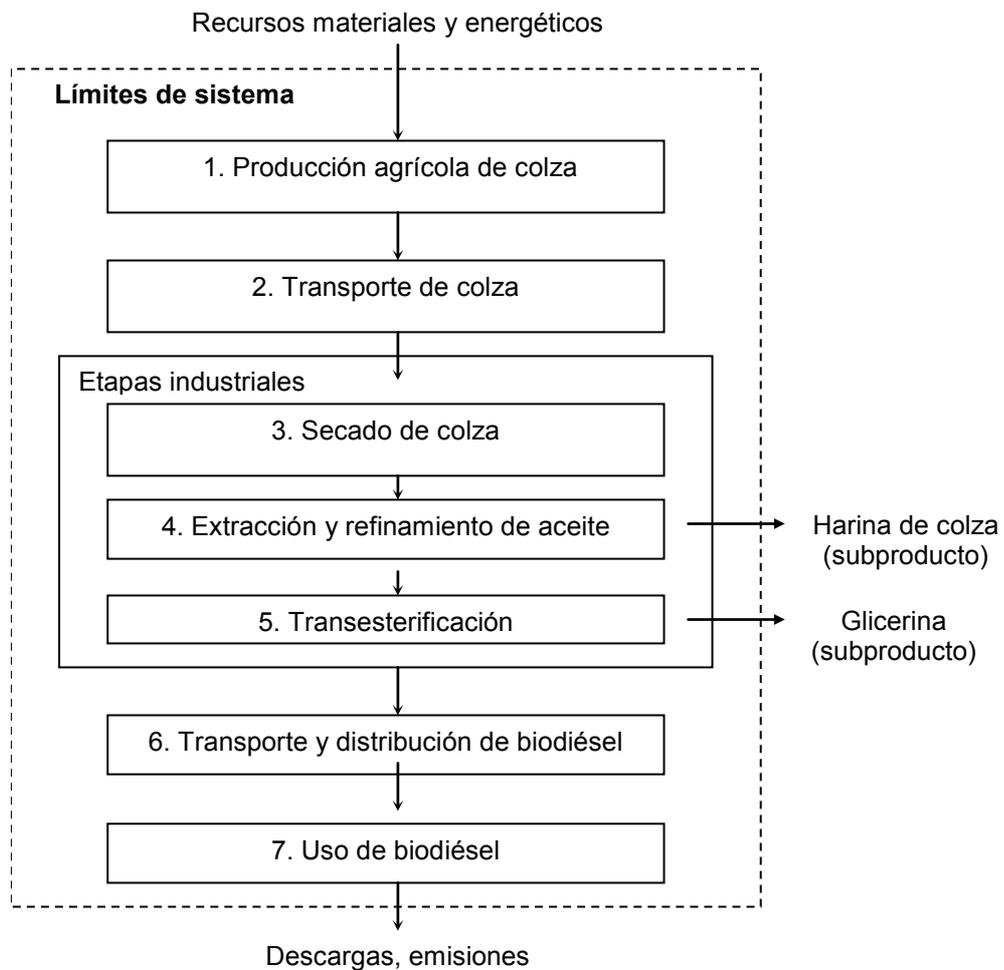


Figura 5.1 Límites de sistema y etapas del ciclo de vida del biodiésel de colza en Chile.

El sistema está dividido en las siguientes etapas: (1) producción agrícola de colza, (2) transporte de colza desde zonas de cultivo a fábricas de biodiésel, (3) secado de colza, (4) extracción y refinamiento de aceite (producción de aceite), (5) transesterificación del aceite (producción de biodiésel), (6) transporte interregional y distribución de biodiésel desde fábrica a usuario final y (7) uso de biodiésel en camión de 28 t. Las etapas 3, 4 y 5 se denominarán etapas industriales.

El uso final de la glicerina y de la harina de colza está fuera del alcance del estudio. Sin embargo, el reemplazo de glicerina fósil por glicerina de la transesterificación, como el reemplazo de la harina de soja por harina de colza, están considerados en el método de asignación por expansión del sistema (ver 5.2.6).

La figura 5.2 muestra un diagrama de la configuración de los escenarios evaluados asociados a la producción de biodiésel. La sección 5.2.3 describe el escenario base y la sección 5.2.4 detalla los escenarios alternativos.

5.2.3 Escenario base de producción de biodiésel

El escenario base considera las condiciones estándares y más probables de producción y distribución de biodiésel en Chile, tal como se indica en estudios nacionales sobre su potencial implementación [7,175]. La figura 5.3 indica la situación de la potencial producción y consumo de de biodiésel en Chile. En la zona centro-sur se encuentra el área de cultivo de colza y las futuras plantas de biodiésel. En la zona central se ubican la mayoría de los principales centros de consumo del biocombustible asociados a la alta concentración de población de esta zona (ver antecedentes de Chile en el capítulo 1).

La etapa agrícola de producción de colza se basa en datos agronómicos nacionales. Para el caso de las etapas de extracción de aceite y transesterificación, dado que actualmente la producción de biodiésel de colza a gran escala no existe en Chile y sólo hay una producción marginal a escala piloto, los datos de proceso fueron basados en la actual tecnología internacional y adaptados al contexto chileno. La tabla 5.2 indica el inventario de entradas de las etapas del biodiésel en el escenario base. En las siguientes subsecciones se detalla las condiciones y los datos empleados en estas etapas.

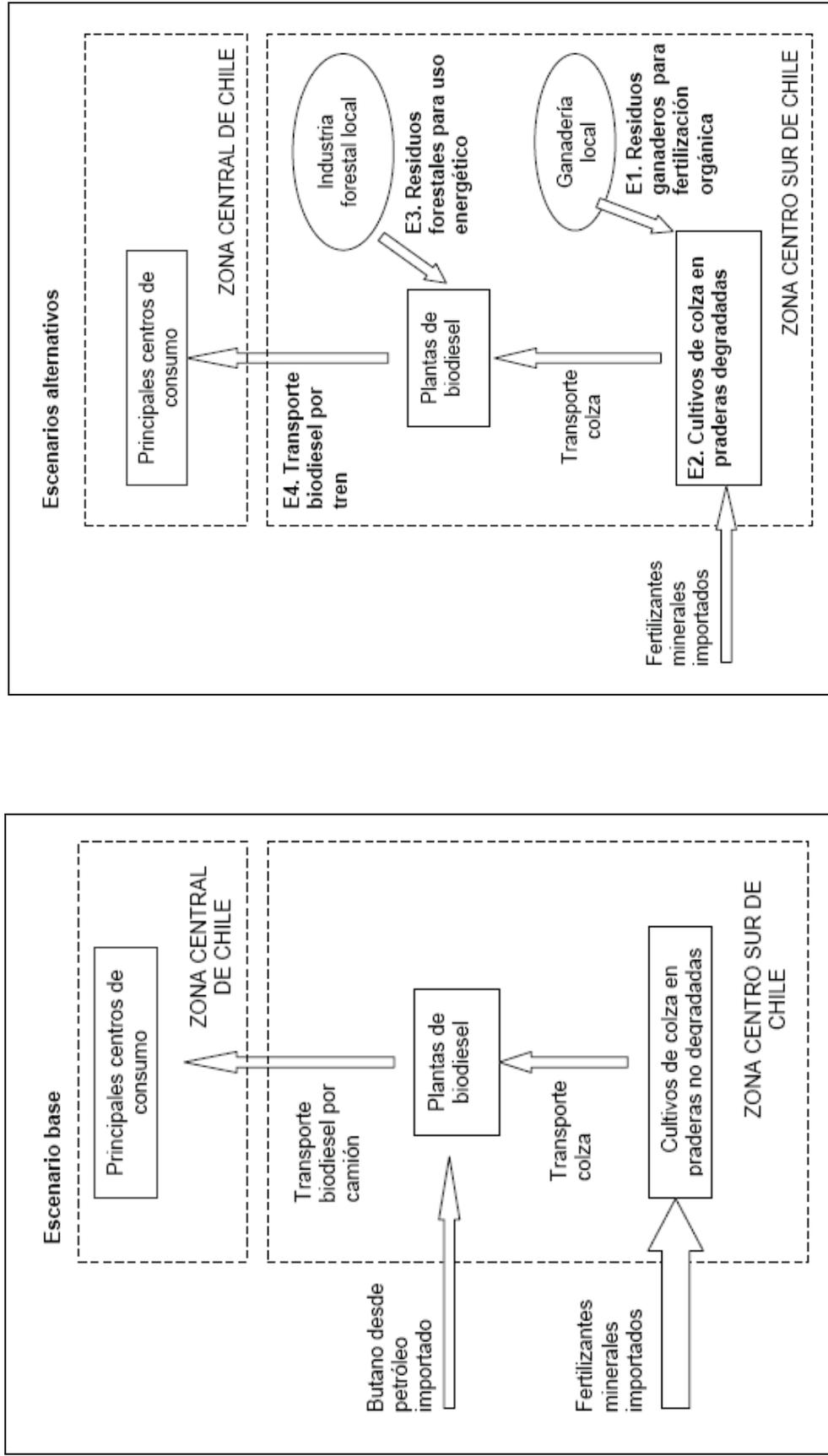


Figura 5.2 Esquema de los escenarios evaluados dentro de la cadena de suministro de biodiésel en Chile.

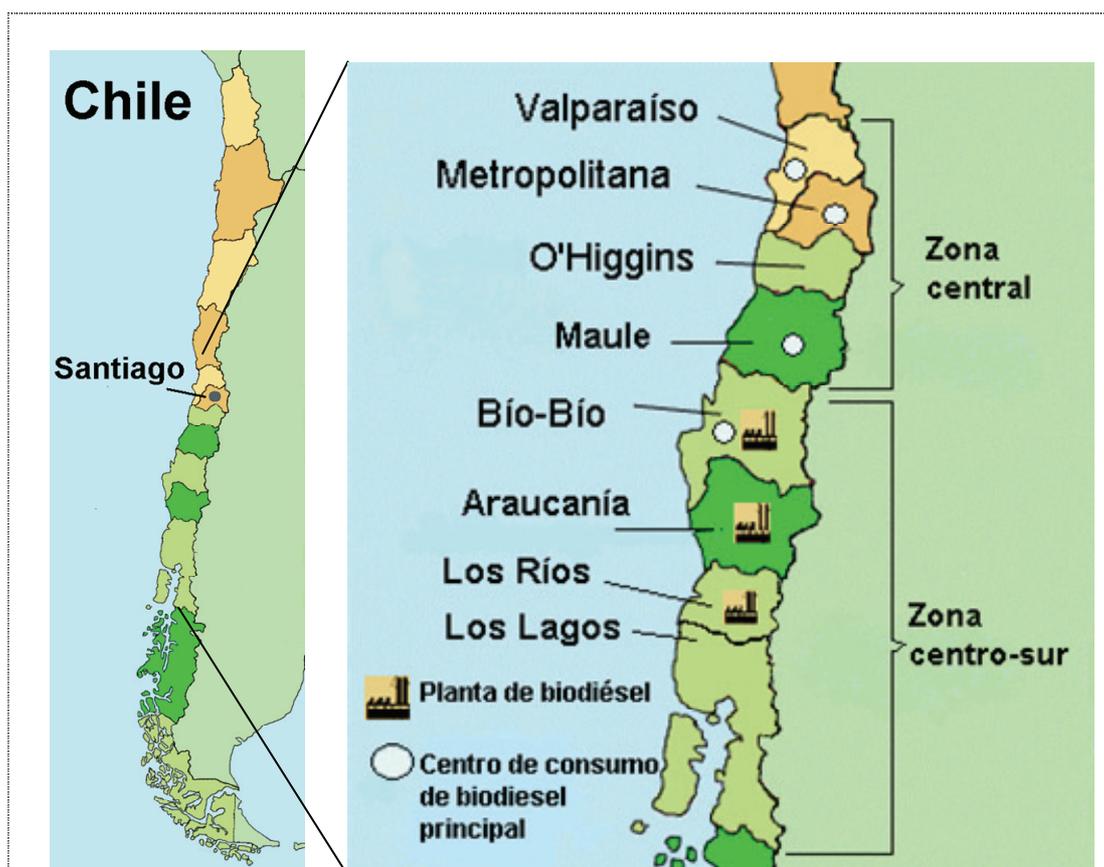


Figura 5.3 Zona central y zona centro-sur de Chile. Situación de la potencial producción y consumo de biodiésel. En base a [7,8].

5.2.3.1 Producción agrícola de colza

La producción de colza analizada en este estudio refleja las prácticas usuales en Chile. La colza se cultiva en la zona centro-sur de Chile, delimitada por las regiones BioBío, Araucanía, Los Ríos y Los Lagos, la cual presenta las mejores características agroclimáticas para su producción. La colza usualmente es un cultivo en secano, de rotación y bajo práctica de labranza cero. Estas condiciones de cultivo son consideradas en este capítulo, de acuerdo a lo indicado en el capítulo 4. La principal zona de producción es la región de Araucanía. En el periodo 2003 a 2007 la producción de colza en Chile registró un promedio de 54.900 t /año y un rendimiento de 3,5 t semilla/ha [98].

Los datos de entradas agrícolas del cultivo se basan en fuentes locales, tal como se detalla en el capítulo 4 de la presente tesis y en el trabajo de Iriarte et ál. [173].

Tabla 5.2 Inventario de las principales entradas (por unidad funcional) del suministro de biodiésel en Chile. Escenario base.

Entradas	Unidad	Valor
Producción de colza ^a		
Fertilizante nitrogenado (urea y fosfato diamónico)	g N	40
Fertilizante fosfatado (fosfato diamónico)	g P ₂ O ₅	30
Fertilizante potásico (cloruro de potasio)	g K ₂ O	15
Cal agrícola (carbonato de calcio)	g CaCO ₃	80
Semillas para siembra	g	1,2
Pesticidas	g	0,5
Consumo de diesel	g	7,6
Uso de tractor	g	0,2
Uso de cosechadora	g	0,1
Uso de herramientas agrícolas	g	0,1
Rendimiento agronómico de colza	t/ha	3,5
Transporte de colza ^b		
Diesel para transporte	g	0,6
Secado de colza ^c		
Consumo de energía	KJ	19
Extracción y refinamiento ^d		
Acido fosfórico	g	0,2
Bentonita	g	1,6
Hexano	g	0,8
Electricidad	KJ	111
Vapor	KJ	501
Colza	g	688
Rendimiento extracción de aceite	%	40
Transesterificación ^d		
Metanol	g	30
Acido fosfórico	g	1,3
Hidróxido de sodio	g	2,9
Agua	g	7,3
Electricidad	KJ	38
Vapor	KJ	246
Aceite de colza	g	275
Rendimiento transesterificación	%	97
Transporte y distribución de biodiésel ^b		
Diesel para transporte	g	2,7
Uso de biodiésel ^d		
Consumo de biocombustible	g	267,0

^a Datos locales adaptados de Iriarte et ál. [173] y del capítulo 4.

^b Estimación propia según datos locales [7,176].

^c Datos locales [177].

^d Derivado de Jungbluth et ál. [174] y adaptado a condiciones locales.

En la producción de cultivos energéticos el cambio de uso de suelo (CUS), tanto directo como indirecto, puede producir cambios en el carbono del suelo y de la vegetación. Para producir biodiésel en Chile en el corto plazo, la colza puede ser cultivada en tierras agrícolas existentes [8]; lo anterior conduciría a un CUS directo casi nulo. Sin embargo, a corto y mediano plazo, la expansión del cultivo asociada a la mayor producción de biodiésel nacional podría conllevar el uso de tierras no agrícolas e inducir CUS. Para el escenario base, se asume un CUS directo asociado a conversión de praderas naturales no degradadas a tierras de cultivo con labranza cero. El uso de praderas es una situación probable dada la condición de las tierras no agrícolas en la zona centro-sur de Chile, las cuales presentan sobre 2 millones de ha de praderas y limitaciones al uso agrícola de zonas con bosques [178], tales como, pendientes de suelo no recomendadas para la agricultura, protección estatal de bosques naturales y explotación industrial de plantaciones forestales. Según lo indicado en el capítulo 2, las emisiones de CO₂ asociadas al cambio del carbono del suelo son estimadas de acuerdo a la metodología nivel 1 propuesta por el IPCC [45,51], considerando las prácticas de cultivo en labranza cero, la asignación de emisiones de CO₂ entre los cultivos bajo rotación [173] y las condiciones edafoclimáticas de la región Araucanía de Chile [96,179].

5.2.3.2 Transporte de semilla

Se considera que la semilla de colza es transportada un promedio de 60 km mediante camión desde las zonas de cultivo hasta las plantas de biodiésel, ubicadas en esta misma zona (ver figura 5.3). Esta distancia se basa en datos locales deducidos de los resultados del estudio de ubicación de futuras plantas de biodiésel en Chile indicado por CATA [7]. El rendimiento de combustible del transporte por camión es obtenido de datos locales [176].

5.2.3.3 Secado de colza

La etapa de secado se basa en datos locales de plantas chilenas de secado y procesamiento de colza obtenidos en visitas in situ. Luego de la cosecha, la mayoría de la semilla de colza (85%), presenta un contenido de humedad del 8%. La fracción restante tiene una humedad del 12% promedio. A esta fracción se le reduce el

contenido de humedad hasta alcanzar un 8% mediante secadores que utilizan gas butano [177].

5.2.3.4 Extracción y refinamiento de aceite

En esta etapa, el aceite es obtenido mediante extracción mecánica seguida de extracción por solvente utilizando hexano. Se generan dos productos: el aceite y la harina de colza, la cual es rica en proteína y se integra fácilmente a raciones de alimento animal. Después de la extracción, el aceite es refinado mediante destilación, centrifugación y la adición de ácido fosfórico y bentonita. Los rendimientos e insumos de esta etapa (ver tabla 5.2) corresponden a valores promedios de plantas industriales a nivel internacional descritos en Jungbluth et ál. [174]; adaptando el tipo de combustible, el mix de electricidad y la cadena de suministro de todos los insumos de esta etapa a las condiciones locales.

Para la adaptación al contexto local, este estudio realiza una recopilación de datos sobre las condiciones chilenas de la cadena de suministro de: insumos nacionales (ácido fosfórico y hexano) e importados (bentonita) [98,110,113,180] y energía eléctrica y combustibles fósiles [19,119,120,181,182]. Luego, tal como se indica en los capítulos anteriores, los datos nacionales se usan para adaptar parcialmente la información disponible en la base de datos Ecoinvent versión 1.2 [121,122], usando el programa Gabi 4.2 [6], formando nuevas tablas de inventario enfocadas en las condiciones chilenas (detalles sobre la base Ecoinvent y el programa Gabi se encuentran en el capítulo 2).

5.2.3.5 Transesterificación del aceite

En esta etapa, el aceite de colza refinado reacciona con metanol de origen fósil para producir ester metílico de ácidos grasos (biodiésel) y glicerina, la cual es purificada y usada normalmente por la industria química.

La etapa de transesterificación se basa en datos de proceso promedios de plantas industriales a nivel internacional [174] (ver tabla 5.2), adaptando, al igual que en la etapa anterior, las cadenas de suministro de los insumos y las fuentes de energía para vapor y electricidad al contexto chileno. Se considera que el ácido fosfórico y el hidróxido de sodio son suministrados por las industrias químicas ubicadas en la zona central de Chile y son transportados un promedio de 720 km por camión. Se asume

que el metanol se suministra desde la región de Magallanes ubicada en el sur de Chile [183] y es transportado 2100 km vía marítima hasta el puerto de la región del Bio-Bio y luego transportado por camión 220 km en promedio hasta la plantas de biodiésel.

5.2.3.6 Transporte de biodiésel

Los principales centros de consumo de biodiésel estarán ubicados en las zonas central y centro-sur de Chile, en regiones como Metropolitana, Valparaíso y Bio-Bio (figura 5.3). De estudios nacionales [7], se infiere que el 58% de la demanda de biodiésel nacional se concentrará en estas zonas. Para el transporte interregional de biodiésel y su distribución hasta los puntos de venta, se considera una distancia de 500 km por carretera vía camión, sistema que concentra el 90% del transporte nacional de carga en Chile [184]. El valor anterior se basa en la distancia promedio ponderada entre las futuras plantas de biodiésel, ubicadas en las zonas de cultivo (ver 5.2.3.2) y los centros de consumo de las zonas centro y centro-sur de Chile.

5.2.3.7 Uso de biodiésel

Tanto para el biodiésel como para el diésel fósil, el consumo de combustible y las emisiones de combustión del camión de 28 t corresponden a datos de modelación de pruebas de conducción según se indica en Jungbluth et ál. [174]. El consumo de combustible para biodiésel y diésel es 0,267 kg/km y 0,239 kg/km, respectivamente.

5.2.4 Escenarios alternativos de producción de biodiésel

Esta sección describe las condiciones de los escenarios alternativos, que están asociados a la potencial estrategia de transición hacia una producción ambientalmente más sostenible de biodiésel (ver sección 5.1). La tabla 5.3 muestra el inventario con las principales características de estos escenarios.

- *Uso de mezcla de fertilizantes minerales y orgánicos (E1)*. Actualmente, en los cultivos comerciales de colza en Chile se emplea sólo fertilizantes minerales. La aplicación de fertilizantes orgánicos animales a estos cultivos es una opción posible debido a, entre otros factores, la disponibilidad de estiércol de ganadería intensiva que existe en las zonas centro y centro-sur de Chile (especialmente estiércol de vacunos y purines de cerdos) y las crecientes exigencias normativas en el tratamiento de los

residuos líquidos nacionales [185,186]. En estas zonas, el número de cabezas de vacuno y cerdo asciende a 3,1 y 2,8 millones respectivamente [187].

Tabla 5.3 Principales características de los escenarios alternativos de producción de biodiésel.

Escenario	Unidad	Valor
Uso de mezcla de fertilizantes minerales y orgánicos (E1)		
Fertilizante orgánico, purines de cerdo	g/UF ^a	1100
Fertilizante orgánico, estiércol de vacuno	g/UF	1800
Fertilizante nitrogenado mineral (urea y fosfato diamónico)	g N/UF	25
Fertilizante fosfatado mineral (fosfato diamónico)	g P ₂ O ₅ /UF	20
Fertilizante potásico mineral (cloruro de potasio)	g K ₂ O/UF	5
Proporción de N orgánico en la mezcla de fertilizantes	%	38
Proporción de P ₂ O ₅ orgánico en la mezcla de fertilizantes	%	33
Proporción de K ₂ O orgánico en la mezcla de fertilizantes	%	66
Distancia media de transporte, fertilizantes orgánicos a áreas de cultivo	km	30
Ocupación de praderas muy degradadas (E2)		
Aumento de carbono del suelo, pradera muy degradada a tierra de cultivo en labranza cero	g C /UF	9,7
Uso de residuos forestales (E3)		
Masa de residuos, astillas de aserraderos	g/UF	97
Energía de residuos, astillas (40% de humedad)	MJ/kg	13,4
Distancia media de transporte, residuos a plantas de biodiésel	km	50
Transporte interregional de biodiésel por tren (E4)		
Distancia media de transporte por tren	km	460

^a Unidad funcional

Se asume que en los cultivos industriales de colza en Chile, el uso de mezclas de fertilizantes orgánicos y minerales es un escenario más realista en el corto plazo que el uso exclusivo de fertilización orgánica. Debido a la falta de ejemplos chilenos en el uso de mezcla de fertilizantes orgánicos y minerales a colza, las tasas de aplicación de estiércol y purines en este escenario son basadas en los datos indicados en el estudio de Nemecek et ál. [121], correspondiente a colza con prácticas de cultivo, rendimiento de semilla y aporte de nutrientes similares al cultivo usual de colza en Chile. El estudio anterior reporta una tasa de 5,5 t/ha de estiércol de vacuno y 9 m³/ha de purines de cerdo. Para modelar las cantidades de fertilizantes minerales de este escenario (ver tabla 5.3), se considera el mismo requerimiento de nutrientes (N, P y K)

del escenario base y se toma en cuenta el aporte de nutrientes debido al uso de los fertilizantes orgánicos, valores obtenidos del trabajo de Brown [188]. En este escenario se han contemplado los impactos de las etapas de transporte, aplicación agrícola y emisiones de campo de los fertilizantes orgánicos.

- *Ocupación de praderas muy degradadas (E2)*. La zona centro-sur de Chile tiene sobre 2 millones de ha de praderas (22% de su superficie) [178]; desde praderas mejoradas hasta praderas con altos grados de degradación. En la expansión del cultivo de colza, este escenario alternativo asume la conversión de praderas muy degradadas (ver glosario) en tierras de cultivo bajo labranza cero.

- *Uso de residuos forestales (E3)*. Este escenario considera usar residuos forestales industriales en vez de butano para la generación de vapor industrial. La zona centro-sur de Chile tiene 1,3 millones ha de plantaciones forestales y concentra el 47% de los residuos forestales chilenos con potencial uso energético [189]. Las futuras plantas de biodiésel estarían localizadas en esta misma zona y el uso de residuos forestales industriales conduciría al aprovechamiento de energía renovable local con una logística de suministro favorecida por cortas distancias de transporte. Las etapas de procesamiento, transporte y combustión de los residuos forestales son modeladas usando datos locales [190] y la base de datos de Ecoinvent [191].

- *Transporte de biodiésel por tren (E4)*. En el escenario alternativo se considera que el transporte interregional de biodiésel es cubierto por tren, aprovechando la subutilizada infraestructura ferroviaria de Chile [192]. Otra opción posible podría ser el transporte del biocombustible por oleoductos; en el trabajo de Pootakham y Kumar [193] se evalúa mediante el ACV esta alternativa en el contexto canadiense. Dada la menor inversión de capital asociada al uso de la existente infraestructura ferroviaria comparada con una implementación de nueva infraestructura para oleoductos, la opción de transporte por tren resulta ser un escenario realista en el corto plazo en Chile.

5.2.5 Método de evaluación impactos, demanda de energía y agua

En este estudio se realizan las etapas de clasificación y caracterización de impactos definidas por la guía ISO 14040 [33]. Se excluyen las etapas opcionales de normalización y valorización dado que no hay valores específicos para la región de estudio, tal como se indica en el capítulo 2.

Se emplea la metodología de evaluación de impactos ambientales basada en CML 2 (2001) [43] (ver capítulo 2). Al igual que en los capítulos 3 y 4, las categorías de impactos evaluadas son las siguientes: potencial de agotamiento de recursos abióticos (PARA), potencial de acidificación (PA), potencial de eutrofización (PE), potencial de ecotoxicidad en agua fresca (PEAF), potencial de calentamiento global (PCG), potencial de toxicidad humana (PTH), potencial de ecotoxicidad en agua marina (PEAM), potencial de reducción de capa de ozono (PRCO), potencial de oxidación fotoquímica (POF), radiación radiactiva (RR) y potencial de ecotoxicidad terrestre (PET). El análisis de los impactos ambientales se realiza mediante el programa Gabi 4.2 [6] (ver descripción del programa Gabi en el capítulo 2).

La demanda de energía del biodiésel se evalúa empleando el programa Gabi 4.2. La demanda de energía se cuantifica mediante el indicador de la demanda de energía total. El indicador expresa el sumatorio del consumo de energía primaria a través de todo el ciclo de vida de una actividad o producto. La energía se expresará en términos del poder calorífico inferior. La demanda de agua se cuantifica mediante el indicador de consumo de agua; este indicador contempla todos los consumos de agua (agua subterránea, de río, de lago, etc.) de una actividad a lo largo de su ciclo de vida. La demanda de agua del biodiésel se evalúa empleando el programa Gabi 4.2.

5.2.6 Procedimiento de asignación

La norma ISO recomienda el método de expansión del sistema como primera opción frente a los métodos de asignación (valor energético, valor económico, masa, etc.). Sin embargo, en el ACV de biocombustibles, el método de expansión del sistema presenta algunas limitaciones, tales como dificultad en la elección del producto específico que el co-producto desplaza o no consenso en que atributo de calidad se usa en la determinación de la cantidad de producto desplazado. Además, ya que muchos productos desplazados son co-productos de otro sistema (p. ej. la harina de soja es un co-producto del sistema industrial de extracción de aceite de soja), en algún punto se hace necesario recurrir a los métodos de asignación para la estimación de la carga ambiental de este co-producto [52,194]. En este estudio se emplea la asignación por valor energético, sugerida por la directiva de la Unión Europea sobre energía renovable [32,54] y por el estudio de ADEME-MEEDDAT [195]. Dado que la elección del método de asignación tiene alta influencia en los resultados [44,49], se realiza un análisis de sensibilidad en el escenario base evaluando además los métodos de

expansión del sistema y de asignación por masa. Para los métodos de asignación por valor energético y por masa, las cargas ambientales son repartidas entre el biodiésel, la harina de colza y la glicerina. Para el método de expansión del sistema, se asume que la glicerina de la transesterificación puede reemplazar glicerina fósil, en un mercado no saturado y que la harina de colza puede reemplazar harina de soja. Basado en el contenido de proteína, se asume que 1 kg de harina de colza seca es equivalente a 0,8 kg de harina de soja seca [46]. En este método, las emisiones y energía necesarias para la producción de harina de soja y glicerina fósil [174] son sustraídas de las emisiones y energía necesarias para producir el biodiésel.

5.2.7 Supuestos y consideraciones

- *Flujo de CO₂ de la fotosíntesis.* El flujo de CO₂ asociado con la captura del carbono atmosférico por la fotosíntesis en el crecimiento de colza y su posterior liberación en la combustión de biodiésel se considera neutral. Como resultado, este flujo no es incluido en el análisis de gases de efecto invernadero, de acuerdo al enfoque convencional relacionado al ciclo de carbono biogénico [44]. Por otra parte, las emisiones de CO₂ del biodiésel debidas al carbono fósil del metanol sí contribuyen a los gases de efecto invernadero [11].

- *Transporte de harina de colza.* Dado que la zona de cultivo de colza es una región agroganadera de importancia en la producción de vacunos, se asume que la harina de colza, generada en la extracción de aceite, se transporta a la zona de cultivo en los viajes de retorno en parte de los camiones que transportan colza. Se considera que la colza es usada en alimentación animal. El transporte de la harina de colza se asigna a la etapa de extracción de aceite.

- *Transporte de aceite de colza.* Se considera que las etapas de secado de semilla, extracción de aceite y transesterificación ocurren en secciones contiguas de las plantas de biodiésel [175], en consecuencia, no corresponde considerar el transporte de aceite desde plantas de extracción hasta plantas de transesterificación.

- *Tipo de combustible usado en plantas de biodiésel.* Para la generación de vapor en las plantas de biodiésel, el escenario base evalúa el uso de dos combustibles alternativos: gas licuado (constituido principalmente por butano) y gas natural. Se asume que el uso de butano será la opción más probable debido a que las plantas de biodiésel están ubicadas en zonas no cubiertas por las redes de gas natural y además

el butano es de uso frecuente en industrias chilenas con similares limitaciones de suministro de combustibles por red. Los datos de las etapas de producción, distribución y combustión del butano son obtenidos de la base de datos de Ecoinvent [122], información local [181] y el reporte de U.S. EPA [196], respectivamente. La modelación de la producción y distribución del gas natural se basa en el trabajo de Oliver-Solà et ál. [197], datos locales [182] y la base Ecoinvent [122].

- *Emisiones de campo*. Las emisiones de campo debidas a la aplicación de fertilizantes y pesticidas, tales como N_2O , NO_3^- , PO_4 , etc., son obtenidas del capítulo 4 de la presente tesis y del trabajo de Iriarte et ál. [173].

- *Inventario de procesos de fabricación*. Para el inventario de emisiones y recursos utilizados en la fabricación de insumos de industrias chilenas en las que no se disponía de datos locales, tales como la fabricación de cloruro de potasio, carbonato de calcio y ácido fosfórico, se consideró el uso de la base de datos Ecoinvent [162]. Esta base tiene un grado de aplicabilidad adecuado para actividades industriales de países sudamericanos con mayor nivel tecnológico, tales como Chile [57].

5.3 Resultados y discusión

La sección 5.3.1 presenta los impactos ambientales del biodiésel en el escenario base. La sección 5.3.2 examina la contribución de las etapas del ciclo de biodiésel a los impactos ambientales en este escenario. Luego, la sección 5.3.3 analiza los escenarios de producción de biodiésel alternativos. Finalmente, la sección 5.3.4 evalúa la influencia de los métodos de asignación en los resultados.

5.3.1 Impactos ambientales, demanda de energía y agua del biodiésel en el escenario base

La tabla 5.4 muestra los potenciales impactos ambientales del ciclo del biodiésel en Chile en el escenario base, considerando butano o gas natural para generación de vapor industrial. Esta tabla también indica los impactos del diésel fósil en Chile.

Tabla 5.4 Potenciales impactos del biodiésel y el diésel fósil en Chile por unidad funcional ^a. Escenario base.

Categoría de impacto/ indicador	Biodiésel (uso de butano para generación de vapor)	Biodiésel (uso de gas natural para generación de vapor)	Diésel fósil
Acidificación (Kg SO ₂ equiv./UF)	1,3E-02	1,3E-02	5,6E-03
Eutrofización (Kg PO ₄ equiv./UF)	3,9E-03	3,9E-03	1,0E-03
Ecotoxicidad en agua fresca (Kg DCB equiv./UF)	5,9E-02	5,9E-02	5,0E-03
Calentamiento global (Kg CO ₂ equiv./UF)	5,5E-01	5,4E-01	9,1E-01
Toxicidad humana (Kg DCB equiv./UF)	4,8E-02	4,6E-02	4,5E-02
Ecotoxicidad en agua marina (Kg DCB equiv./UF)	9,3E+01	9,1E+01	2,4E+01
Reducción de capa de ozono (Kg R11 equiv./UF)	3,0E-08	2,9E-08	1,3E-07
Oxidación fotoquímica (Kg C ₂ H ₄ equiv./UF)	6,5E-04	6,5E-04	6,6E-04
Radiación radiactiva (años vida ajust. por discap. /UF)	8,4E-10	8,2E-10	3,4E-10
Ecotoxicidad terrestre (Kg DCB equiv./UF)	9,3E-04	8,9E-04	6,7E-04
Agotamiento de recursos abióticos (Kg Sb equiv./UF)	2,1E-03	2,2E-03	5,9E-03
Indicador de demanda de energía (MJ/UF)	4,8E+00	4,9E+00	1,2E+01
Indicador de consumo de agua (kg/UF)	6,6E+00	6,5E+00	2,0E+00

^a Unidad funcional (UF) = 1 km de conducción

El perfil de impactos del biodiésel cuando se usa butano para generar vapor industrial es muy similar al del biodiésel cuando se usa gas natural: todos los indicadores muestran diferencias no significativas, menores al 3%. En principio, la implementación de una red de gas natural para abastecer a las plantas de biodiésel no resultaría de gran beneficio ambiental y es aconsejable estudios específicos para un caso particular.

Al comparar el biodiésel (escenario base y uso de butano para vapor industrial) con el diésel fósil, los resultados indican que el biocombustible presenta menor impacto en cuatro indicadores: PCG, PARA, PRCO y demanda de energía. Sin embargo, el biodiésel presenta mayor impacto en siete indicadores: PA, PE, RR, PEAM, PEAf, PET y demanda de agua, con valores entre 1,3 y 3,9 veces mayores, exceptuando PEAf en donde la diferencia es 11 veces. En los dos restantes indicadores no se observa diferencias significativas.

Los resultados de la tabla 5.4 muestran que el PCG para el biodiésel (escenario base con uso de butano) es 0,55 kg CO₂ equiv./km, es decir, 2,1 kg CO₂ equiv. por kilogramo de biodiésel producido. Este valor corresponde a un 40% de ahorro de gases de efecto invernadero con respecto al diésel fósil (es decir, un ahorro

de 1,5 kg CO₂ equiv./kg de diésel fósil reemplazado). Si no se consideran las emisiones de CO₂ por cambio de uso de suelo, el PCG del biodiésel resulta igual a 1,8 kg CO₂ equiv./kg de biodiésel producido. Este valor se encuentra dentro del rango de valores reportados en estudios de colza en Europa [46,81,88]. En estos estudios se observa que el biodiésel, basado en cultivos de colza con fertilización mineral y sin considerar CO₂ por cambio de uso de suelo, presenta un PCG entre 1,7 y 2,4 kg CO₂ equiv./kg de biodiésel.

La demanda de energía del biodiésel es 4,8 MJ/kg (escenario base y uso de butano), es decir, 18 MJ/kg de biodiésel. Este resultado representa un 60% de ahorro de energía con respecto a la demanda del diésel fósil. La eficiencia energética del biodiésel de colza puede ser calculada mediante la razón salida/entrada de energía; dividiendo la salida de energía del biodiésel por su demanda de energía. La salida de energía se considera igual a 37,1 MJ/kg [174]. Para el biodiésel en Chile, la razón salida/entrada de energía resultante es 2,1. El trabajo de Armstrong et ál. [198] indica una razón salida/entrada para biodiésel de colza de 1,6; valor promedio de varios estudios europeos. La mejor eficiencia energética del biodiésel en las condiciones chilenas puede ser interpretada, entre otros factores, por el uso de labranza cero asociado al menor consumo de diésel en labores agrícolas, alto rendimiento de colza que supera el promedio de Europa [60] y bajo consumo de energía en el secado de colza.

5.3.2 Contribución de las etapas del ciclo del biodiésel a los impactos ambientales

La figura 5.4 muestra la contribución relativa de las etapas del ciclo del biodiésel a los impactos ambientales en el escenario base (con uso de butano para vapor industrial). Los resultados indican que los impactos del biodiésel están dominados por la etapa agrícola de producción de colza. Esta etapa contribuye, dependiendo de la categoría, entre un 38% y un 84% a los impactos, con excepción de oxidación fotoquímica, en la cual su contribución es sólo un 15%. La demanda de energía y agua también están determinados por la producción de colza; esta etapa contribuye al 41% de la demanda de energía y al 77% de la demanda de agua. Como se ha indicado en los capítulos 3 y 4, los impactos ambientales de la etapa agrícola se deben principalmente a la fabricación y emisiones de campo de los fertilizantes minerales. En el caso de la categoría PCG, los factores de mayor contribución en esta

etapa son las emisiones de N₂O de campo, la fabricación de fertilizantes y las emisiones de CO₂ por cambio de uso de suelo. La alta influencia de la etapa agrícola en el PCG del biodiésel concuerda con lo observado por varios autores [29,46,81,87,88,141].

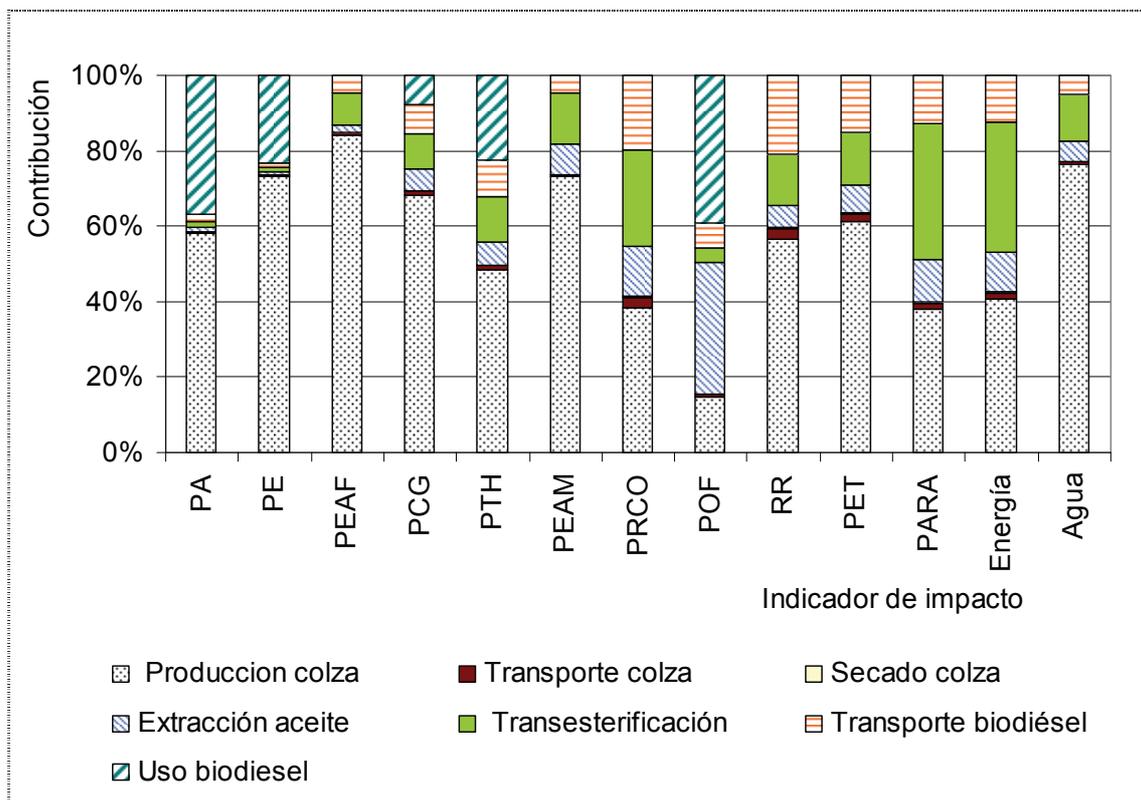


Figura 5.4 Contribución de las etapas del ciclo del biodiésel a los impactos ambientales. Escenario base (con uso de butano para vapor industrial).

La etapa de transesterificación es la segunda en importancia en los impactos ambientales del biodiésel, su contribución es entre un 9% y un 36% en 10 de los 13 indicadores evaluados. Los impactos de la transesterificación son causados principalmente por el uso de metanol fósil. Es recomendable evaluar el uso de metanol proveniente de otras vías de producción. Como ejemplo, se puede citar la producción de metanol usando biogas para generar energía y su fabricación utilizando residuos orgánicos [199].

Por otra parte, la etapa de secado de colza tiene la menor contribución (menor al 0,5%).

5.3.3 Análisis ambiental de los escenarios alternativos de producción de biodiésel

Esta sección analiza el efecto de los escenarios de producción alternativos en el perfil ambiental del biodiésel. La tabla 5.5 muestra la diferencia en los impactos ambientales entre los escenarios alternativos y el escenario base.

Tabla 5.5 Diferencias en los impactos (en porcentaje) entre cada escenario alternativo de producción de biodiésel y el escenario base.

Categoría impacto potencial/indicador	E1 Fertilizantes orgánicos + minerales	E2 Ocupación praderas muy degradadas	E3 Uso de residuos forestales	E4 Transporte biodiésel por tren	Escenario integrado ^a
Acidificación (%)	- 8 ^b	- ^c	- 1	- 2	- 11
Eutrofización (%)	- 7	-	0	- 1	- 8
Ecotoxicidad, agua fresca (%)	- 2	-	0	- 3	- 5
Calentamiento global (%)	- 23	- 22	- 7	- 6	- 58
Toxicidad humana (%)	- 10	-	1	- 4	- 13
Ecotoxicidad, agua marina (%)	- 21	-	- 1	0	- 22
Reducción de capa de ozono (%)	- 5	-	- 18	- 17	- 40
Oxidación fotoquímica (%)	- 2	-	- 1	- 6	- 9
Radiación radiactiva (%)	- 11	-	3	- 1	- 9
Ecotoxicidad terrestre (%)	- 12	-	11	- 7	- 8
Agotamiento de recursos abióticos (%)	- 8	-	- 13	- 10	- 31
Indicador de demanda de energía (%)	- 9	-	7	- 8	- 10
Indicador de consumo de agua (%)	- 16	-	- 1	- 1	- 18

^a Contempla la integración de los 4 escenarios alternativos.

^b Valores mayores o iguales al 5% se muestran en negrita.

^c La metodología empleada para evaluar el escenario E2 no analiza los efectos en este indicador.

La mayor reducción en los impactos del biodiésel se observa en el escenario E1. Este escenario reduce los diferentes indicadores ambientales del biodiésel entre el 2 y el 23% comparado con escenario base. Lo anterior, se debe principalmente a la disminución de la tasa de fertilizantes minerales y en consecuencia menores cargas en

la etapa agrícola, etapa de mayor influencia en los impactos del biodiésel. Los beneficios del uso de fertilizantes orgánicos en cultivos han sido reportados por varios autores [200-202].

En el escenario E2, la reducción de PCG respecto al escenario base es causada por la disminución de emisiones de CO₂ asociadas al CUS. Empleando la metodología del IPCC indicada en la sección 2.3.1, los resultados indican que el CUS directo asociado a la conversión de praderas muy degradadas en tierras de cultivo con labranza cero produciría un aumento del contenido de carbono del suelo y una consiguiente reducción de CO₂ atmosférico de 183 kg CO₂ /t colza al año. Aunque debido al CUS pueden existir variaciones en los otros indicadores, para estos tipos de impacto la tabla 5.5 no muestra cambios, debido a que la metodología del IPCC empleada en este estudio se centra en evaluar emisiones de CO₂ asociadas a cambios de carbono del suelo y no analiza los efectos en los otros tipos de impacto.

En el escenario E3, el perfil ambiental del biodiésel disminuye en 7 de los 13 indicadores. Sin embargo, el potencial de ecotoxicidad terrestre aumenta un 11% debido principalmente a los residuos de la combustión de la biomasa y la demanda de energía aumenta un 7% a causa de la menor eficiencia de las calderas de biomasa en comparación a calderas de combustibles fósiles según los datos usados en esta investigación [122], con el consiguiente aumento de la tasa de energía requerida por unidad de vapor producido. Si junto a la generación de vapor, la biomasa se usa para generar electricidad de la planta de biodiésel, se esperaría un mayor efecto en el perfil ambiental del biocombustible. El trabajo de Börjesson y Tufvesson [52] reporta una reducción del 11% en el PCG del ciclo completo del biodiésel asociado a plantas de biodiésel que usan biomasa para producir electricidad y vapor comparado a biodiésel asociado a plantas que usan gas natural.

En el escenario E4, el uso del tren en el transporte interregional de biodiésel reduce un 5% en promedio los impactos de la producción de biodiésel comparado al escenario base que asume transporte por camión.

Si consideramos la combinación de los diferentes escenarios en una estrategia integrada y global (ver escenario integrado en tabla 5.5), los resultados indican que los impactos del biodiésel disminuirían entre el 5% y el 58% respecto al escenario base. Las mayores reducciones se lograrían en PCG, ACO y ARA. La producción de biodiésel en esta estrategia integrada presenta menor impacto en 6 categorías

comparada al diésel fósil: dos más (TH y OF) que lo obtenido por el biodiésel en el escenario base.

Al analizar la categoría PCG, la mayor reducción se observa en el escenario de ocupación de praderas muy degradadas y en el escenario de mezcla de fertilizantes orgánicos y minerales. Si combinamos ambas opciones, se obtendría un PCG de 0,9 kg CO₂ equiv./kg de biodiésel, lo que equivaldría a un 74% de ahorro de gases de efecto invernadero con respecto al diésel fósil. Nuestros resultados están de acuerdo con Majer et ál. [32], quienes señalan el menor PCG de biodiésel de colza en cultivos orgánicos comparado al uso de fertilizantes minerales y con los resultados de Gnansounou et ál. [47], quienes reportan una menor PCG en biocombustibles al usar praderas muy degradadas en comparación al uso de praderas no degradadas.

5.3.4 Influencia de los métodos de asignación de cargas en los resultados

De acuerdo a lo indicado en la sección 5.2.6, el objetivo de la presente sección es analizar en que extensión los métodos de asignación de cargas afectan los impactos ambientales del biodiésel en el escenario base. La figura 5.5 muestra los resultados de los indicadores ambientales del biodiésel según los métodos de asignación por energía, por masa y expansión del sistema. Para comparación, también se muestran los indicadores del diésel fósil. En esta figura los valores son expresados como porcentaje de los impactos del biodiésel bajo el método de asignación energética.

Los métodos de asignación conducen a diferencias significativas en los resultados. El método de asignación por masa da como resultado un perfil ambiental del biodiésel más favorable, con valores de los indicadores entre un 20 y 35% menores que el método de asignación por energía. El método de expansión del sistema resulta con un perfil de impactos con mayores diferencias, con valores de indicadores entre +126 y - 96% comparado con el enfoque de asignación por energía. Si consideramos el método de expansión de sistema, el biodiésel presenta menor impacto ambiental que el diésel fósil en 7 indicadores (en vez de los 4 indicadores que se obtiene con el método de asignación por energía). Como se mencionó en el capítulo 2, en la comunidad científica que estudia el ACV no ha existido un amplio consenso sobre que método de asignación es el más adecuado en la evaluación de los biocombustibles, sin embargo los presentes estudios concuerdan en el uso del

método de asignación por energía de acuerdo a lo indicado en la Directiva Europea sobre energía renovable [54]. Este es el método empleado en el escenario base y en los escenarios alternativos del presente capítulo (ver sección 5.2.6).

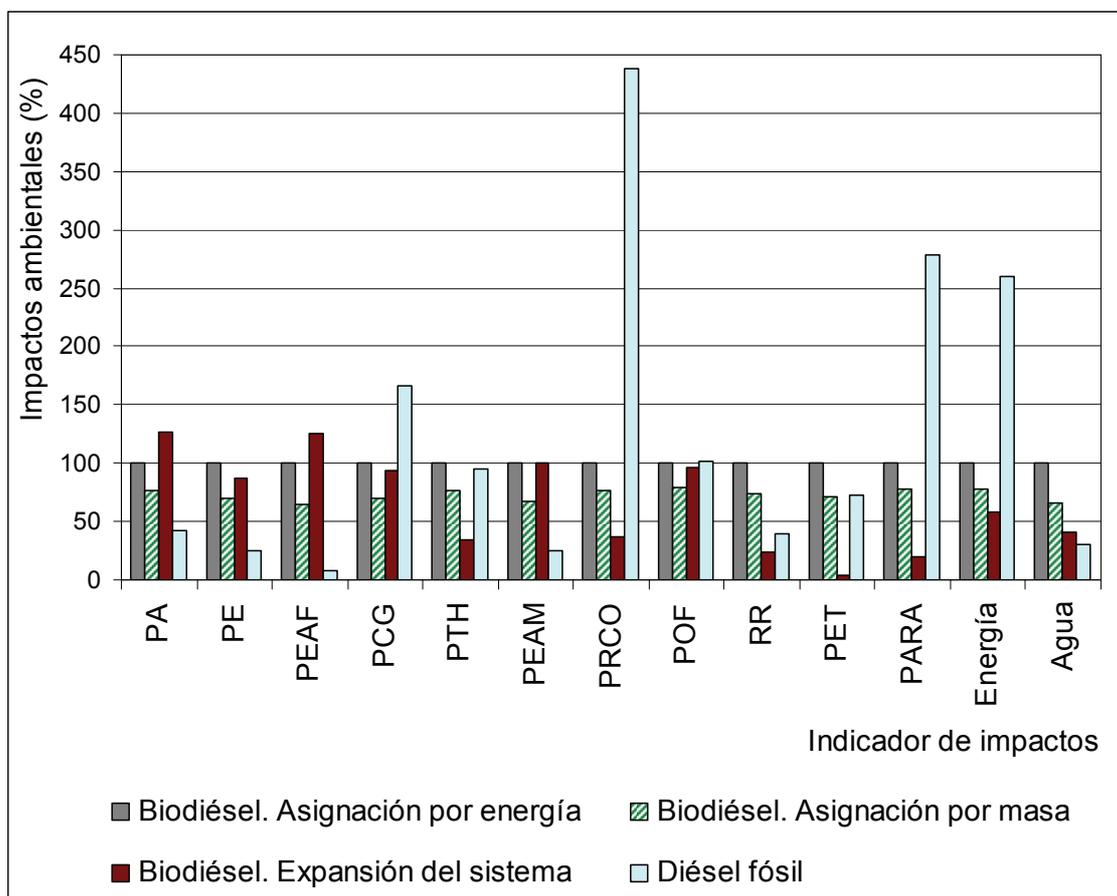


Figura 5.5 Comparación de los impactos ambientales del biodiésel en el escenario base según diferentes métodos de asignación.

5.4 Conclusiones

Este estudio muestra que el biodiésel de colza chileno en el escenario base, bajo las condiciones de producción más probables y con tecnología estándar, presenta menor impacto que el diésel fósil en los indicadores calentamiento global, demanda de energía, reducción de capa de ozono y agotamiento de recursos abióticos. El potencial de calentamiento global del biodiésel en este escenario es 2,1 kg CO₂ equiv./kg, representando un 40% de ahorro de gases de efecto invernadero con respecto al diésel fósil. En la demanda de energía, el biodiésel muestra un 62% de ahorro con

relación al diésel y presenta una eficiencia energética, medida como la razón salida/entrada de energía, igual a 2,1. Sin embargo, el biodiésel presenta mayor impacto en 7 indicadores, tales como acidificación, demanda de agua, eutrofización y los asociados a ecotoxicidad terrestre y acuática.

Los resultados del perfil ambiental del biodiésel son dependientes del método usado para la asignación de impactos entre el biocombustible y sus co-productos. Cuando se comparan diferentes estrategias de producción de biocombustibles es recomendable que las evaluaciones sean basadas en un mismo método de asignación.

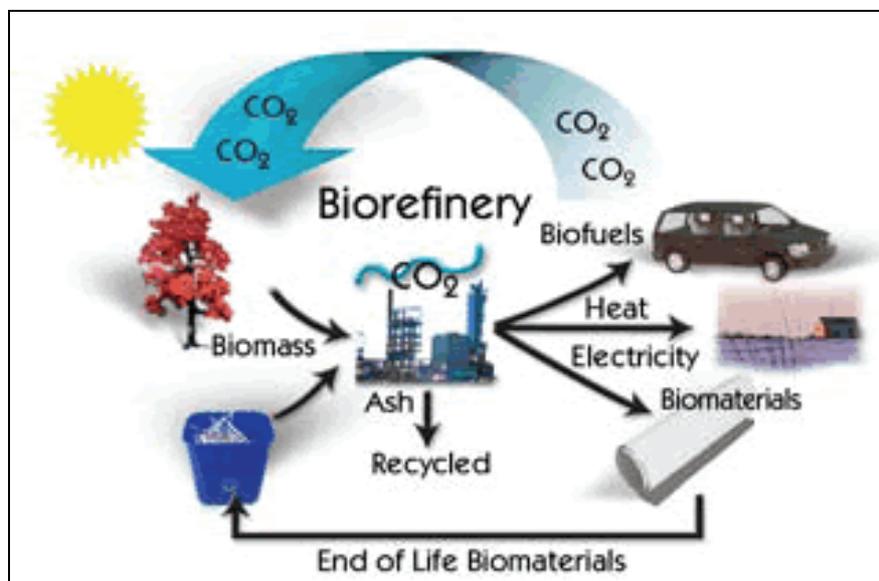
Los impactos del biodiésel están dominados por la etapa de producción de colza, debido principalmente a la producción y emisiones de campo de los fertilizantes minerales. La etapa de transesterificación es la segunda en importancia.

Para disminuir los impactos ambientales de biodiésel en Chile y mejorar las etapas de su ciclo de vida, se plantea una estrategia de producción asociada al uso de recursos locales y renovables, bajo el enfoque de la ecología industrial. Para ello se han analizado 4 escenarios alternativos. La aportación parcial de fertilizantes orgánicos ganaderos, con la correspondiente disminución de fertilizantes minerales, es el escenario con mayor reducción de impactos. El uso de residuos forestales industriales, como fuente de energía para proceso, y el transporte de biodiésel vía ferrocarril, también son escenarios que se recomiendan desde el punto de vista ambiental. Otro escenario de importancia está asociado a la producción de colza en praderas muy degradadas, esta opción reduciría las emisiones de gases de efecto invernadero en un 22% comparado con la ocupación de praderas no degradadas. El escenario integrado, que combina a las cuatro opciones, muestra que los impactos del biodiésel disminuirían entre un 5% y un 58% respecto al escenario base. Cada escenario evaluado podría aplicarse en el corto plazo y la transición hacia su implantación puede ser gradual y estar apoyada por políticas gubernamentales. Sin embargo, antes de su implantación, es necesario estudios ambientales específicos, junto con evaluaciones sociales y económicas para determinar su sostenibilidad. Se necesita evaluar el nivel de disponibilidad de praderas y residuos ganaderos y forestales para su uso en la producción de biodiésel y los efectos de la demanda de estos recursos por otros sectores. Además, específicamente para el cultivo de colza, se requiere analizar el efecto que causaría el uso de praderas degradadas y la aportación de fertilizantes orgánicos en el rendimiento del cultivo. En resumen, cuando

se comparan diferentes estrategias para la producción de biodiésel desde una perspectiva ambiental, es necesario identificar las etapas de mayor contribución a los impactos y usar un amplio análisis de sistema que considere las condiciones locales. De esta forma, se puede aportar una mejor evaluación en vista de la implementación ambientalmente más sostenible del biocombustible.

Extenso trabajo internacional se ha realizado en el ACV del biodiésel, focalizando su discusión en la evaluación de energía y gases de efecto invernadero. Futuros trabajos, particularmente en Sudamérica, podrían extenderse a más indicadores de impacto tales como consumo de agua, eutrofización, acidificación y toxicidad y al uso de datos locales en la determinación de emisiones de campo de los agroquímicos. Mayores esfuerzos en la reducción de impactos del biodiésel, tanto en Chile como en otros países podrían concentrarse en la etapa agrícola, especialmente en estrategias que evalúen mejores prácticas de cultivo y uso de fertilizantes orgánicos.

Capítulo 6. Conclusiones e investigaciones futuras



Concepto de biorrefinería.

Fuente: Oak Ridge National Laboratory

Este capítulo señala las conclusiones más relevantes de la tesis doctoral y perfila futuras líneas de investigación en el área de estudio, en base a los resultados y conclusiones presentados en los capítulos 3 al 5 y de acuerdo a los objetivos planteados en el capítulo 1.

6.1 Conclusiones

Las conclusiones de la tesis son agrupadas en dos secciones: aspectos metodológicos y perfil ambiental de los sistemas energéticos estudiados.

6.1.1 Aspectos metodológicos

Inventario del ACV e integración de datos locales

En la realización de la presente investigación se detectó la falta de datos locales para realizar los inventarios requeridos en el ACV. Esta situación también se presenta en muchos países sudamericanos [57]. La falta de datos locales para el inventario de cultivos energéticos en Sudamérica puede afectar la contabilización de los impactos de los biocombustibles evaluados en el mercado europeo o norteamericano ya que algunos países sudamericanos pueden ser proveedores de materias primas usadas en los biocombustibles de estos mercados y la carencia de datos puede conducir a la subestimación de sus cargas ambientales.

Se constató que las bases de datos internacionales son una fuente importante de información para los inventarios pero es necesario revisar sus datos para asegurar que la información es adecuada para estudios que están fuera de su cobertura y, si es posible, adaptarlos a condiciones locales. Por lo anterior, en esta investigación se recopiló amplia información de la cadena de suministro de insumos nacionales e importados para el ciclo de producción del biodiésel en Chile, adaptando datos de procesos obtenidos de la base de datos Ecoinvent a condiciones locales. En consecuencia, se formaron inventarios de insumos de la producción de biodiésel y de los cultivos energéticos colza y girasol más adecuados a la situación chilena. Los principales parámetros adaptados a condiciones chilenas han sido los siguientes:

- Transporte: medios de transporte y distancias de transporte de maquinaria agrícola, agroquímicos (tales como fertilizantes, herbicidas y fungicidas) e insumos industriales para las etapas de extracción de aceite y transesterificación.
- Producción: condiciones de fabricación de los productos (o de sus materias primas) utilizados en las etapas agrícola e industrial del biodiésel en función del país de producción.
- Energía: matriz de energía eléctrica y suministro y distribución de petróleo, gas natural, diésel y propano.

Para el inventario de emisiones y de recursos utilizados en la fabricación de insumos de industrias chilenas en las que no se disponía de datos locales, se consideró el uso de la base de datos Ecoinvent. Esta base tiene un grado de aplicabilidad adecuado para actividades industriales de países sudamericanos con mayor nivel tecnológico, tales como Chile, Brasil y Argentina [57].

Ampliación de indicadores ambientales evaluados

La mayoría de los estudios internacionales de ACV de biodiésel, y sus cultivos energéticos asociados, se centran en pocos aspectos, principalmente en la demanda de energía (asociado al balance energético) y el calentamiento global (asociado a las emisiones de gases de efecto invernadero) [32,49]. Esta tesis presenta un análisis ambiental integral que evalúa un número amplio de indicadores ambientales. Los indicadores evaluados son:

- Demanda de energía
- Calentamiento global
- Acidificación
- Eutrofización
- Agotamiento de recursos abióticos
- Ecotoxicidad en agua fresca
- Toxicidad humana
- Ecotoxicidad en agua marina
- Reducción de capa de ozono

- Oxidación fotoquímica
- Radiación radiactiva
- Ecotoxicidad terrestre
- Demanda de agua

El enfoque anterior permite identificar más puntos críticos del ciclo de vida del biocombustible y aportar mayores aspectos ambientales al proceso de toma de decisión, tal como la influencia de la toxicidad de los pesticidas en el perfil ambiental de los cultivos energéticos, criterio no considerado en estudios centrados sólo en indicadores energéticos o en el calentamiento global.

Uso de programa Gabi

La presente tesis doctoral es la primera tesis que utiliza las bases de datos y el programa informático Gabi para evaluar cultivos energéticos y biocombustibles en el Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA) de la Universitat Autònoma de Barcelona. Este programa junto al ya utilizado programa Simapro amplía la cobertura de herramientas informáticas de ACV del grupo de investigación.

Temas metodológicos claves

En los estudios de ACV de biodiésel, y de otros biocombustibles como el bioetanol, hay tres aspectos metodológicos que deben ser destacados dado su influencia sobre los resultados finales:

- Criterio de estimación de emisiones de N₂O de suelos agrícolas.
- Criterio de estimación de emisiones de CO₂ asociadas al cambio de uso de suelo.
- Selección del método de asignación de impactos entre el biodiésel y sus co-productos.

Los dos primeros afectan al balance de gases de efecto invernadero y el tercero afecta a todos los indicadores. Los tres aspectos han sido considerados en esta investigación.

Para la estimación de las emisiones de N₂O, en esta tesis se utiliza el método nivel 1 señalado por el Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC); el enfoque más empleado y aceptado en los estudios de ACV sobre biocombustibles [48]. A pesar

de su amplio uso, esta metodología presenta algunas limitaciones, tales como no considerar factores locales que afectan las emisiones de N₂O (p. ej. el pH y contenido de material orgánico del suelo y la estación del año), por lo que sus resultados deben ser usados con cautela, en espera del desarrollo y consenso de otros métodos.

Por otra parte, el cambio de uso de suelo, tanto directo como indirecto, asociado a las emisiones de CO₂ inducidas por la expansión de los biocombustibles, es un tema que ha surgido recientemente en la comunidad científica internacional y tanto su metodología de cálculo como su incorporación en las políticas de biocombustibles están en pleno desarrollo. Esta tesis consideró el efecto del cambio de uso de suelo directo. El efecto del cambio de uso indirecto no es evaluado en esta tesis ya que actualmente no hay disponible una metodología fiable para su cuantificación y se está investigando para mejorar la aplicabilidad los métodos [47,52].

En relación al tercer aspecto metodológico, hay acuerdo general sobre la influencia de los métodos de asignación en los resultados de los impactos del biodiésel. Los presentes estudios de ACV y biocombustibles señalan el uso preferente del método de asignación por energía de acuerdo a lo indicado en la Directiva Europea sobre energía renovable [54]. Este es el método base empleado en la presente tesis.

6.1.2 Perfil ambiental de los sistemas energéticos

Evaluación ambiental de colza y girasol como cultivos energéticos en Chile

El análisis de de la producción de colza y girasol bajo las prácticas de cultivo chilenas más usuales (colza en labranza cero y girasol en labranza tradicional) y considerando todas las etapas del ciclo, desde la extracción de materias primas hasta la obtención del cultivo en el campo, señala que el cultivo de colza tiene mejor perfil ambiental en la mayoría de las categorías de impacto evaluadas, mejor balance energético y menor demanda de agua comparado al cultivo de girasol. El girasol presenta mayor impacto en 9 de las 11 categorías de impacto evaluadas, con valores entre 1,2 y 39 veces más altos. La eficiencia energética de los cultivos, medida como la razón salida /entrada de energía, da un valor de 5,0 para el cultivo de colza y 3,5 para girasol. La demanda de agua en el cultivo de girasol es 160 m³/t semilla, siendo 4 veces mayor que la demanda requerida por colza. Considerando que en Chile el girasol es un cultivo de regadío y colza un cultivo de secano, la expansión del girasol

como cultivo energético ejercería una presión adicional en los limitados sistemas de riego de la zona central de Chile.

Los resultados de esta tesis aportan criterios ambientales que integrados a previos estudios económicos y técnicos nacionales (donde la colza también resulta con mejor opción), permiten concluir que entre los cultivos estudiados, la colza es el cultivo energético más adecuado para producir biodiésel a escala nacional en Chile en el corto plazo, desde un punto de vista ambiental, económico y de potencial expansión.

Del análisis de las subetapas del ciclo de vida de la producción de colza y girasol, se detecta que los fertilizantes minerales es la entrada agrícola con la mayor contribución a los impactos en ambos cultivos. En girasol, los fertilizantes contribuyen con más del 55% de los impactos en 7 categorías: agotamiento de recursos abióticos, acidificación, eutrofización, calentamiento global, ecotoxicidad en agua marina, reducción de capa de ozono y radiación radiactiva. En colza la contribución de los fertilizantes es todavía mayor; entre un 74% y un 99% en todas las categorías, con excepción de ecotoxicidad en agua fresca en donde estos contribuyen sólo con un 10%. En ambos cultivos, las semillas para la siembra ejercen una baja influencia en todas las categorías de impacto, con una contribución menor al 3%.

Evaluación ambiental de estrategias de labranza y prácticas de fertilización en colza

Luego de analizar ambientalmente los sistemas de cultivo más usuales de girasol y de colza en Chile y concluir que colza en labranza cero presenta mejor perfil ambiental que girasol, el análisis profundiza el estudio de las estrategias de labranza y fertilización en colza en Chile, evaluando que condiciones de producción de este cultivo tienen mejor perfil de impactos ambientales en vista de su potencial uso como cultivo energético.

Del análisis de las estrategias de labranza en colza más usadas en Chile, se concluye que la labranza tradicional y la labranza cero presentan un perfil ambiental similar en todas las categorías de impacto (diferencias < 15%), con excepción de 2 categorías: oxidación fotoquímica, donde la labranza tradicional tiene mayor impacto debido a las mayores emisiones del diésel usado en labores agrícolas; y la categoría ecotoxicidad en agua fresca, donde la labranza cero presenta mayor impacto debido principalmente a las emisiones de los herbicidas.

La demanda de energía entre las prácticas de labranza no presenta una diferencia importante. La demanda de labranza tradicional es 5,3 GJ/t de colza y la demanda de labranza cero es un 8% menor. La alta influencia de los fertilizantes en los impactos de las dos prácticas de labranza, sumado a que ambos sistemas tienen igual aplicación de fertilizantes y rendimiento de colza, son la causa principal del similar perfil de impactos y demanda de energía de ambos sistemas.

En relación a las diferentes prácticas de fertilización mineral en el cultivo de colza, se infiere que los perfiles de impactos están asociados directamente a los rendimientos de colza de los ensayos agrícolas evaluados, en donde cultivos con mayor aplicación de fertilizantes que resulten con mejor rendimiento obtienen menores impactos por tonelada de colza producida. Se ha determinado que los ensayos de colza con los mejores perfiles de impacto ambiental son:

$N= 225 \text{ kg ha}^{-1}$, $P_2O_5= 150 \text{ kg ha}^{-1}$, $K_2O= 75 \text{ kg ha}^{-1}$

$N= 150 \text{ kg ha}^{-1}$, $P_2O_5= 225 \text{ kg ha}^{-1}$, $K_2O = 75 \text{ kg ha}^{-1}$

Evaluación ambiental de biodiésel de colza en las condiciones más probables de producción.

La evaluación ambiental de la producción de biodiésel contempló todo el ciclo de vida, desde la extracción de las materias hasta la etapa de uso.

La futura producción de biodiésel de colza en Chile, bajo las condiciones de producción más probables y el uso tecnología estándar internacional (escenario base con uso de butano para vapor industrial, ver tabla 6.1), potencialmente presenta menor impacto que el diésel fósil en cuatro indicadores: calentamiento global, demanda de energía, reducción de capa de ozono y agotamiento de recursos abióticos. La categoría de calentamiento global en este escenario es 2,1 kg CO₂ equiv./kg de biodiésel, representando un 40% de ahorro de emisiones de gases de efecto invernadero con respecto al diésel fósil. La proyección de la demanda de biodiésel en Chile para finales del 2010 es 200.000 t/año y contempla la operación de cuatro plantas con una producción promedio por planta de 50.000 t biodiésel/año [7]. Considerando esta demanda, se estima que el ahorro de emisiones de gases de efecto invernadero podría ser en torno a 300.000 t CO₂ equiv./año. Con respecto al indicador de demanda de energía, el biodiésel obtiene un 62% de ahorro con relación al diésel y presenta una eficiencia energética de 2,1. Sin embargo, el biodiésel en el

escenario base presenta mayor impacto en 7 indicadores, tales como acidificación, demanda de agua, eutrofización y los asociados a ecotoxicidad terrestre y acuática.

Tabla 6.1 Escenarios de producción de biodiésel evaluados en la investigación.

Etapa del ciclo de vida del biodiésel	Escenario base	Escenarios alternativos
Producción agrícola de colza en labranza cero	Uso de fertilizantes minerales	E1. Uso de mezcla de fertilizantes minerales + fertilizantes orgánicos de residuos ganaderos
	Ocupación de praderas no degradadas	E2. Ocupación de praderas muy degradadas
Etapas industriales	Uso de butano ^a para la producción de vapor	E3. Uso de residuos forestales
Transporte de biodiésel	Trasporte interregional por camión	E4. Transporte interregional por tren

^a Dentro del escenario base también se evaluó la alternativa de gas natural como fuente de energía para generación de vapor industrial. El uso de gas natural no arroja diferencias significativas en comparación al uso de butano.

Los impactos ambientales del biodiésel están dominados por la etapa agrícola, debido principalmente a la producción y emisiones de campo de los fertilizantes minerales. Esta etapa contribuye a los impactos, dependiendo de la categoría evaluada, entre un 38% y un 84%, con excepción de oxidación fotoquímica, en la cual su aporte es sólo un 15%. Además, esta fase contribuye al 41% de la demanda de energía y al 77% de la demanda de agua. La etapa de transesterificación es la segunda en importancia.

Evaluación de biodiésel de colza bajo la estrategia de mejora ambiental.

En base a las características de la zona centro-sur de Chile, zona con mayor potencial de desarrollo de biodiésel de colza, se ha propuesto una estrategia de mejora ambiental para la producción del biocombustible, asociada al uso de recursos locales y/o renovables, bajo el enfoque de la ecología industrial, que permita contribuir hacia la implementación más ecoeficiente del biodiésel en Chile. Esta investigación analizó cuatro escenarios de producción alternativos (y realistas en el corto plazo)

asociados a la estrategia de mejora ambiental que son comparados con el escenario base (ver tabla 6.1).

De los escenarios evaluados, la mezcla de fertilizantes orgánicos ganaderos de origen local (purines de cerdo y estiércol de vacuno aportando el 38% del requerimiento de nitrógeno) con fertilizantes minerales es el escenario con mayor reducción de impactos del ciclo de vida del biodiésel; esta opción reduce los impactos del biocombustible entre un 2 y un 23% comparado con escenario base.

Otro escenario de importancia está asociado al cambio de uso de suelo, considerando la producción de colza en praderas muy degradadas. La producción de cultivos energéticos en tierras degradadas con bajo contenido de carbono es una opción que podría traer mejoras a los suelos y está adquiriendo atención a nivel internacional [48]. Los resultados indican que esta opción reduciría las emisiones de gases de efecto invernadero del biodiésel en un 22% comparado con la ocupación de praderas naturales no degradadas. Aunque por el cambio de uso de suelo pueden existir variaciones en los otros indicadores ambientales, para estos indicadores no ha sido posible valorar cambios, debido a que la metodología del IPCC [45,51] empleada en esta investigación se centra en evaluar emisiones de CO₂ asociadas a cambios de carbono del suelo y no analiza los efectos en otros tipos de impacto.

El uso de residuos forestales locales, como fuente de energía para vapor industrial, y el uso del ferrocarril para transportar el biodiésel son opciones que aportan una mejora moderada al perfil ambiental del biodiésel; estos escenarios obtienen una reducción de impactos entre el 1% y el 18%, dependiendo de la categoría evaluada.

La estrategia integrada, que combina a los cuatro escenarios, muestra que los impactos del biodiésel disminuirían entre el 5% y el 58% respecto al escenario base. La producción de biodiésel en la estrategia integrada presenta menor impacto en 6 indicadores comparada al diésel fósil: dos más (toxicidad humana y oxidación fotoquímica) que el perfil del biodiésel en el escenario base. Dadas las condiciones locales, se estima que todos los escenarios podrían aplicarse en el corto plazo en forma gradual previos estudios de viabilidad económica junto con estudios ambientales y sociales específicos. Estos estudios deberían evaluar el grado de residuos ganaderos y forestales y la superficie de praderas disponibles para su uso en la producción de biodiésel y la dinámica de la demanda de estos recursos por otros sectores productivos. La superficie de cultivo de colza requerida para producir la potencial demanda de biodiésel en Chile a finales del 2010 (200.000 t biodiésel/año) es en torno

a las 150.000 ha/año (considerando la normativa chilena que permite mezclas de hasta un 5% de biocombustible con combustible fósil) [8]. Dado que la superficie de praderas (gran parte degradadas) en la región centro-sur de Chile alcanza los 2 millones de ha y que la colza se cultivaría en rotación cada cuatro años, se deduce que para cubrir la potencial demanda nacional de biodiésel de colza de primera generación se requeriría disponer del 30% de la superficie de praderas. Asumiendo una situación hipotética que contemple utilizar toda la superficie de praderas y que la normativa permita porcentajes más elevados de mezcla, entonces esta superficie podría cubrir la producción de 660.000 t biodiésel de colza/año, lo que representa un 16% del consumo de diésel fósil en Chile a fines del 2010. En el caso del uso de fertilizantes orgánicos animales, si consideramos el escenario evaluado en esta investigación y la potencial oferta de purines y estiércol de vacuno en las regiones centro y centro-sur de Chile, se deduce que para cubrir la futura demanda nacional de biodiésel a finales del 2010, se necesitaría el 4% de la producción de estiércol de vacuno de estas regiones y el 15% de la producción de purines de cerdo.

Pertinencia de la inclusión de biodiésel en la matriz energética nacional

En esta investigación se obtuvo que en todos los métodos de asignación evaluados y en todos los escenarios analizados, el biodiésel de colza en condiciones chilenas, comparado al diésel fósil, presenta un ahorro en las emisiones de gases de efecto invernadero y en la demanda de energía; principales aspectos ambientales que actualmente son considerados en los biocombustibles a nivel internacional. A lo anterior, se suma que la colza en Chile es un cultivo de secano, lo que reduce la presión por el uso de recursos hídricos. Sin embargo, en otros indicadores ambientales, tales como acidificación y eutrofización, la sustitución de diésel fósil por biodiésel conduciría a incrementar los impactos ambientales, mostrando que no es fácil extraer conclusiones simplificadas (nota: si evaluamos estos indicadores usando factores de caracterización específicos de las zonas de cultivo, sus valores podrían variar). Por lo tanto, se debe admitir que los efectos positivos del biodiésel sobre el calentamiento global y el balance de energía pueden conllevar un impacto negativo en otros aspectos ambientales y siempre se debe considerar que la mejor estrategia es la reducción del consumo de combustibles. Con esta investigación, los gestores de entidades públicas y privadas de Chile disponen de información objetiva sobre los efectos ambientales de la implantación de biodiésel de primera generación en Chile y

junto con estudios económicos y sociales, pueden tomar decisiones de acuerdo a las prioridades nacionales o regionales e incluyendo a los actores involucrados, pueden lograr una solución de compromiso en un caso particular.

6.2 Futuras líneas de investigación

Esta sección compila algunas de las principales líneas de investigación a desarrollar en base al trabajo de esta tesis. Al igual que en la sección anterior, las futuras líneas de investigación son agrupadas en dos secciones: aspectos metodológicos y perfil ambiental de los sistemas energéticos estudiados.

6.2.1 Aspectos metodológicos

- Sistematizar la creación de una base de datos a nivel nacional sobre la sostenibilidad de biocombustibles en Chile que incluya datos ambientales, económicos y sociales.
- Incorporar en futuros estudios ambientales indicadores como biodiversidad o erosión. Estos indicadores se consideran relevantes en la evaluación ambiental de cultivos energéticos y biocombustibles y actualmente carecen de una metodología suficientemente consensuada para su implementación en el ACV.
- Evaluar categorías de impacto como eutrofización y acidificación asociadas a factores de caracterización específicos de las zonas de implantación de cultivos energéticos en Chile.
- Investigar el efecto que tendría el cambio de uso de suelo asociado a la expansión de cultivos energéticos en indicadores ambientales como eutrofización, ecotoxicidad, acidificación y demanda de agua.

6.2.2 Perfil ambiental de los sistemas energéticos

- La futura investigación sobre mejoras en el perfil ambiental y reducción de impactos del biodiésel de primera generación, tanto en Chile como en otros países de Sudamérica, puede enfocarse en la etapa agrícola, etapa clave en el perfil ambiental del biocombustible, especialmente la evaluación de prácticas de fertilización, diferentes fuentes de fertilizantes y herbicidas y reducción de emisiones de campo de los agroquímicos. En particular, evaluar con datos locales la fertilización de cultivos

energéticos usando mayoritariamente residuos orgánicos tales como compost, residuos animales y residuos urbanos orgánicos. Estudios de nuestro grupo de investigación ya han mostrado las ventajas del uso de compost en la reducción de gases de efecto invernadero en cultivos [200].

- Analizar ambientalmente la producción a escala local/regional de biodiésel de primera generación en Chile, usando el enfoque de la ecología industrial asociado a una amplia incorporación de energía, materiales y residuos disponibles en la zona de estudio. El escenario local/regional puede contemplar, entre otros aspectos, el uso extensivo de residuos forestales y ganaderos en la etapa agrícola e industrial, uso de co-productos del biodiésel en el mercado local, plantas de biodiésel con tecnología a pequeña escala, uso de biodiésel en la maquinaria agrícola y transporte del biocombustible a centros de consumo cercanos a plantas productoras.

- Si consideramos la política gubernamental de biocombustibles en Chile, el actual marco legal permite mezclas de hasta un 5% de biocombustible con combustible fósil. Este límite en la mezcla puede articular un desarrollo del mercado nacional del biocombustible pero debido a economías de escala, limita su producción orientada al mercado local o regional. Se debería evaluar las repercusiones ambientales que presenta el marco legal frente a una estrategia orientada al consumo local de biocombustible asociada a porcentajes mayores de mezcla.

- Integrar el ACV de biocombustibles con otras herramientas, tales como los sistemas de información geográfica, en vista de evaluar estrategias de optimización entre la oferta y demanda de biocombustibles e identificar áreas geográficas específicas que son más apropiadas para la producción agrícola de los cultivos.

- Dada la importancia de recursos forestales y agrícolas de Chile, una potencial línea de investigación es la evaluación ambiental de biocombustibles de segunda generación producidos a partir de materiales lignocelulósicos, tales como madera de bosques de rotación corta y residuos agrícolas. El estudio de sistemas integrales asociados a biorefinerías y el aprovechamiento de recursos forestales [9,76,203] es una línea de trabajo que requiere mayor investigación en Chile.

- Evaluar en forma integrada el ciclo de vida de los biocombustibles contemplando aspectos ambientales, sociales y económicos. Herramientas posibles son el análisis de costo del ciclo de vida [204] y análisis de ciclo de vida social [205].

Referencias tesis

- [1] FAO. Departamento Forestal. Terminología unificada sobre la bioenergía. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación; 2004.
- [2] Rosillo-Calle F, Pelkmans L, Walter A. Global overview of vegetable oils, with reference to biodiesel. Paris, France: International Energy Agency (IEA) Bioenergy Task 40; 2009.
- [3] Banco Central de Chile. Síntesis estadística de Chile 2004 - 2008. Santiago, Chile: BCN; 2009.
- [4] SolidWorks Corp. SolidWorks Sustainability (citado diciembre, 2009); disponible en: <http://www.solidworks.com/sustainability>.
- [5] Chacon J. Historia ampliada y comentada del análisis de ciclo de vida (ACV). Revista de la Escuela Colombiana de Ingeniería 2008;72:37-70.
- [6] PE Europe. GaBi 4 Manual. Leinfelden-Echterdingen, Germany: PE Europe GmbH-IKP of the University of Stuttgart; 2006.
- [7] CATA. Centro Avanzado de Gestión, Innovación y Tecnología para la Agricultura. Evaluación del potencial productivo de biocombustibles en Chile con cultivos agrícolas tradicionales. Santiago, Chile: Universidad Técnica Federico Santa María; 2007.
- [8] Ministerio de Agricultura Chile - ODEPA. Contribución de las Políticas Agrarias al desarrollo de los biocombustibles en Chile. Santiago, Chile: Ministerio de Agricultura Chile; 2007.
- [9] Puy N, Tàbara D, Bartrolí Molins J, Bartrolí Almera J, Rieradevall J. Integrated Assessment of forest bioenergy systems in Mediterranean basin areas: The case of Catalonia and the use of participatory IA-focus groups. Renewable and Sustainable Energy Reviews 2008 6;12(5):1451-64.
- [10] Lucas H, Faillenot M. Los biocombustibles líquidos para el transporte en América Latina. En: Ingeniería sin Fronteras. Asociación para el Desarrollo, editor. Biodiésel y cooperación para el desarrollo. Madrid, España: Universidad Politécnica de Madrid; 2007.
- [11] Halleux H, Lassaux S, Renzoni R, Germain A. Comparative life cycle assessment of two biofuels. Ethanol from sugar beet and rapeseed methyl ester. International Journal of Life Cycle Assessment 2008; 13(3):184-90.

- [12] Bauen A, Berndes G, Junginger M, Londo M, Vuille F. Bioenergy – a sustainable and reliable energy source. Paris, France: International Energy Agency Bioenergy (IEA Bioenergy); 2009.
- [13] Nekundaa M, Palmb C, de Fraiturec C, Leadleyd P, Maenee L, Martinellif L, et al. Biofuels in developing countries. En: Howarth R, Bringezu S, editores. Biofuels: Environmental consequences and interactions with changing land use. Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE), International Biofuels Project Rapid Assessment. New York, USA: Cornell University; 2008.
- [14] Rutz D, Thebaud A, Janssen R, Segura S, Riegelhaupt E, Ballesteros M, et al. Biofuel policies and legislation in Latin America. BioTop report Task 2. Berlin, Germany: WIP Renewable Energies; 2006.
- [15] López A. La industria de los biocombustibles en el MERCOSUR. Montevideo, Uruguay: Red MERCOSUR de Investigaciones Económicas; 2009.
- [16] Garff D, Correnti N. Argentina- Key player in the biofuels market. Buenos Aires, Argentina: German-Argentinian Chamber of Industry and Commerce; 2008.
- [17] CADER. Estado de la industria Argentina de biodiesel. Reporte segundo cuatrimestre 2009. Buenos Aires, Argentina: Cámara Argentina de Energías Renovables; 2009.
- [18] CAPP. Centro de Análisis de Políticas Públicas. Informe país: Estado del medio ambiente en Chile 2008. Santiago, Chile: Instituto de Asuntos Públicos. Universidad de Chile; 2010.
- [19] CNE. Comisión Nacional de Energía de Chile. Anuario estadístico de energía 1990-2007 (citado diciembre, 2009); disponible en: http://www.cne.cl/estadisticas/f_anuario.html.
- [20] CNE. Comisión Nacional de Energía de Chile. Política energética: Nuevos lineamientos. Santiago, Chile: CNE; 2008.
- [21] SII. Servicio de Impuestos Internos. Circular n° 30. Tratamiento tributario de los biocombustibles denominados biodiesel y bioetanol. Santiago, Chile: SII; 2007.
- [22] Ministerio de Economía y Fomento de Chile. Decreto n° 11. Aprueba definiciones y especificaciones de calidad para la producción, importación, transporte, almacenamiento, distribución y comercialización de bioetanol y biodiesel. Santiago, Chile: Diario Oficial, 9 de mayo de 2008; 2008.
- [23] Cavieres P. El biodiesel en Chile. Colegio de ingenieros agrónomos de Chile (citado diciembre, 2009); disponible en: <http://www.agronomos.cl/2009/may/biodisel.html>.

- [24] ODEPA. Oficina de Estudios y Políticas Agrarias. Informe Comité Público – Privado de Bioenergía. Santiago, Chile: ODEPA; 2007.
- [25] Stevens D, Wörgetter M, Saddler J. Biofuels for transportation: an examination of policy and technical issues. IEA Bioenergy Task 39, liquid biofuels. Final report 2001-2003. Rotorua, New Zealand: International Energy Agency Bioenergy (IEA Bioenergy); 2004.
- [26] Watson H. Potential to expand sugarcane cultivation in southern Africa – an assessment of suitable and available land. Proceedings of COMPETE Workshop on Improved Energy Crop and Agroforestry Systems for Sustainable Development in Africa; 2007.
- [27] Searchinger T, Heimlich R, Houghton RA, Dong F, Elobeid A, Fabiosa J, et al. Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science* 2008; 319(5867):1238-40.
- [28] Crutzen PJ, Mosier AR, Smith KA, Winiwarter W. N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics* 2008;8:389-395.
- [29] Rollefson J, Fu G, Chan A. Assessment of the environmental performance and sustainability of biodiesel in Canada. Canada: National Research Council; 2004.
- [30] Menichetti E, Otto M. Energy balance & greenhouse gas emissions of biofuels from a life cycle perspective. En: Howarth R, Bringezu S, editores. *Biofuels: Environmental consequences and interactions with changing land use*. Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE), International Biofuels Project Rapid Assessment. New York, USA: Cornell University; 2008.
- [31] Rutz D, Janssen R. *Biofuel Technology Handbook*. Munich, Germany: WIP Renewable Energies; 2008.
- [32] Majer S, Mueller-Langer F, Zeller V, Kaltschmitt M. Implications of biodiesel production and utilisation on global climate - A literature review. *European Journal of Lipid Science and Technology* 2009;111(8):747-62.
- [33] ISO. International Organization of Standardization. 14040: 2006(E) Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. Geneva, Switzerland: ISO; 2006.
- [34] Society of Environmental Toxicology and Chemistry. Guidelines for life cycle assessment: a code of practice. Proceedings of workshop SETAC. Sesimbra, Portugal; 1993.
- [35] UNEP/SETAC. Background paper of the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. Paris, France; 2001.

- [36] ISO. International Organization of Standardization. The ISO 14000 family of international standards on environmental management. Geneva, Switzerland: ISO; 2009.
- [37] Rieradevall J, Fullana P, Domènech X, Milà L. ACV 2000. España: APRODACV; 1998.
- [38] Ekvall T, Finnveden G. Allocation in ISO 14041- A critical review. *Journal of Cleaner Production* 2001;9:197-208.
- [39] Muñoz I, Rieradevall J, Domènech X. Definición de la unidad funcional e implicaciones en el ACV. En: Clemente G, Sanjuán N, Vivancos JL, editores. *Análisis de ciclo de vida: aspectos metodológicos y casos prácticos*. Valencia, España: Universidad Politécnica de Valencia; 2005.
- [40] Herrera I. Desarrollo metodológico de evaluación ambiental en el análisis de procesos. Tesis doctoral. Departament d'Enginyeria Química. Tarragona, España: Universitat Rovira i Virgili; 2004.
- [41] Finnveden G. Valuation methods within the framework of life cycle assessment. Stockholm, Sweden: Swedich Environmental Research Institute Report (IVL-Report); 1996.
- [42] Antón A. Utilización del análisis del ciclo de vida en la evaluación del impacto ambiental del cultivo bajo invernadero mediterráneo. Tesis Doctoral: Universitat Politècnica de Catalunya; 2004.
- [43] Guinée J, Gorree M, Heijungs R, Huppes G, Kleijn R, de Koning A, et al. Life cycle assessment; an operational guide to the ISO standards; Part 1 and 2. Den Haag and Leiden, The Netherlands: Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML); 2001.
- [44] Cherubini F. GHG balances of bioenergy systems – Overview of key steps in the production chain and methodological concerns. *Renewable Energy* 2010; 100(7): 1565-73.
- [45] IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Generic methodologies applicable to multiple land-use categories. Volume 4, Chapter 2. En: Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K, editores. *IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*. Hayama, Japan: National Greenhouse Gas Inventories Programme, IGES; 2006.
- [46] JRC. Well-to-tank report version 2c. Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context: Joint Research Centre- Institute for Environment and Sustainability, EUCAR and CONCAWE; 2007.

- [47] Gnansounou E, Dauriat A, Villegas J, Panichelli L. Life cycle assessment of biofuels: energy and greenhouse gas balances. *Bioresource Technology* 2009;100(21):4919-30.
- [48] Cherubini F, Bird ND, Cowie A, Jungmeier G, Schlamadinger B, Woess-Gallasch S. Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: key issues, ranges and recommendations. *Resources, Conservation and Recycling* 2009;53(8):434-47.
- [49] Larson ED. A review of life-cycle analysis studies on liquid biofuel systems for the transport sector. *Energy for Sustainable Development* 2006;10(2):109-26.
- [50] Hamelinck C, Koop K, Croezen H, Koper M, Kampman B, Bergsma G. Technical specification: greenhouse gas calculator for biofuels. Utrecht, The Netherlands: Ecofys; 2008.
- [51] IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cropland. Volume 4, Chapter 5. En: Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K, editores. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Hayama, Japan: National Greenhouse Gas Inventories Programme, IGES; 2006.
- [52] Börjesson P, Tufvesson LM. Agricultural crop-based biofuels –resource efficiency and environmental performance including direct land use changes. *Journal of Cleaner Production* 2010; en imprenta.
- [53] Kløverpris J, Wenzel H, Banse M, Milà L, Reenberg A. Conference and workshop on modelling global land use implications in the environmental assessment of biofuels. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2008;13(3):178-83.
- [54] Official Journal. European Parliament and Council Directive 2009/28/EC on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC. Official Journal of the European Union. 2009.
- [55] IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. N₂O emissions from managed soils and CO₂ emissions from lime and urea application. Volume 4, Chapter 11. En: Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K, editores. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Hayama, Japan: National Greenhouse Gas Inventories Programme, IGES; 2006.
- [56] Frischknecht R, Rebitzer G. The Ecoinvent database system: A comprehensive web-based LCA database. *Journal of Cleaner Production* 2005;13(13-14):1337-43.
- [57] Ossés de Eicker M, Hirsch R, Hurni H, Zah R. Using non-local databases for the environmental assessment of industrial activities: The case of Latin America. *Environmental Impact Assessment Review* 2010; 30(3):145-57.
- [58] BP. Statistical review of world energy 2008. London, UK: BP plc; 2008.

- [59] Kaltschmitt M, Reinhardt GA, Stelzer T. Life cycle analysis of biofuels under different environmental aspects. *Biomass and Bioenergy* 1997; 12(2):121-34.
- [60] Goncalves A. Biocombustibles líquidos y su implementación en Chile. Una innovación necesaria. Santiago, Chile; 2007.
- [61] Gasol CM, Gabarrell X, Antón A, Rigola M, Carrasco J, Ciria P, et al. LCA of poplar bioenergy system compared with *Brassica carinata* energy crop and natural gas in regional scenario. *Biomass and Bioenergy* 2009; 33:119-29.
- [62] Gasol CM, Salvia J, Serra J, Anton A, Rieradevall J, Gabarrell X. Comparative of winter rape (*B. napus L*) cultivars as energy crops to produce biodiesel in southern Europe. *Fuel* 2009, en revisión.
- [63] Gasol CM, Gabarrell X, Antón A, Rigola M, Carrasco J, Ciria P, et al. Life cycle assessment of a *Brassica carinata* bioenergy cropping system in southern Europe. *Biomass and Bioenergy* 2007; 31(8):543-55.
- [64] Adler P, Del Grosso S, Parton W. Life-cycle assessment of net greenhouse-gas flux for bioenergy cropping systems. *Ecological Applications* 2007; 17(3):675–91.
- [65] Heller MC, Keoleian G, Volk TA. Life cycle assessment of a willow bioenergy cropping system. *Biomass and Bioenergy* 2003; 25(2):147-65.
- [66] Mattsson B, Cederberg C, Blix L. Agricultural land use in life cycle assessment (LCA): case studies of three vegetable oil crops. *Journal of Cleaner Production* 2000; 8(4):283-92.
- [67] Renouf MA, Wegener MK, Nielsen LK. An environmental life cycle assessment comparing Australian sugarcane with US corn and UK sugar beet as producers of sugars for fermentation. *Biomass and Bioenergy* 2008; 32(12):1144-55.
- [68] Landis M, Miller S, Theis T. Life cycle of the corn-soybean agroecosystem for biobased production. *Environmental Science and Technology* 2007; 41:1457-64.
- [69] Yusoff S, Hansen S. Feasibility study of performing a life cycle assessment on crude palm oil production in Malaysia. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2007;12(1):50-8.
- [70] Styles D, Jones MB. Energy crops in Ireland: Quantifying the potential life-cycle greenhouse gas reductions of energy-crop electricity. *Biomass and Bioenergy* 2007; 31(11):759-72.
- [71] Heinz A, Kaltschmitt M, Stülpnagel R, Scheffer K. Comparison of moist vs. air-dry biomass provision chains for energy generation from annual crops. *Biomass and Bioenergy* 2001; 20(3):197-215.

- [72] Wicke B, Dornburg V, Junginger M, Faaij A. Different palm oil production systems for energy purposes and their greenhouse gas implications. *Biomass and Bioenergy* 2008; 32(12):1322-37.
- [73] Rösch C, Skarka J, Raab K, Stelzer V. Energy production from grassland – Assessing the sustainability of different process chains under German conditions. *Biomass and Bioenergy* 2009; 33(4):689-700.
- [74] Reijnders L, Huijbregts M. Palm oil and the emission of carbon-based greenhouse gases. *Journal of Cleaner Production* 2008; 16(4):477-82.
- [75] González-García S, Gasol CM, Gabarrell X, Rieradevall J, Moreira MT, Feijoo G. Environmental aspects of ethanol-based fuels from *Brassica carinata*: A case study of second generation ethanol. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 2009; 13(9):2613-20.
- [76] González-García S, Gasol CM, Gabarrell X, Rieradevall J, Moreira MT, Feijoo G. Environmental profile of ethanol from poplar biomass as transport fuel in Southern Europe. *Renewable Energy* 2010; 35(5):1014-23.
- [77] Venturi P, Venturi G. Analysis of energy comparison for crops in European agricultural systems. *Biomass and Bioenergy* 2003; 25(3):235-55.
- [78] Rathke GW, Diepenbrock W. Energy balance of winter oilseed rape (*Brassica napus L.*) cropping as related to nitrogen supply and preceding crop. *European Journal of Agronomy* 2006; 24(1):35-44.
- [79] Batchelor S, Booth E, Walker K. Energy analysis of rape methyl ester (RME) production from winter oilseed rape. *Industrial Crops and Products* 1995; 4(3):193-202.
- [80] Reijnders L, Huijbregts M. Biogenic greenhouse gas emissions linked to the life cycles of biodiesel derived from European rapeseed and Brazilian soybeans. *Journal of Cleaner Production* 2008; 16(18):1943-8.
- [81] Stephenson AL, Dennis JS, Scott SA. Improving the sustainability of the production of biodiesel from oilseed rape in the UK. *Process Safety and Environmental Protection* 2008; 86(6):427-40.
- [82] Su C, Lee Y. Development status and life cycle inventory analysis of biofuels in Taiwan. *Energy Policy* 2009; 37(2):754-8.
- [83] Janulis P. Reduction of energy consumption in biodiesel fuel life cycle. *Renewable Energy*, 2004; 29(6):861-71.
- [84] Kallivroussis L, Natsis A, Papadakis G. RD—Rural Development: The energy balance of sunflower production for biodiesel in Greece. *Biosystems Engineering* 2002; 81(3):347-54.

- [85] Recchia L, Cini E, Corsi S. Life cycle analysis methodology applied to sunflower oil utilisation in Tuscany Farms. En: ETA and WIP, editores. Proceedings of the 15th European Biomass Conference & Exhibition, Berlin, Germany: ETA-Florence, Italy and WIP-Munich, Germany; 2007.
- [86] Clair S, Hillier J, Smith P. Estimating the pre-harvest greenhouse gas costs of energy crop production. *Biomass and Bioenergy* 2008; 32(5):442-52.
- [87] CIEMAT. Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas. Análisis de ciclo de vida de combustibles alternativos para el transporte. Fase II. ACV comparativo del biodiésel y del diésel. Madrid, España: Centro de Publicaciones Ministerio de Medio Ambiente; 2006.
- [88] Bernesson S, Nilsson D, Hansson P. A limited LCA comparing large- and small-scale production of rape methyl ester (RME) under Swedish conditions. *Biomass and Bioenergy* 2004; 26(6):545-59.
- [89] Iriarte A, Gabarrell X, Rieradevall J. Environmental evaluation of herbaceous biomass for biodiesel in emergent areas. The case of Chile. En: ETA and WIP, editores. Proceedings of the 16th European Biomass Conference & Exhibition, Valencia, Spain: ETA-Florence, Italy and WIP-Munich, Germany; 2008.
- [90] van der Werf H. Life Cycle Analysis of field production of fibre hemp, the effect of production practices on environmental impacts. *Euphytica* 2004; 140:13-23.
- [91] Nikolaou A, Kavadakis G, Panoutsou C. Comparative life cycle assessment of bioenergy and fossil energy systems in Greece. En: Lekkas TD, editor. Proceedings of 7th International Conference on Environmental Science and Technology, Ermoupolis, Greece: University Aegean, Athens Greece; 2001.
- [92] Cerón W. Maravilla y raps. Santiago, Chile: Agenda del Salitre SOQUIMICH; 2001.
- [93] INIA-Quilamapu. Instituto de Investigaciones Agropecuarias - Sede Quilamapu. Validación de sistemas de producción de leguminosas y oleaginosas en la precordillera del Bío-Bío y el secano costero de la provincia de Arauco. Informe técnico de estado de avance n° 4. Chillan Chile: INIA-Quilamapu; 2008.
- [94] Faiguenbaum H. Cosecha de maravilla y practicas de manejo relacionadas. *Panorama Económico de la Agricultura* 1990; 68:17-19.
- [95] Valdivia V. Antecedentes experimentales sobre algunas técnicas de manejo del cultivo de maravilla (*Helianthus annuus L.*). Serie La Platina no. 25. Santiago, Chile: Estación Experimental La Platina. Instituto de Investigaciones Agropecuarias; 1991.
- [96] Rouanet J. Rotaciones de cultivos y sus beneficios para la agricultura del sur. Santiago, Chile: Fundación Chile; 2005.

- [97] ODEPA. Oficina de Estudios y Políticas Agrarias. Compendio Estadístico Silvoagropecuario 1990 – 2004. Santiago, Chile: ODEPA; 2005.
- [98] INE. Instituto Nacional de Estadísticas. Agropecuarias Informe 2008. Santiago, Chile: INE; 2009.
- [99] Cerón W, Valdivia V, Doberti E. Técnicas en el cultivo de la maravilla. Chile Agrícola 1984; 8(84):248-260.
- [100] Valdivia V. El cultivo de la maravilla. El Campesino 1986; 117(8):54-69.
- [101] Ramírez A. Control de malezas en maravilla. Investigación y Progreso Agropecuario 1991; 66:16–20.
- [102] Cerón W, Brescia J. El cultivo de la maravilla híbrida. Chile Hortofrutícola 1988; 2(9):39–47.
- [103] INIA-Carillanca. Instituto de Investigaciones Agropecuarias - Sede Carillanca. Normas Técnicas de Actualización en Cultivos. Documento Interno N° 17. Temuco, Chile: INIA-Carillanca; 1991.
- [104] Rodríguez J. Fertilización del raps. En: Facultad de Agronomía Universidad Católica de Chile, editor. Seminario de Producción de raps. Santiago, Chile: Editorial Universidad Católica de Chile; 1985.
- [105] Hetz E, Martínez F. Requerimientos energéticos para la producción de maravilla (*Helianthus annuus*) en la provincia de Ñuble. Agro Ciencia 1988; 4(2):141–146.
- [106] González J, Velasco R, Morales G. Costos y rentabilidad de cultivos anuales VII y VIII regiones. Boletín n° 41. Chillan, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA) - Quilamapu; 2000.
- [107] Sociedad Nacional de Agricultura. Resultados económicos de tres cultivos para la zona central: poroto, maravilla y papas. El Campesino 1982; 113 (8):10–16.
- [108] INE. Instituto Nacional de Estadísticas. Censo Agropecuario 2007 (citado diciembre, 2009); disponible en: <http://www.censoagropecuario.cl/index2.html>.
- [109] Hetz E, Villegas H, Riquelme J, Celis J. Utilización de energía en la producción de raps bajo sistemas de labranza, en la provincia de Ñuble. Agro Sur 1994; 22(1):1–6.
- [110] SQM. Sociedad Química y Minera de Chile. Memoria anual 2007. Santiago, Chile: B&B Impresores; 2008.
- [111] TERRA S.A. (citado diciembre, 2009); disponible en: <http://www.terragrícola.cl>.
- [112] SAG. Servicio Agrícola y Ganadero. Base de datos nacional de importación de plaguicidas y fertilizantes año 2006. Santiago, Chile: SAG - División de Protección Agrícola; 2007.

- [113] SNA. Servicio Nacional de Aduanas. Base de datos comercio exterior, ESTACOMEX (citado diciembre, 2009); Disponible en: <http://200.72.160.89/estacomex/asp/index.asp>.
- [114] BASF Chile. BASF Chile S.A. (citado diciembre, 2009); disponible en: <http://www.basf.cl>.
- [115] Dow AgroSciences-Chile. (citado diciembre, 2009); disponible en: <http://www.dowagro.com/cl>.
- [116] Hetz E, Huerta A, Villar S, López M. Evaluación económica de los tractores agrícolas comercializados en Chile. *Agro Sur* 1998; 26(2):33–43.
- [117] Hetz E, Villalobos H. Consumo específico y ahorro de combustible en la operación de tractores agrícolas. *Ciencia e Investigación Agraria* 1985; 12(2):129–136.
- [118] CNE. Comisión Nacional de Energía de Chile. Mapa de recursos sector eléctrico (citado diciembre, 2009); disponible en: http://www.cne.cl/mapa/f_mapa.html.
- [119] ENAP. Memoria anual 2007. Santiago, Chile: Fyrma Gráfica; 2008.
- [120] ENAP. Empresa Nacional de Petróleo. Logística Petrolera (citado diciembre, 2009); disponible en: http://www.enap.cl/opensite_20051005034320.asp.
- [121] Nemecek T, Heil A, Huguenin O, Meier S, Erzinger S, Blaser S, et al. Life cycle inventories of agricultural production systems. Final report Ecoinvent 2000 n° 15. Dübendorf, Switzerland: Agroscope FAL Reckenholz and FAT Taenikon, Swiss Centre for Life Cycle Inventories; 2004.
- [122] Dones R, Bauer C, Bolliger R, Burger B, Faist Emmenegger M, Frischknecht R, et al. Life cycle inventories of energy systems: Results for current systems in Switzerland and other UCTE countries. Ecoinvent report n° 5. Dübendorf, Switzerland: Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories; 2004.
- [123] Audsley E, Alber S, Clift R, Coweell S, Crettaz P, Gaillard G, et al. Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture. Final report concerted action AIR3-CT94-2028. Brussels, Belgium: European Commission DG VI Agriculture; 2003.
- [124] Bentrup F, Kusters J. Methods to estimate to potential N emissions related to crop production (Charter 10). En: Weidema B. M, editor. Agricultural data for life cycle assessments. The Hague, The Netherlands: Agricultural Economics Research Institute (LEI); 2000.

- [125] ECETOC. European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals. Technical report n°. 62. Ammonia emissions to air in Western Europe. Brussel, Belgium: ECETOC; 1994.
- [126] Zagal E, Hirzel J, Vidal I. Evaluación de la recomendación de fertilización nitrogenada para cultivos anuales en suelos de origen volcánico usando un modelo de simulación. *Agricultura Técnica* 2003; 63(1):94-104.
- [127] Rossier D. Ecobilan. Adaptation de la methode ecobilan pour la gestion environnementale de l'exploitation agricole. Lausanne, Switzerland: Service Romand de Vulgarisation Agricole; 1998.
- [128] Hauschild M. Estimating pesticide emissions for LCA of agricultural products (Chapter 22). En: Weidema B. M, editor. *Agricultural data for life cycle assessments*. The Hague, The Netherlands: Agricultural Economics Research Institute (LEI); 2000.
- [129] Loomis R, Connor J. *Crop ecology: productivity and management in agricultural systems*. Cambridge University Press; 1992.
- [130] Casanova M, Vera W, Luzio W, Salazar O. *Edafología- Guía de clases prácticas*. Santiago, Chile: Universidad de Chile; 2004.
- [131] DMC. Dirección Meteorológica de Chile. *Climas de Chile* (citado diciembre, 2009); disponible en: <http://www.meteochile.cl>.
- [132] SAP. Laboratorio de Relación Suelo-Agua-Planta. *Series de suelo de la VII Región. Proyecto zonificación de trigo candeal por calidad y rendimiento entre la RM y VIII Región*. Universidad de Chile (citado diciembre, 2009); disponible en: http://www.sap.uchile.cl/fia/suelo%20y%20clima/Suelo/Cuadro_VIIR_b.pdf.
- [133] De Santi G, Edwards R, Szekeres S, Neuwahl F, Mahieu V. *Biofuels in the European context: facts and uncertainties*. Joint Research Centre. European Commission; 2008.
- [134] Birkved M, Hauschild M. Pest LCI—A model for estimating field emissions of pesticides in agricultural LCA. *Ecological Modelling*, 2006; 198(3-4):433-51.
- [135] AERU. Agriculture and Environment Research Unit, University of Hertfordshire. *FOOTPRINT Pesticide properties database* (citado diciembre, 2009); disponible en: <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/>.
- [136] Chapagain AK, Hoekstra AY. *Water footprints of nations. Value of water research report series n° 16*. Delft, The Netherlands: UNESCO-IHE; 2004.
- [137] van Zeijts H, Leneman HWS, A. Fitting fertilisation in LCA: allocation to crops in a cropping plan. *Journal of Cleaner Production* 1999; 7:69–74.

- [138] Williams A, Audsley E, Sandars D. Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. Main report. DEFRA research project IS0205. Bedford, UK: Cranfield University and Department of Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA); 2006.
- [139] Cardone M, Mazzoncini M, Menini S, Rocco V, Senatore A, Seggiani M, et al. *Brassica carinata* as an alternative oil crop for the production of biodiesel in Italy: Agronomic evaluation, fuel production by transesterification and characterization. *Biomass and Bioenergy*, 2003; 25(6):623-36.
- [140] EEA European Environment Agency. How much bioenergy can Europe produce without harming the environment? EEA Report n° 7. Luxembourg: EEA; 2006.
- [141] ADEME-DIREM-Ecobilan. Bilans énergétiques et gaz à effet de serre des filières de production de biocarburants. Executive summary: Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME), Direction des Ressources Energétiques et Minérales (DIREM), Ecobilan Price Waterhouse Coopers; 2002.
- [142] Acevedo E. Sustentabilidad en cultivos anuales: cero labranza, manejo de rastrojos. Serie ciencias agronómicas n° 8. Santiago, Chile: Universidad de Chile; 2003.
- [143] FAO. Manual de prácticas integradas de manejo y conservación de suelos. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación; 2000.
- [144] Charles R, Jolliet O, Gaillard G, Pellet D. Environmental analysis of intensity level in wheat crop production using life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 2006; 113(1-4):216-25.
- [145] Tidåker P, Mattsson B, Jönsson H. Environmental impact of wheat production using human urine and mineral fertilisers – A scenario study. *Journal of Cleaner Production* 2007; 15(1):52-62.
- [146] Alvear M, Rosas A, Rouanet JL, Borie F. Effects of three soil tillage systems on some biological activities in an Ultisol from southern Chile. *Soil and Tillage Research*, 2005; 82(2):195-202.
- [147] Boehmel C, Lewandowski I, Claupein W. Comparing annual and perennial energy cropping systems with different management intensities. *Agricultural Systems*, 2008; 96(1-3):224-36.
- [148] Malhi S, Lemke R, Wang Z, Chhabra BS. Tillage, nitrogen and crop residue effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality, and greenhouse gas emissions. *Soil and Tillage Research* 2006;90(1-2):171-83.
- [149] Reicosky DC. Tillage-induced CO₂ emission from soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 1997; 49:273-85.

- [150] Chatskikh D, Olesen JE, Hansen EM, Elsgaard L, Petersen BM. Effects of reduced tillage on net greenhouse gas fluxes from loamy sand soil under winter crops in Denmark. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2008;128(1-2):117-26.
- [151] Álvaro-Fuentes J, Cantero-Martínez C, López MV, Arrúe JL. Soil carbon dioxide fluxes following tillage in semiarid Mediterranean agroecosystems. *Soil and Tillage Research*, 2007; 96(1-2):331-41.
- [152] Chhokar RS, Sharma RK, Jat GR, Pundir AK, Gathala MK. Effect of tillage and herbicides on weeds and productivity of wheat under rice–wheat growing system. *Crop Protection*, 2007; 26(11):1689-96.
- [153] Bonari E, Mazzoncini M, Peruzzi A. Effects of conventional and minimum tillage on winter oilseed rape (*Brassica napus L.*) in a sandy soil. *Soil and Tillage Research*, 1995; 33(2):91-108.
- [154] Hülsbergen KJ, Feil B, Biermann S, Rathke GW, Kalk WD, Diepenbrock W. A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 2001; 86(3):303-21.
- [155] Zentner RP, Stumborg MA, Campbell CA. Effect of crop rotations and fertilization on energy balance in typical production systems on the Canadian prairies. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 1989; 25(2-3):217-32.
- [156] Mudahar MS, Hignett TP. Energy efficiency in nitrogen fertilizer production. *Energy in Agriculture* 1985; 4:159-77.
- [157] Mourad A, Coltro L, Oliveira P, Kletecke R, Baddini J. A simple methodology for elaborating the life cycle inventory of agricultural products. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2007; 12(6):408-413.
- [158] Valdivia V. Como cultivar el raps. *Chile Agrícola* 1984; 9:96–98.
- [159] AMPROS. Asociación Nacional de Productores de Semillas (citado diciembre, 2009); disponible en: <http://www.anproschile.cl>.
- [160] INE. Instituto Nacional de Estadísticas. Medio Ambiente Informe Anual. Santiago, Chile: INE; 2006.
- [161] Mosaic Company. Market Mosaic. Vol. 2 nº 3. Plymouth, USA: Mosaic Company; 2006.
- [162] Frischknecht R, Jungbluth N, Althaus H, Doka G, Heck T, Hellweg S, et al. Overview and Methodology. Ecoinvent report nº 1. Dübendorf, Switzerland: Swiss Centre for Life Cycle Inventories; 2004.
- [163] Delucchi M. A lifecycle emissions model (LEM): Lifecycle emissions from transportation fuels, motor vehicles, transportation modes, electricity use, heating

- and cooking fuels, and materials. USA: Institute of Transportation Studies, University of California, Davis; 2003.
- [164] Andrade O, Contreras E. La pudrición blanca del raps. Temuco, Chile: Informativo INIA-Carillanca. Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias; 2007.
- [165] Coelho S, Guardabassi P, Grisoli R, Lucon O, Nadal G, Canché G, et al. Application of sustainability tools for biofuels in Latin America. BioTop Report D4.2/D4.3. Berlin, Germany: WIP Renewable Energies; 2009.
- [166] Giampietro M, Mayumi K. The biofuel delusion: the fallacy of large scale agro-biofuels production. UK: Earthscan; 2009.
- [167] Panichelli L, Dauriat A, Gnansounou E. Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Argentina for export. The International Journal of Life Cycle Assessment 2009; 14(2):144-59.
- [168] Talens Peiró L, Lombardi L, Villalba Méndez G, Gabarrell i Durany X. Life cycle assessment (LCA) and exergetic life cycle assessment (ELCA) of the production of biodiesel from used cooking oil (UCO). Energy 2009; en imprenta.
- [169] Papong S, Chom-In T, Noksa-nga S, Malakul P. Life cycle energy efficiency and potentials of biodiesel production from palm oil in Thailand. Energy Policy 2010; 38(1):226-33.
- [170] Yee KF, Tan KT, Abdullah AZ, Lee KT. Life cycle assessment of palm biodiesel: Revealing facts and benefits for sustainability. Applied Energy 2009; 86 (Supplement 1):S189-96.
- [171] Martinez C. Environmental and economic integrated assessment of local energy crops production in Southern Europe. Doctoral thesis. Programa de Doctorat en Ciències Ambientals. Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA). Universitat Autònoma de Barcelona; 2009.
- [172] Yáñez Angarita E, Silva Lora E, da Costa R, Torres E. The energy balance in the palm oil-derived methyl ester (PME) life cycle for the cases in Brazil and Colombia. Renewable Energy 2009; 34(12):2905-13.
- [173] Iriarte A, Rieradevall J, Gabarrell X. Life cycle assessment of sunflower and rapeseed as energy crops under Chilean conditions. Journal of Cleaner Production 2009; 18(4):336-45.
- [174] Jungbluth N, Faist Emmenegger M, Dinkel F, Stettler O, Doka G, Chudacoff M, et al. Life cycle inventories of bioenergy. Ecoinvent report nº 17. Dübendorf, Switzerland: Swiss Centre for Life Cycle Inventories; 2007.

- [175] Hervé J. Diseño conceptual de una planta de biodiesel. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile; 2007.
- [176] Alvear S, Rodríguez P. Estimación del costo por kilómetro y de los márgenes de una empresa de transporte de carga, industria agrícola, Chile. Panorama Socioeconómico 2006; 24(32):48-57.
- [177] Strodthoff A. Director Técnico, Oleotop-Chile, comunicación personal. 2009.
- [178] CONAF-CONAMA. Catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Santiago, Chile: Corporación Nacional Forestal (CONAF) y Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA); 1999.
- [179] DCM. Dirección Meteorológica de Chile (citado diciembre, 2009); disponible en: <http://www.meteochile.cl>.
- [180] Oxiquim S. A. (citado diciembre, 2009); disponible en: <http://www.oxiquim.cl>.
- [181] Gasco GLP. (citado diciembre, 2009); disponible en: <http://www.gasco.cl>.
- [182] AGN Chile. Asociación de distribuidores de gas natural (citado diciembre, 2009); disponible en: <http://www.agnchile.cl>.
- [183] Methanex. Annual Report. Vancouver, Canada: Methanex Corporation; 2008.
- [184] ECR-Chile. Realidades y recomendaciones para la optimización del transporte de carga palatizada en la industria de consumo masivo Chileno. Santiago, Chile: Efficient Consumer Response-Chile; 2001.
- [185] FEDELECHE. Federación nacional de productores de leche. Guía de recomendaciones manejo de purines de lechería. Santiago, Chile: FEDELECHE - Ministerio de Agricultura Chile; 2006.
- [186] ASPROCER. Asociación gremial de productores de cerdos de Chile. Alternativas para el manejo de purines. Santiago, Chile: ASPROCER; 2008.
- [187] INE. Instituto Nacional de Estadísticas. Enfoque estadístico, VII censo nacional agropecuario y forestal. Santiago, Chile: INE; 2007.
- [188] Brown C. Available nutrients and value for manure from various livestock types. Order nº 08-041. Canada: Ontario-Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs; 2008.
- [189] Pontt C, Pontt J, Guiñez C. Potencial de biomasa en Chile. Santiago, Chile: Universidad Técnica Federico Santa María; 2008.
- [190] Santana C, Könemund T. Residuos de la industria primaria de la madera. Disponibilidad para uso energético. Santiago, Chile: Comisión Nacional de Energía (CNE) - Instituto Forestal (INFOR) - Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ); 2007.

- [191] Werner F, Althaus HJ, Künniger T, Richter K, Jungbluth N. Life cycle inventories of wood as fuel and construction material. Final report Ecoinvent 2000 n° 9. Dübendorf, Switzerland: EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories; 2003.
- [192] EFE. Empresa de Ferrocarriles del Estado. El futuro del sistema ferroviario. Santiago, Chile: EFE; 2009.
- [193] Pootakham T, Kumar A. A comparison of pipeline versus truck transport of bio-oil. *Bioresource Technology* 2010;101(1):414-21.
- [194] Kendall A, Chang B. Estimating life cycle greenhouse gas emissions from corn-ethanol: a critical review of current U.S. practices. *Journal of Cleaner Production* 2009; 17(13):1175-82.
- [195] ADEME-MEEDDAT. Elaboration of the methodological referential for Life Cycle Analysis of first generation biofuels in the French context. France: ADEME; 2008.
- [196] U.S. EPA. Compilation of air pollutant emission factors. Volume 1. Stationary point and area sources. USA: Office of Air Quality Planning and Standards Organization, U.S. Environmental Protection Agency; 1998.
- [197] Oliver-Solà J, Gabarrell X, Rieradevall J. Environmental impacts of natural gas distribution networks within urban neighborhoods. *Applied Energy* 2009; 86(10):1915-24.
- [198] Armstrong AP, Baro J, Dartoy J, Groves AP, Nikkonen J, Rickeard DJ, et al. Energy and greenhouse gas balance of biofuels for Europe - an update. Brussels, Belgium: CONCAWE- ad hoc group on alternative fuels; 2002.
- [199] Talens L. Exergy analysis of biofuels. Tesis doctoral. Programa de Doctorat en Ciències Ambientals. Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA). Universitat Autònoma de Barcelona; 2009.
- [200] Martínez-Blanco J, Muñoz P, Antón A, Rieradevall J. Life cycle assessment of the use of compost from municipal organic waste for fertilization of tomato crops. *Resources, Conservation and Recycling* 2009; 53(6):340-51.
- [201] Favoino E. VI.2 Success stories of composting in the European Union. Leading experiences and developing situations: ways to success. En: Twardowska I, Allen H, Kettrup A, Lacy W, editores. *Waste Management Series*: Elsevier; 2004; 757-781.
- [202] Farrell M, Jones DL. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresource technology* 2009; 100(19):4301-10.

- [203] Puy N, Rieradevall J, Bartrolí J. Environmental assessment of post-consumer wood and forest residues gasification: The case study of Barcelona metropolitan area. *Biomass and Bioenergy* 2009; en imprenta.
- [204] Durairaj SK, Ong SK, Nee AYC, Tan RBH. Evaluation of life cycle cost analysis methodologies. *Corporate Environmental Strategy* 2002; 9(1):30-9.
- [205] UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. Guidelines for social life cycle assessment of products. Belgium; 2009.
- [206] Camacho A, Ariosa L. Diccionario de términos ambientales. La Habana, Cuba: Centro Félix Varela; 2000.
- [207] IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Anexo B - Glosario de términos. En: Watson RT, editor. *Cambio climático 2001: Informe de síntesis*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press; 2001.