

ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE LA BIOENERGÍA EN MÉXICO

Carlos Alberto García Bustamante (Coordinador)
Eric Zenón • Patricia Aguilar Sánchez • Luis Felipe Barahona
Julio César Sacramento Rivero • Freddy Navarro Pineda
Alfredo Fernando Fuentes Gutiérrez • Fermín Morales Troyo



CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA (CONACyT)

**RED TEMÁTICA DE BIOENERGÍA
RED MEXICANA DE BIOENERGÍA**

ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE LA BIOENERGÍA EN MÉXICO

Autores

Carlos Alberto García Bustamante (Coordinador)
Eric Zenón, Patricia Aguilar Sánchez
Luis Felipe Barahona
Julio César Sacramento Rivero
Freddy Navarro Pineda
Alfredo Fernando Fuentes Gutiérrez
Fermín Morales Troyo

Morelia, Michoacán, marzo de 2018

Este documento puede ser descargado de
rembio.org.mx
rtbioenergia.org.mx

2018 1a edición
Morelia, Michoacán

PRESENTACIÓN

Estimados lectores:

Pongo a su consideración el Cuaderno Temático “Análisis de Ciclo de Vida de la Bioenergía en México” escrito por los socios de la Red Temática de Bioenergía y de la Red Mexicana de Bioenergía (REMBIO): Eric Zenón, Patricia Aguilar Sánchez, Luis Felipe Barahona, Julio Sacramento Rivero, Freddy Navarro Pineda, Alfredo Fuentes, Fermín Morales y un servidor.

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es un enfoque y una de las metodologías más ampliamente empleadas para evaluar los impactos ambientales de procesos y productos. En los últimos años esta metodología se ha aplicado de forma importante a nivel mundial para evaluar los potenciales beneficios o perjuicios ambientales de diferentes opciones de energía. De esta manera el ACV resulta fundamental para el diseño de tecnologías de bioenergía que sean sostenibles.

La aplicación del ACV para el estudio de impactos de la bioenergía ha sido incipiente en México, sin embargo, cada vez existe un mayor interés por abordar estudios de este tipo debido a la necesidad de desarrollar un sistema energético sostenible.

Este volumen forma parte de la colección de Cuadernos Temáticos de la Red Temática de Bioenergía y de la REMBIO, en los cuales se abordan distintos tópicos de interés para el desarrollo de la bioenergía en México.

Agradezco al Conacyt por el apoyo brindado para la realización de este cuaderno y espero que sea de su interés.

Carlos Alberto García Bustamante
Coordinador de la publicación





ÍNDICE

1

1. Introducción.....	9
1.1 Breve descripción del ACV.....	9
1.2 Análisis de Ciclo de Vida.....	11
1.2.1 Objetivos y alcance.....	11
1.2.2 Inventario.....	11
1.2.3 Análisis de impactos.....	12
1.2.4 Interpretación de los resultados.....	12
1.3 Ventajas del ACV.....	12
1.4 Desventajas del ACV.....	12
1.5 El ACV en la bioenergía.....	12
Referencias.....	13

2

2. ACV de la producción de bioetanol a partir del jugo de sorgo dulce en el Estado de Yucatán.....	15
2.1 Potencial de sorgo dulce en México.....	15
2.2 Análisis de ciclo de vida.....	16
2.2.1. Definición de objetivo y enfoque.....	16
2.2.2. Inventario de ciclo de vida.....	17
2.2.3. Evaluación de impacto de ciclo de vida.....	18
2.2.4. Interpretación de los resultados.....	20
Referencias.....	21

3

3. Análisis de ciclo de vida de biodiésel de jatrofa en Yucatán.....	25
3.1 Descripción del sistema.....	25
3.2 Análisis de ciclo de vida.....	25
3.2.1 Definición de objetivo y enfoque.....	25
3.2.2 Inventario de ciclo de vida.....	27
3.2.3 Evaluación de impacto de ciclo de vida.....	27
3.2.4 Interpretación.....	29
Referencias.....	30

4

4. Producción de biodiésel con una mezcla de diferentes aceites residuales comestibles de origen vegetal.....	29
4. 1. Antecedentes.....	29
4. 2. Descripción del sistema.....	30
4. 3. Análisis de ciclo de vida.....	30
4.3.1 Definición de objetivo y enfoque.....	30
4.3.2 Inventario de ciclo de vida.....	31
4.3.3 Evaluación de impacto de ciclo de vida.....	31
4.3.4 Interpretación.....	32
Referencias.....	32

5

5. Retos del Análisis de Ciclo de Vida de la bioenergía en México.....	33
Referencias.....	35

ACRÓNIMOS

ACU: Aceite de Cocina Usado

ACV: Análisis de Ciclo de Vida

DAE: Demanda Acumulada de Energía

GEI: Gases de Efecto Invernadero

IPCC: Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático

ISO: Organización Internacional de Estandarización

MRI: Instituto de Investigaciones de Midwest

PA: Potencial de Acidificación

PE: Potencial de Eutrofización

PET: Potencial de Eco-toxicidad

PFO: Potencial de Foto-oxidación

PGC: Potencial de Calentamiento Global

PMCO: Potencial de Merma de Capa de Ozono

PMRA: Potencial de Merma de Recursos Abióticos

PTAD: Potencial de Toxicidad de Agua Dulce

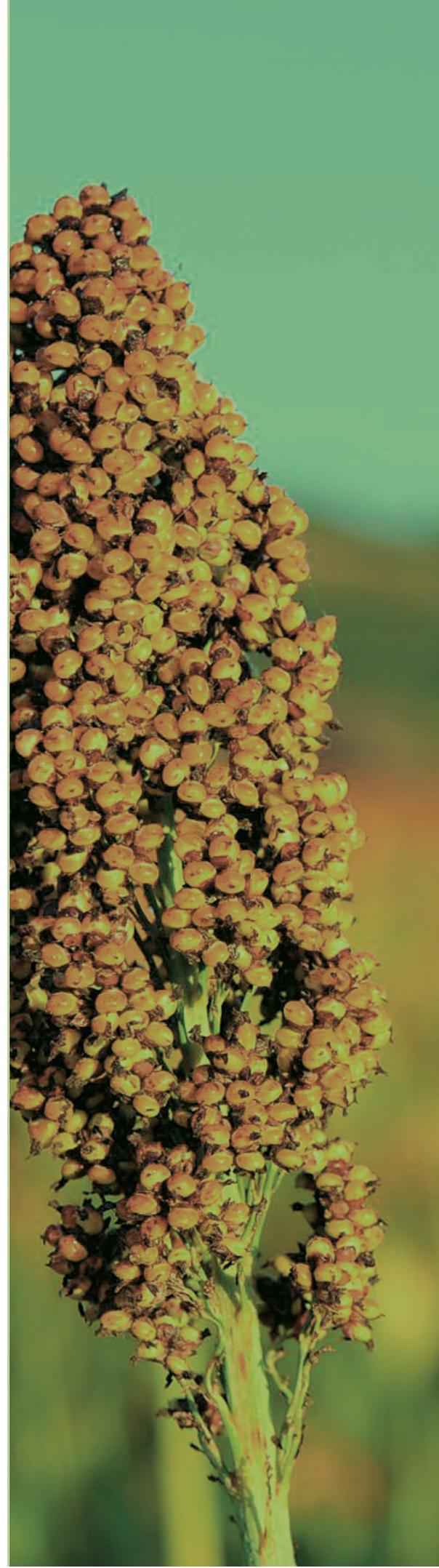
PTAM: Potencial de Toxicidad de Agua de Mar

PTH: Potencial de Toxicidad Humana

RED: Directiva Europea de Energía Renovable

RSB: Mesa Redonda para Biomateriales Sustentables

SETAC: Sociedad de Toxicología y Química Ambiental





INTRODUCCIÓN

Eric Zenón Olvera¹

1.1 BREVE DESCRIPCIÓN DEL ACV

Los estudios con enfoque ambiental tomaron impulso entre finales de 1960 y principios de 1970; el control de la contaminación y la eficiencia energética formaron parte de la agenda pública internacional. Así, los análisis comenzaron a incluir de forma integral temas relacionados con emisiones, requerimiento de recursos y residuos generados en los procesos (Guinée, J.B., Heijungs R. y Huppes G., 2011). En 1969 el Instituto de Investigaciones de Midwest (MRI por sus siglas en inglés) realizó uno de los primeros análisis aplicados al ciclo de producción de envases de cristal y plástico con el objetivo de disminuir la cantidad de recursos energéticos utilizados (Garcíandia, 2014 y Chacón, 2008). El estudio suponía una relación proporcional entre el consumo de energía y las emisiones contaminantes (hoy conocemos que la relación no es proporcional).

Desde entonces, el MRI comenzó a referirse a este tipo de estudios como un análisis del perfil ambiental y recursos, evolucionando posteriormente a un análisis de cadena de producción, desde la extracción de la materia prima, hasta su disposición final. Entre 1970 y 1990 se aplicaron diversos tipos de análisis ambientales, sin embargo, las diferencias en el tipo de enfoques y la carencia de un marco común generaron poco interés para su aplicación como herramientas analíticas aplicadas y aceptadas (Guinee et al. 2011).

En 1993, la Organización Internacional para la

¹ Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste (CCGSS), Calle del Centenario del Instituto Juárez, S/N, Col. Reforma, C.P. 86080 Villahermosa, Tabasco, México, eric.zenon@ccgss.org
Agradecimientos al proyecto CONACYT-CONAVI No. 236057 y a Yhajaíra de la Rosa Jerónimo, quien colaboró en una primera versión de este documento.

Estandarización (ISO por sus siglas en inglés) y la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental (SETAC por sus siglas en inglés) comenzaron la elaboración de una metodología que definiría el concepto de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) (Sanes, 2012 y Zabalza I., Aranda A., Scarpellini S., 2012) y cuyo contenido principal se encuentra en las normas: ISO 14040, enfocada a los principios y marcos de referencia y a la ISO 14044; evaluación del ciclo, requisitos y directrices.

A partir de esta estandarización, el ACV comienza a utilizarse como una herramienta metodológica que cuantifica y evalúa los impactos ambientales potenciales generados a lo largo del ciclo de vida de un producto o servicio (Romero, 2003), enfocada en la identificación y el análisis de las entradas (materia prima y energía), salidas (emisiones, residuos sólidos y líquidos), en toda su cadena; en las etapas de extracción, diseño, producción, embalaje, rutas de transporte, distribución, uso, mantenimiento y disposición final (incineración y vertido) o en algunos casos la recuperación de materiales y componentes, lo que implica un reingreso al ciclo de vida, a través del reciclado o la reutilización (figura 1.1).

En general, la metodología pretende identificar impactos potenciales y oportunidades de mejora (Aranda y Zabalza, 2010) durante las distintas etapas del ciclo de vida de los productos o servicios (desempeño ambiental) en la industria y las organizaciones. En este sentido, el objetivo es que el ACV aporte información a los tomadores de decisiones, proporcione Reglas de Categoría de Producto, permita comparar entre alternativas o



Figura 1.1 Ciclo de vida de un producto. (Zabalza et al., 2012).

se utilice para el eco-diseño, entre otros. De igual forma, diferentes son los alcances y las formas en que puede presentarse un ACV. Existen tres alcances principalmente: cuna a tumba (cradle to grave), cuna a puerta (cradle to gate) y puerta a puerta (gate to gate). En la primera se incluye el análisis todas fases. Mientras que el análisis cuna a puerta, se enfoca en la fase de extracción a producción. Finalmente, en el análisis puerta a puerta, se trata de identificar las fases de extracción hasta el que culmina con el producto terminado. Adicionalmente, también el ACV puede presentarse en tres formas: conceptual, simplificado y detallado. El ACV conceptual, es la forma más simple de realizar un análisis de ciclo de vida, requiere de un nivel básico de información e

inventario para conocer los aspectos ambientales. Los resultados son de ayuda a los tomadores de decisiones para identificar los productos con un potencial menor de impacto ambiental. Los resultados se presentan usando gráficas simples o diagramas de flujo de fácil interpretación. Mientras que el ACV simplificado, se enfoca en los aspectos ambientales más importantes, se usan bases de datos genéricas y un módulo estándar de producción de energía. Por su parte, el ACV detallado, incluye el proceso completo de análisis y requiere una base de datos profunda, enfocada exclusivamente en el objetivo del ACV (DEAT, 2004).

1.2 ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

1.2.1 OBJETIVOS Y ALCANCE

En esta etapa (figura 1.2) se determina el producto o servicio que se analizará, así como los objetivos y el alcance del estudio. Es aquí, en donde se debe indicar con claridad la aplicación y los motivos por los que se va a llevar a cabo la evaluación, el público a quien va dirigido y si los resultados que se obtengan tendrán comparación con otros estudios. El alcance del estudio se refiere a aspectos tales como: a) la función del sistema a estudiar; legislación vigente, funciones que se llevan a cabo, el patrón de uso, su duración, ubicación, b) la unidad funcional; la unidad que sirve de referencia para todas las entradas y salidas del sistema que se obtendrán en la evaluación del inventario, c) el sistema; el conjunto de procesos unitarios y subsistemas interconectados, d) los límites del sistema; que delimitan los procesos unitarios incluidos en el análisis y e) las categorías

y metodologías de evaluación de impacto o daño que se van a emplear. Finalmente, en esta etapa, se requiere definir la calidad en los datos; se debe especificar la cobertura temporal, geográfica, tecnológica, precisión, amplitud y representatividad de la información (Zabalza et al. 2012).

1.2.2 INVENTARIO

En la fase del inventario (figura 1.2) se recolecta la información, a partir de documentos publicados o mediciones directas. Se realiza un balance de los flujos de masa que entran y salen del sistema durante todo el ciclo de vida del producto o servicio. En esta etapa se realizan cálculos a partir de la información recopilada y generalmente el resultado del análisis se muestra en un diagrama de flujo. Así, en cada proceso, se estiman emisiones a la atmósfera, a cuerpos de agua, al suelo, así como la energía requerida y los flujos de materiales (Gallego, 2008).

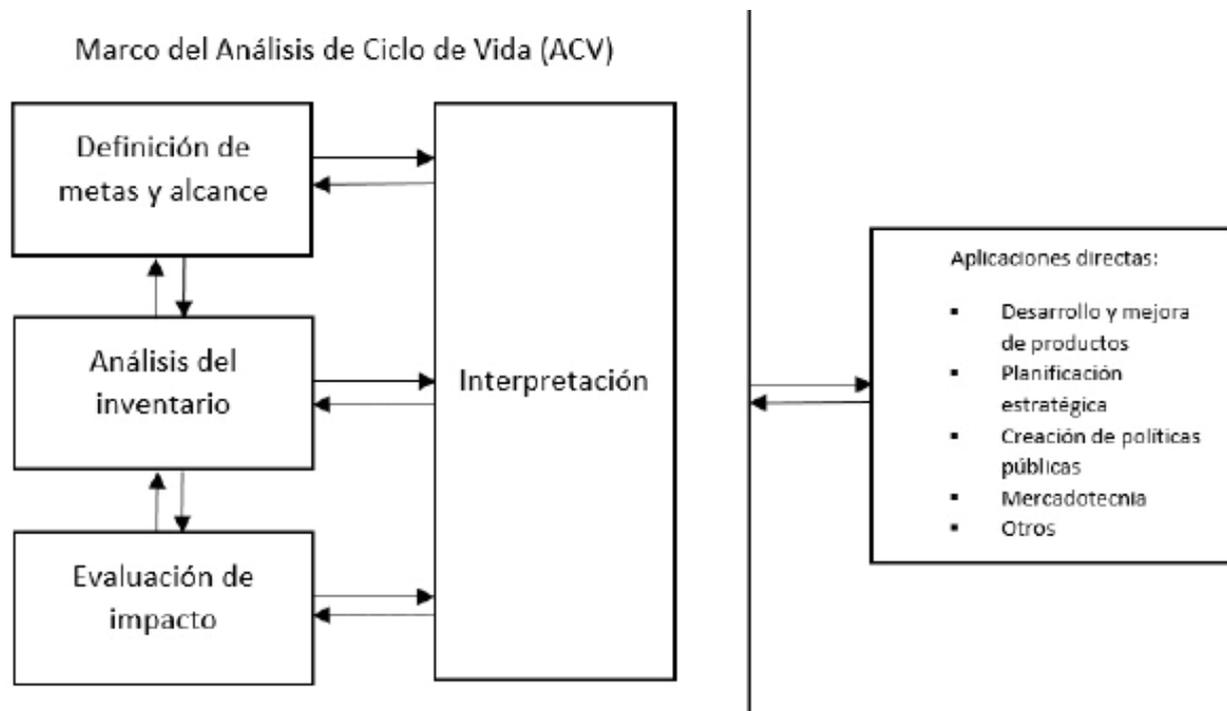


Figura 1.2. Fases del ACV de acuerdo con la norma ISO 14040.

1.2.3 ANÁLISIS DE IMPACTOS

Los resultados del inventario se agrupan y evalúan de acuerdo con su potencial de impacto ambiental (categorías punto medio como cambio climático, radiación, agotamiento de la capa de ozono, eco-toxicidad, acidificación, contaminación acuática, eutrofización, formación de oxidantes fotoquímicos, uso de suelo y combustibles fósiles) o daño a la salud humana, calidad del ecosistema y agotamiento de recursos (categorías de punto final). A partir de estas categorías se obtiene el perfil del sistema y se determina la importancia cuantitativa y cualitativa de las distintas categorías de potencial impacto o daño (Gallego, 2008 y Zabalza et al. 2012), que permiten tener un mejor conocimiento y entendimiento sobre cuáles entradas y salidas son significativas (Aranda et al. 2006).

1.2.4 INTERPRETACIÓN DE LOS RESULTADOS

En esta fase se proporcionan recomendaciones y conclusiones derivadas de los resultados del análisis del inventario y de la evaluación del potencial de impacto, en relación al objetivo y alcance que se definieron al inicio. De igual forma, en esta última fase, se identifican las diferentes cargas ambientales e impactos, los puntos críticos; medidas de mejora, así como el análisis de sensibilidad de los datos para conocer fiabilidad del estudio, la variabilidad e incertidumbres que se pueden presentar y sus efectos (Gallego, 2008).

1.3 VENTAJAS DEL ACV

Actualmente, el ACV está ganando relevancia en diferentes sectores para análisis de procesos y los impactos ambientales potenciales, para la comparación entre materiales que desempeñan la misma función e incluso para analizar cuáles opciones tienen una menor huella ecológica (Contreras et al. 2007).

De igual forma, es una herramienta para la gestión ambiental que puede apoyar la toma de decisiones

sobre algún producto o servicio (Romero, 2003). Otra ventaja es que permite disponer de información importante para modificar o mejorar los procesos y la selección de fuentes de energía o materias primas (Contreras et al. 2007). Las empresas, al conocer los efectos potenciales de sus productos y servicios, pueden atender las responsabilidades sociales, legales y políticas que eso implica. El simple hecho de aplicar un ACV a los productos y servicios, proporciona ventajas competitivas y comparativas a las empresas y organizaciones, en el caso de que requieran certificar sus productos bajo etiquetas ecológicas o sellos ambientales (SAIC, 2006).

Al contar con el ACV de algún producto o servicio, se tiene acceso a la información en toda la cadena del producto, desde que se extrae la materia prima, su transporte, proceso productivo, distribución, uso y destino final. El uso de diagramas para ilustrar los flujos de materiales, etapas y procesos es una herramienta valiosa que permite un mejor análisis de los resultados. Además de cuantificar los impactos potenciales, el ACV es capaz de hacer una aproximación de la trayectoria que tienen los contaminantes ambientales que se mueven por aire, agua y suelo (DEAT, 2004). De esta forma, la metodología puede ayudar a disminuir costos, en la medida que el nuevo diseño o proceso de producción, transporte y distribución, promuevan una mayor eficiencia en el empleo de materias primas, energía e insumos (Romero, 2003).

1.4 DESVENTAJAS DEL ACV

El ACV es una herramienta que utiliza un modelado lineal, es decir, supone que todos los impactos ambientales son proporcionales a las cantidades consumidas de insumos materiales y energéticos. Esto impide que los cálculos puedan ser escalados, pues la naturaleza de los sistemas de producción es no lineal. Por ejemplo, la eficiencia energética y de producción, las eficiencias en equipos industriales, fugas asociadas a la operación de equipos a nivel comercial, entre otros, son variables no lineales que pueden modificar significativamente los resultados.

INTRODUCCIÓN

Otro inconveniente, recae en la interpretación de los resultados. El ACV calcula impactos o daños potenciales, que están asociados únicamente a esos potenciales totales del sistema en su ciclo de vida. No indican en dónde se manifestarán, ni cuándo, ni siquiera si alcanzarán a manifestarse. Por lo tanto, los resultados no pueden ser traducidos a los impactos (positivos o negativos) que verán a nivel local o global, en cambio, se pueden interpretar como impactos potenciales agregados a lo largo del espacio y el tiempo delimitados por la frontera del estudio o los límites del sistema.

Por otra parte, una considerable cantidad de información y bases de datos son limitadas, algunas pueden ser de calidad dudosa y su relevancia varía según la región (DEAT, 2004). Para poder realizar el Inventario de Ciclo de Vida, se puede escoger una base de datos existente, según el estudio que se está realizando (Ecoinvent, IVAM, ELCD, etc.); sin embargo, los datos pueden variar con la región en la que se está llevando a cabo el análisis, y no ser exactos. En algunas ocasiones el uso de software requiere de dos o más bases de datos, que no necesariamente son de acceso libre. (Chargoy et al. 2013). Existen limitaciones de información para una cantidad de categorías de impacto o daño, por ejemplo, para las relacionadas con ecotoxicidad o toxicidad en humanos, erosión de suelos y cambios en la biodiversidad (DEAT, 2004). Muchos análisis requieren de información que es muy costosa o simplemente no existe para la región en donde se realiza el estudio. Algunos análisis solamente han llegado a la fase del inventario (Romero, 2003). De igual forma, muchas herramientas informáticas necesitan de licencia para poder utilizarse. Pocos son los softwares que están disponibles de forma gratuita (Contreras et al. 2007).

1.5 EL ACV EN LA BIOENERGÍA

De acuerdo con literatura especializada, la aplicación de la metodología de ACV en el área de la bioenergía, presenta una ventaja sistemática sobre otro tipo de evaluaciones convencionales que sólo cuantifican el consumo de energía o sólo los impactos ambientales asociados al cambio de uso de suelo; es a través del ACV que se posibilita

el encontrar patrones de gestión sustentable en todas las fases que integran el sistema (Muench, 2013). Sin embargo, los resultados aún son diversos y varían entre regiones. Por ejemplo, gran parte de la cuantificación de afectaciones potenciales de impacto o daño en los ACV en bioenergía, provienen de bases de datos comerciales o públicas, como: Ecoinvent, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), US Life Cycle Inventory, GREET, GaBi, entre otras, y no necesariamente son compatibles entre ellas y otras. De la misma forma, estas bases de datos son administradas de manera diferente en software especializado: SimaPRO, GaBi, GREET, GHGENIUS, BioGrace, OpenLCA, entre otros (Shonnard et al. 2015).

Adicionalmente, mucha de la información que se utiliza en las publicaciones enfocadas en el ACV para bioenergía (y, en general, para todos los sectores) proviene de análisis experimentales o de cálculos aproximados reportados en la literatura, y muy poca información proviene de datos reales recolectados a nivel industrial o en campo, limitando el alcance y profundidad del análisis; lo que en todo caso deriva en resultados variables. No obstante, la falta de resultados concluyentes sobre las condiciones de sustentabilidad en los diferentes casos de uso de biomasa para producción de energía a nivel industrial y comercial, el ACV permite visualizar las oportunidades y retos que aún existen en este campo de investigación y de aplicación.

De ahí que la metodología ACV continúe aplicándose a la producción de bioenergía con insumos como la jatropha, aceite de palma, soya, camelina, colza, canola, sorgo, rastrojo de maíz, melaza de caña, caña, maíz, yuca, residuos de plátano, entre otros. La unidad funcional puede ser la energía contenida en el biodiésel, la masa, la distancia recorrida por un vehículo con biocombustible puro, el volumen de combustible y el área de plantación. Se usan diferentes límites del sistema, incluyendo las fases de agricultura, transporte, conversión y uso. Los resultados e interpretación de la aplicación del ACV en la bioenergía se han enfocado principalmente a: potencial de calentamiento global (emisiones de dióxido de carbono equivalente), consumo de energía, cambio directo de uso de suelo, potencial

de acidificación, potencial de eutrofización, toxicidad humana, consumo de agua, formación potencial de oxidantes fotoquímicos, toxicidad del ecosistema (Shonnard et al. 2015).

En los capítulos siguientes se presentan tres estudios de casos donde se aplica el Análisis de Ciclo de Vida para la producción de bioenergía. En el capítulo final se presentan los principales retos del ACV para ayudar a la construcción de opciones de bioenergía sostenibles.



REFERENCIAS

Aranda, A. y Zabalza, I., (2010) Eficiencia energética: Ecodiseño y Análisis del Ciclo de Vida. Zaragoza, España, Prensas Universitarias de Zaragoza.

Aranda, A., Zabalza, I., Martínez, A., Valero, A. y Scarpellini, S., (2006) Análisis del Ciclo de Vida como herramienta de gestión empresarial. Madrid, España, FC.

Chacón, J. R., (2008) Historia ampliada y comentada del Análisis de Ciclo de Vida (ACV), en Revista de la Escuela de Ingeniería Colombiana, No. 72.

Chargoy, J. P., García, E., Sojo, A. y Suppen, N., (2013) Análisis de Ciclo de Vida de vasos desechables en México: Poliestireno Expandido (EPS) y papel plastificado. Tlalnepantla, México, Centro de Análisis de Ciclo de Vida y Diseño Sustentable CADIS.

Contreras, W., Cloquell, V. y Owen, M. E. (2007) Alcances y limitaciones del uso del método de Análisis de Ciclo de Vida para la evaluación de impactos medioambientales en la industria forestal. España, Boletín de Información Técnica No. 249.

Department of Environmental Affairs and Tourism –DEAT-, (2004). Life Cycle Assessment; Integrated Environmental Management Information Series 9. Pretoria, South Africa.

Gallego, A., (2008) Diferenciación espacial en la metodología de Análisis de Ciclo de Vida: desarrollo de factores regionales para eutrofización acuática y

terrestre. Tesis de Maestría. Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.

Garciandia, M. R., (2014) Comparativa de Análisis de Ciclo de Vida de dos tipos de puente de carretera: puente de hormigón y puente metálico. Barcelona, España, UPC BarcelonaTech.

Guinée, J.B., Heijungs R. y Huppes G., (2011) Life Cycle Assessment: Past, Present and Future, en Environmental Science & Technology, Vol 45, No. 1.

Muench S., Guenther E., (2013) A systematic review of bionergy life cycle assessments, en Applied Energy, No. 112.

Romero, B. I., (2003) El Análisis del Ciclo de Vida y la Gestión Ambiental. Tendencias Tecnológicas. México, Instituto Nacional de Electricidad y Energías Limpias.

Sanes, A., (2012) El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) en el desarrollo sostenible: propuesta metodológica para la evaluación de la sostenibilidad de sistemas productivos. Tesis de Magister. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.

Scientific Applications International Corporation – SAIC-, (2006) Life Cycle Assessment: Principles and Practice. Cincinnati, Ohio.

Shonnard D.R., Klemetsrud B., Sacramento-Rivero J., Navarro-Pineda F., Hilbert J., Handler R., Suppen N. y Donovan R.P., (2015) A Review of Environmental Life Cycle Assessments of Liquid Transportation Biofuels in the Pan American Region. En Environmental Management, No. 56.

Zabalza I., Aranda A., Scarpellini S., (2012) Manual explicativo del Análisis de Ciclo de Vida aplicado al sector de la edificación. Zaragoza, España, Centro de Investigación de Recursos y Consumos Energéticos.

ACV DE LA PRODUCCIÓN DE BIOETANOL A PARTIR DEL JUGO DE SORGO DULCE EN EL ESTADO DE YUCATÁN

Patricia Aguilar-Sánchez, Luis Felipe Barahona-Pérez ¹

2.1 POTENCIAL DE SORGO DULCE EN MÉXICO

Aunque la información y experiencia sobre sorgo dulce en México es limitada, su similitud con el procesamiento de la caña de azúcar lo hace viable para la producción de bioetanol (SAGARPA, 2012). En 2008, la SAGARPA publicó un mapa de los estados con áreas potenciales para el cultivo de

plantaciones energéticas (figura 2.1). Una de ellas es el sorgo dulce, representado con el color rosa, donde se puede ver que los estados con mayor potencial son Tamaulipas, Sinaloa y Michoacán. La figura 2.2 muestra el área potencial para el cultivo de sorgo dulce en cada estado de la República



Figura 2.1 Mapa de potencial productivo de sorgo dulce en México (SAGARPA, 2009)

¹ Centro de Investigación Científica de Yucatán AC
Calle 43 No. 130 Colonia Chuburná de Hidalgo Mérida, Yucatán CP 97210

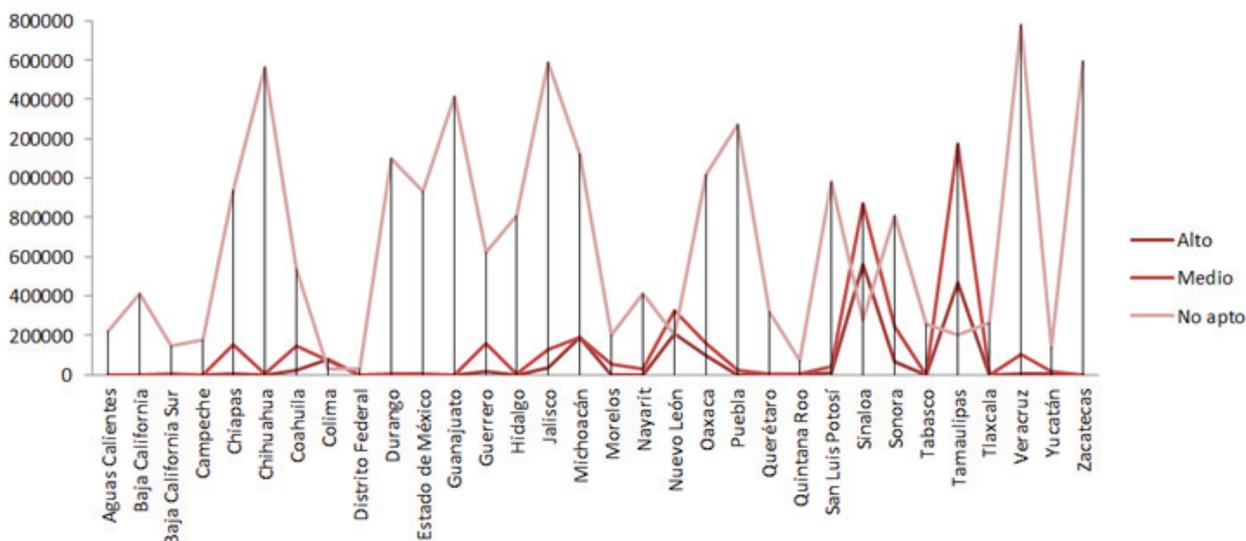


Figura 2.2 Concentrado de los estados con potencial productivo de sorgo dulce.

Mexicana. Tamaulipas y Sinaloa son las regiones más representativas con 558,868 y 465,981 ha respectivamente (Gujardo et al., 2012; SAGARPA, 2009).

Debido a la variedad genética de este cultivo, su alta eficiencia fotosintética y su adaptación a factores abióticos (clima y características nutricionales del suelo), se considera que puede ser aprovechado en Yucatán para la producción de etanol, ya que otros cultivos, como la caña de azúcar, no pueden crecer en esta región debido a sus condiciones agroclimáticas. Asimismo, la productividad de biomasa del sorgo dulce cultivado en Yucatán puede ser similar al cultivado en otros estados, como como Sinaloa y Tamaulipas, mediante una preparación adecuada del terreno y un sistema de riego eficiente.

El objetivo del presente capítulo es analizar el desempeño ambiental y energético de la producción de etanol combustible a partir de sorgo dulce cultivado bajo las condiciones agroclimáticas del estado de Yucatán, mediante la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV).

2.2 ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

2.2.1 DEFINICIÓN DE OBJETIVO Y ENFOQUE

El objetivo del presente análisis de ciclo de vida es estimar los impactos ambientales potenciales de la producción de etanol de sorgo dulce sembrado en condiciones agronómicas del estado de Yucatán, México.

La unidad funcional es definida como una hectárea sembrada con sorgo dulce considerando la productividad experimental en la región local de Tizimín, Yucatán de 78,553 kg·ha⁻¹ por ciclo de cultivo (Peniche, 2012).

Los límites del sistema incluyen el cultivo de sorgo dulce, el transporte de su biomasa a la instalación para su aprovechamiento, la fermentación del jugo y la destilación y deshidratación del etanol resultante (figura 2.3).

El bagazo es considerado como un residuo que es tratado por una entidad externa. Aun así, los impactos ambientales potenciales derivados de dicho tratamiento fueron incluidos en el análisis. En el caso de otros residuos, como las hojas y panojas, aunque representan un 7.5% del total de la biomasa, no fueron tomados en cuenta en este estudio.

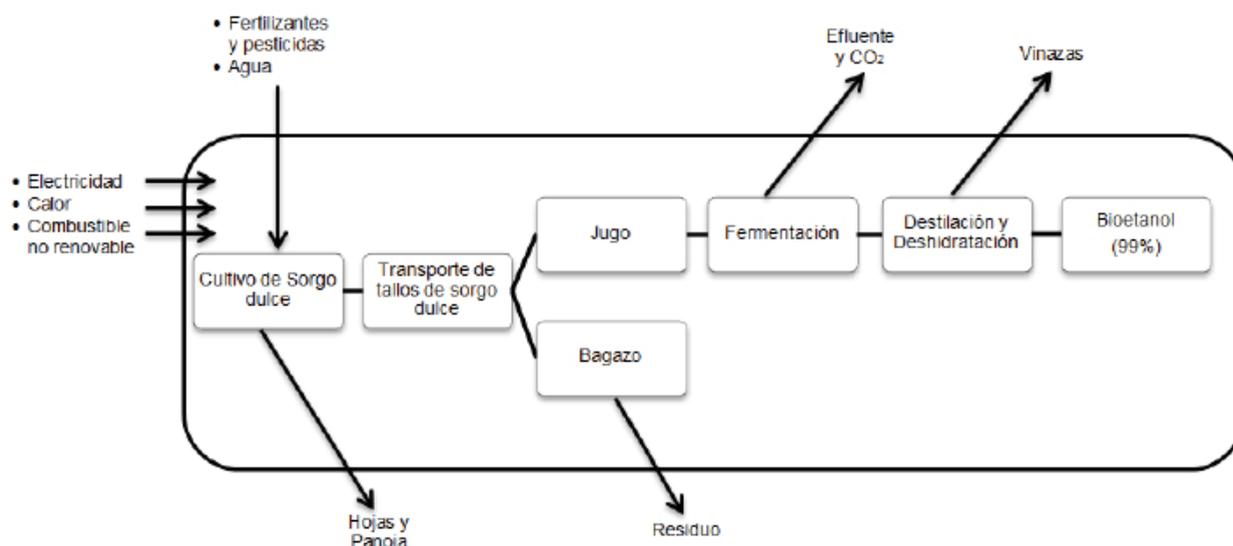


Figura 2.3 Diagrama de flujo de la producción de bioetanol a partir del jugo de sorgo dulce.

2.2.2 INVENTARIO DE CICLO DE VIDA

Los requerimientos para el cultivo de sorgo dulce se obtuvieron de plantaciones experimentales ubicadas en Tizimín, Yucatán, México (Peniche, 2012). Por otra parte, los requerimientos para la producción de etanol a partir del jugo de sorgo dulce fueron estimados extrapolando datos obtenidos a nivel laboratorio generados por Franco (2011). Para ello, se realizaron simulaciones con el programa Aspen Plus v8.4 asistidas con hojas de Microsoft Excel para obtener tanto los balances de masa como de energía del proceso (figura 2.4). Otros datos como el poder calorífico del bagazo y jugo, densidad del mosto y etanol, análisis elemental del tallo de sorgo dulce, entre otros, fueron obtenidos de la bibliografía consultada.

Las emisiones generadas por el uso de fertilizantes fueron estimadas mediante las métricas establecidas por la Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station (Nemecek y Schnetzer 2011). Por su parte, las emisiones de gases nitrogenados (NH_3 , N_2O y NO_x), así como las emisiones generadas por el cambio de uso del suelo, fueron estimadas mediante los modelos propuestos por la Roundtable on Sustainable Biomaterials (RSB 2011). Se consideró que el anterior uso de suelo del área sembrada fue un pastizal mejorado en una zona tropical húmeda, en un suelo tipo cambisol y que el cambio se llevó a cabo sin quemar ni actividades de labranza.

Tabla 2.1. Categorías de impacto e indicadores

Categoría de impacto	Unidades
PRRA, potencial de reducción de los recursos abióticos	kg Sb _{eq}
PA, potencial de acidificación	kg SO _{2eq}
PE, potencial de eutrofización	kg PO ₄ ⁻³ _{eq}
PCG, potencial de calentamiento global	kg CO _{2eq}
PRCO, potencial de reducción de la capa de ozono	kg CFC-11 _{eq}
PTH, potencial de toxicidad humana; PEAF, potencial ecotoxicidad de agua fresca; PEAM, potencial ecotoxicidad de agua marina; PET, potencial ecotoxicidad terrestre.	kg 1,4-DCB _{eq}
POF, potencial de oxidación fotoquímica.	kg C ₂ H _{4eq}

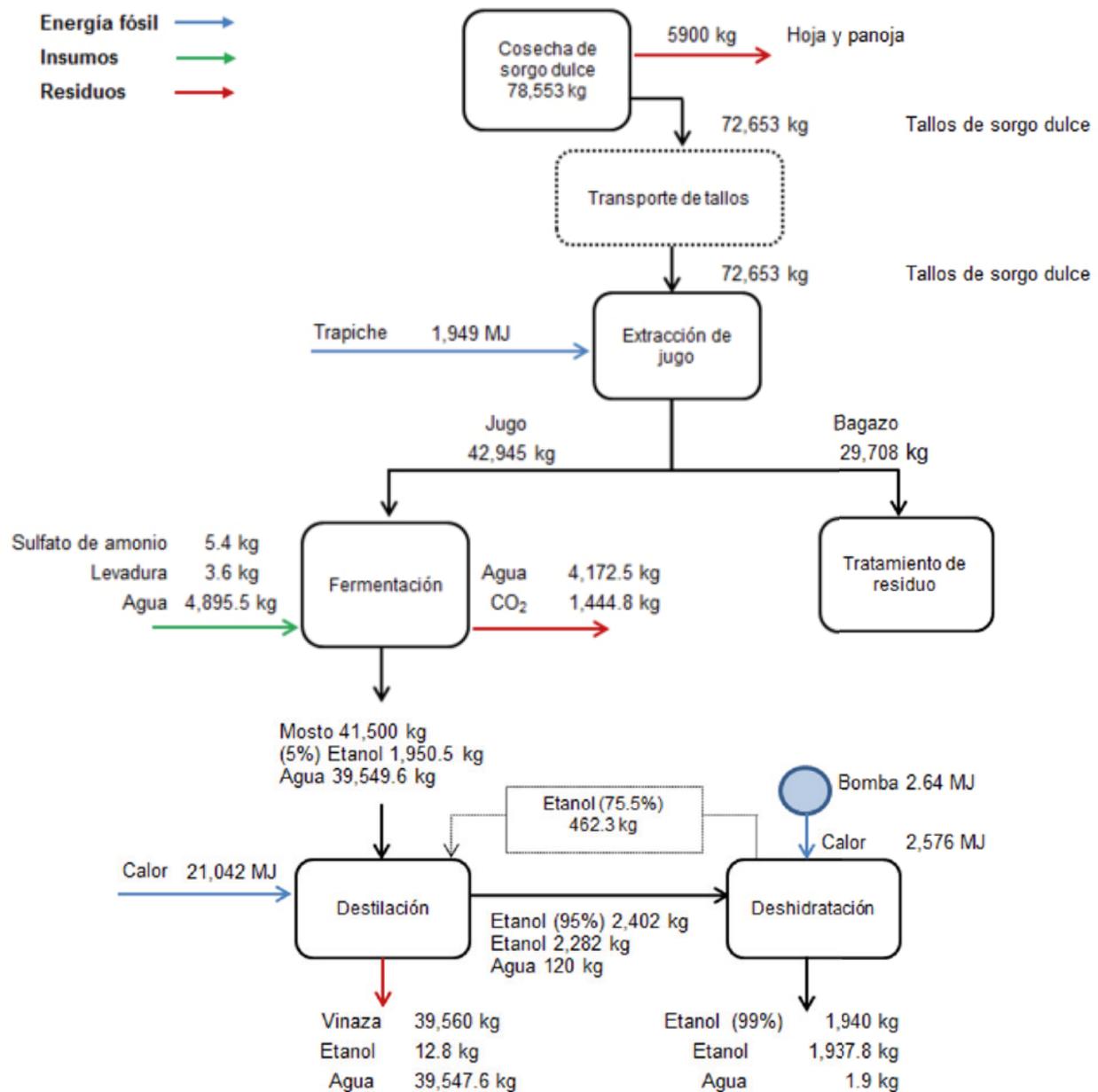


Figura 2.4. Balance de materia y energía de la producción de sorgo dulce (tomando como base la producción por ciclo y por hectárea).

2.2.3 EVALUACIÓN DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA

Se utilizó la metodología del Centrum voor Milieuwetenschappen (CML) 2001 para estimar los impactos ambientales potenciales de la producción de etanol de sorgo dulce en Yucatán. La tabla 2.1 presenta las categorías de impacto ambiental consideradas por dicha metodología, la cual es utilizada en la mayoría de los estudios de ACV (Yin et al., 2013). Se empleó el programa Simapro v8.4 para

la realización de cálculos (Pre Consultant, 2013). La figura 2.5 muestra los impactos ambientales potenciales de la producción de etanol a partir de sorgo dulce en Yucatán. El cultivo del sorgo es la fase que más contribuye al PE (65.6%), PEAf (60%) y al PEAM (56.11%) debido a las emisiones derivadas de los fertilizantes en forma de NH₃ y NO_x en el aire, así como las afectaciones al suelo por volatilización de NH₃, nitrógeno y fósforo y al uso de herbicidas. Por otro lado, la transformación de la biomasa de sorgo para la producción etanol

ACV DE LA PRODUCCIÓN DE BIOETANOL A PARTIR DEL JUGO DE SORGO DULCE EN EL ESTADO DE YUCATÁN

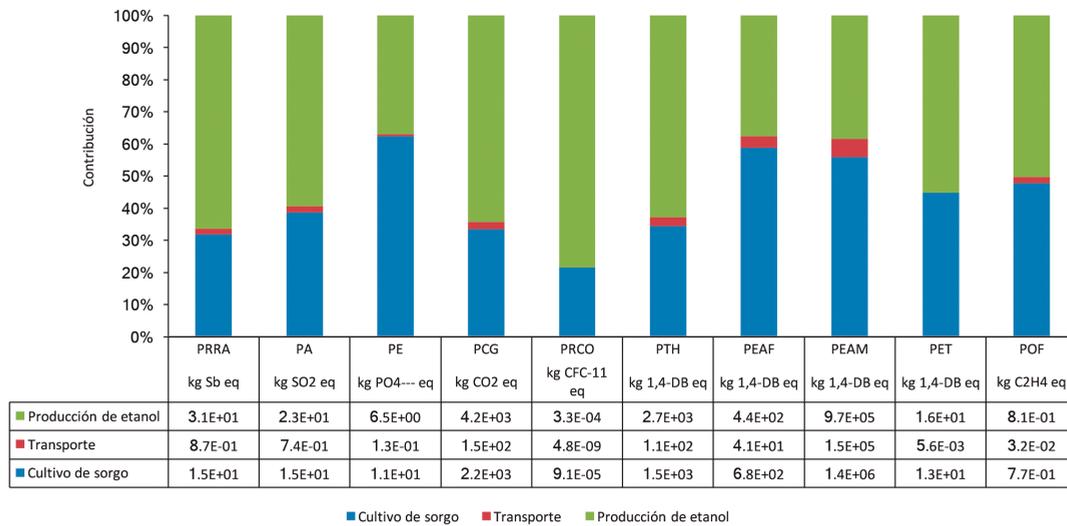


Figura 2.5. Impactos ambientales potenciales de la producción de etanol sorgo en Yucatán. Datos expresados por ha.

es la etapa que más contribuye al PCG (89.2%), PRCO (78.4%) y al PRRA (66.37%) debido a las emisiones derivadas por el uso de combustibles fósiles y energía eléctrica para la extracción del jugo, labores de destilación y el tratamiento del bagazo y las vinazas. El transporte de biomasa de sorgo a la planta industrial contribuyó por debajo del 6% a los impactos ambientales potenciales. El desempeño energético del sistema se evaluó mediante la estimación de su Razón de Energía Neta (REN), la cual es definida como la relación entre la energía renovable producida y la energía fósil consumida. La energía renovable producida se calculó considerando la cantidad de etanol producida (figura 2.4), así como su poder calorífico

interior. Por su parte, la energía fósil consumida se estimó mediante la Demanda Acumulada de Energía (DAE) del sistema mediante el programa Simapro v8.4 (Pre Consultant, 2013). La figura 2.6 muestra los resultados de la DAE. En ella se puede observar que la destilación es el proceso que más contribuye a la DAE (50%). Por su parte, el cultivo de sorgo contribuyó en un 29.4% del total de la DAE. La REN del sistema se estimó en 0.56, lo que indica que el proceso demanda más energía fósil que la que aporta en forma de etanol. Para revertir este resultado, es necesario considerar otros aportes de energía, como en este caso serían los residuos del tallo (vía cogeneración).

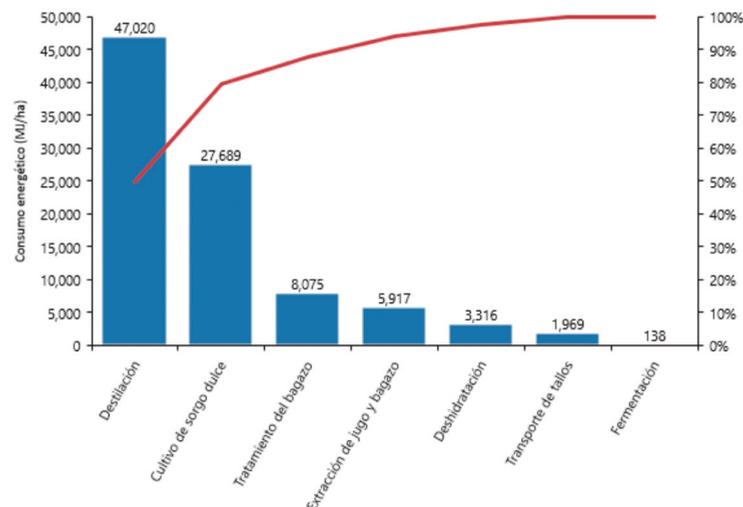


Figura 2.6. Demanda Acumulada de Energía

2.2.4 INTERPRETACIÓN DE LOS RESULTADOS

La figura 2.7 compara la carga ambiental de la producción de etanol sorgo dulce con la producción de la cantidad equivalente de la gasolina reemplazada. Debido al bajo rendimiento del cultivo de sorgo y al intenso uso de combustibles fósiles durante la transformación de su biomasa, el etanol producido a partir de dicho cultivo presenta un peor desempeño ambiental que la gasolina en la mayoría de categorías de impacto analizadas, incluyendo: PRRA, PA, PE, PCG, PRCO, PTH, PET y POF. Wang, et al. (2015) reportaron que el PE representa la eutrofización de los ecosistemas como ríos y lagos y que en las aguas superficiales es particularmente grave porque puede conducir a la proliferación de algas y consumo de oxígeno, evitando el desarrollo de los ecosistemas acuáticos. Particularmente para Tizimín, Yucatán, que fue el área de cultivo de sorgo dulce en esta investigación, esta categoría podría

afectar a los ecosistemas de agua subterránea (cenotes): muchos de ellos tienen conexión a la zona costera y a la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos. Por otro lado, el sistema presenta un mejor desempeño que la gasolina en las categorías PEA y PEAM.

El impacto a las categorías PE, PEA y PEAM podría reducirse disminuyendo los requerimientos de fertilizantes para el cultivo del sorgo dulce. Por otra parte, una opción para reducir el impacto en las categorías PRRA, PCG y PRCO es sustituyendo el consumo de energía fósil del sistema por la combustión del bagazo de sorgo dulce para cogenerar calor y electricidad. Asimismo, las vinazas producidas en la destilación del etanol pueden ser empleadas para la producción de biogás. Otra alternativa es usar colectores solares. La factibilidad de estas opciones, así como sus posibles ventajas ambientales, requiere de mayores estudios.

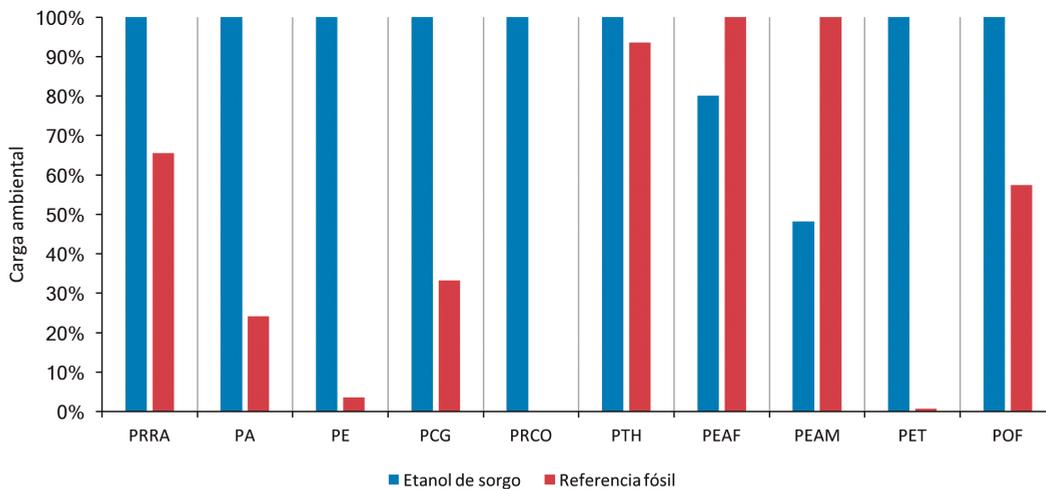


Figura 2.7. Carga ambiental de la producción de etanol de sorgo dulce y de su referencia fósil (gasolina).

REFERENCIAS

Franco, S., (2011) Estudio de la producción de azúcares en cuatro variedades de sorgo dulce para la producción de etanol. Tesis de Maestría, Centro de Investigación Científica de Yucatán A.C., pp.75.

Guajardo, R. A., Medina, G., Sánchez, I., Soria, J., Vázquez, J.M.P., Quijano, J. A., Legorreta, F., Ruíz, J. A., y Díaz, G. (2012) Potencial productivo de especies agrícolas de importancia socioeconómica en México. INIFAP, pp.140.

Nemecek, T. y Schnetzer, J., (2011) "Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems" en Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART.

Peniche I.L., (2013) Evaluación de cuatro variedades de sorgo dulce para la producción de bioetanol en el oriente de Yucatán, México. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica de Yucatán A.C., México, pp.132.

Pre Consultant. (2013) SimaPro Database Manual, Methods library, pp.82.

RSB. (2011) RSB GHG calculation methodology. Disponible en: <http://rsb.org/pdfs/12-12-20-RSB-STD-01-003-01-RSB-GHG-Calculation-Methodology-v2-1.pdf>.

SAGARPA (2012) Bioenergéticos. Disponible en: <http://www.bioenergeticos.gob.mx/index.php/bioetanol/produccion-a-partir-de-sorgo-dulce.html>

SAGARPA (2009) Programa de Producción Sustentable de Insumos para Bioenergéticos y de Desarrollo Científico y Tecnológico. G. Secretaría de Agricultura, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, (ed.), pp.25.

Wang, M., Pan, X., Xia, X., Xi, B. y Wang, L., (2015) Environmental sustainability of bioethanol produced from sweet sorghum stem on saline-alkali land, en *Bioresource technology*, 187, pp.113-119.

Yin, R., Liu, R., Mei, Y., Fei, W. y Sun, X., (2013) Characterization of bio-oil and bio-char obtained from sweet sorghum bagasse fast pyrolysis with fractional condensers, en *Fuel*, 112, pp.96-104.



ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE BIODIÉSEL DE JATROFA EN YUCATÁN

Julio Sacramento , Freddy Navarro Pineda²

3.1 DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA

El aceite de la planta oleaginosa *Jatropha curcas* (jatrofa), un arbusto de origen centroamericano, es considerado como una materia prima potencial para la producción de biodiésel en México. La planta de jatrofa puede sobrevivir en ambientes no aptos para la agricultura intensiva y su aceite no es comestible. Por estas razones ha sido promovido como cultivo energético (para producir biocombustibles, en específico biodiésel) en varios países del mundo, incluido México. Sin embargo, aún no se cuenta con la tecnología y el conocimiento para su cultivo a gran escala y que sea rentable. Actualmente existen proyectos muy grandes para seleccionar y mejorar genéticamente a la planta para que se adapte mejor a tierras pobres en nutrientes y que aumente el rendimiento de semillas. Una estrategia alternativa y de corto plazo para incrementar la rentabilidad del cultivo es utilizar otras partes de la planta para obtener productos de valor agregado, en vez de considerarlas residuos, bajo el enfoque de una biorrefinería. El objetivo del presente capítulo es evaluar el desempeño ambiental del aprovechamiento de la biomasa de jatrofa mediante un Análisis de Ciclo de Vida. Para ello, se consideraron dos posibles escenarios de explotación de la jatrofa usando datos agronómicos reales obtenidos de plantaciones piloto de Yucatán, México.

3.2 ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

3.2.1 DEFINICIÓN DE OBJETIVO Y ENFOQUE

El objetivo del análisis de ciclo de vida es estimar los impactos ambientales potenciales de la producción de biodiésel de *Jatropha curcas* sembrada en condiciones agronómicas del estado de Yucatán, México.

La unidad funcional es definida como una hectárea sembrada con jatrofa. Se considera la productividad en la región local de Tizimín, Yucatán de $2,000 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ de semilla seca, puesto que, según estimaciones económicas previas, se considera la productividad mínima para que el proyecto sea viable. Se estima que a partir de dicha productividad de semilla, se obtendrían 19,442 MJ de biodiésel.

El ACV contempla las siguientes etapas:

- a) Etapa agronómica: incluye la preparación del terreno, el establecimiento de las plantaciones, el cultivo anual y dos cosechas al año.
- b) El transporte hasta la planta industrial.
- c) La etapa industrial: considera la extracción del aceite y su transformación a biodiésel.
- d) Distribución y uso del biodiésel para fines de transporte.

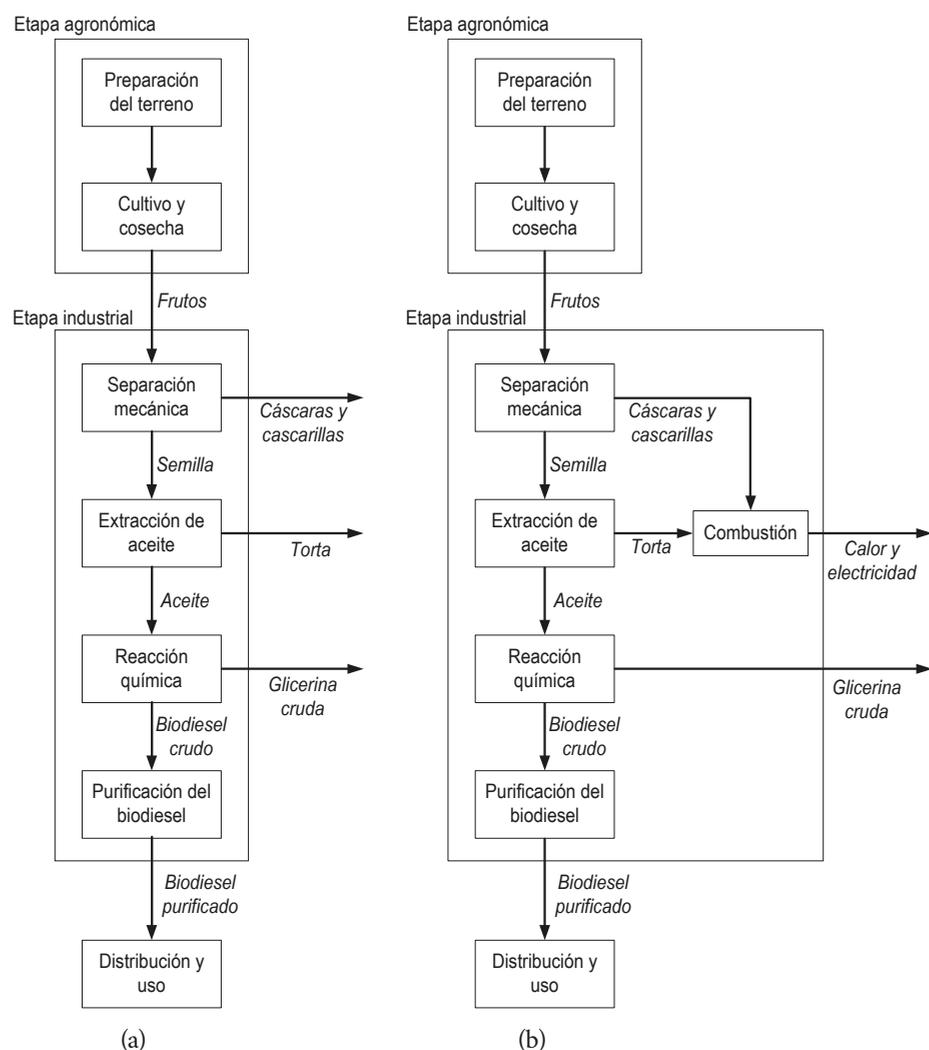


Figura 3.1. Diagrama de proceso de la producción de biodiésel de jatrofa bajo los escenarios (a) S1 y (b) S2.

Se consideraron dos escenarios para el aprovechamiento de la biomasa. En ambos, el producto principal es biodiésel para uso en transporte proveniente del aceite de las semillas. En el primer escenario (S1) se considera que la biomasa lignocelulósica (las cáscaras y cascarillas) son residuos, mientras que la torta residual se vende como biofertilizante (figura 3.1a). En el segundo escenario (S2), se asumió que toda la biomasa residual, lignocelulósica y torta, es utilizada para generar el vapor necesario para el proceso y electricidad que se sube a la red eléctrica, generando un ingreso adicional (figura 3.1b).

3.2.2 INVENTARIO DE CICLO DE VIDA

La tabla 3.1 muestra el inventario de ciclo de vida de la producción de biodiésel de jatrofa bajo los escenarios propuestos. Las emisiones de metales pesados y fosfatos derivadas del uso de fertilizantes se calcularon mediante las métricas establecidas por la Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station (Nemecek y Schnetzer, 2011). Por su parte, las emisiones de gases nitrogenados (NH_3 , N_2O y NO_x), así como las emisiones generadas por el cambio de uso del suelo, fueron estimadas mediante los modelos propuestos por la Roundtable on Sustainable Biomaterials (RSB, 2011). Se consideró que el anterior uso de suelo del área sembrada fue un pastizal mejorado en una zona tropical húmeda en un suelo tipo cambisol y que el cambio se llevó a cabo sin quemar ni actividades de labranza.

ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE BIODIÉSEL DE JATROFA EN YUCATÁN

Tabla 3.1. Inventario de ciclo de vida de la producción de biodiésel de jatrofa.

Parámetro	Unidad / ha ⁻¹ ·a ⁻¹	Escenario 1 (S1)	Escenario 2 (S2)
Productos			
Biodiésel	MJ	19,442	19,442
Glicerina cruda	kg	54	54
Torta	kg	685	—
Electricidad	MJ	—	6,376
Insumos agrícolas			
Fertilizante 12 – 40 – 00 ^a	kg	100	100
Gasolina	L	36	36
Diésel	L	12	12
Herbicidas	L	8	8
Fungicidas	L	2	2
Insecticidas	L	0.4	0.4
Agua	m ³	5,006	5,006
Transporte a planta industrial			
Diésel	L	0.46	0.46
Insumos industriales			
Aire	kg	2,645	24,674
Metanol	kg	56	56
KOH	kg	5	5
Agua	kg	41	10,821
Electricidad	MJ	721	—

^a Las dosis de N, P₂O₅ y K₂O son de 12, 40 y 0 kg·ha⁻¹·a⁻¹, respectivamente.

Tabla 3.2. Impactos ambientales potenciales de la producción de biodiésel de jatrofa bajo los escenarios estudiados.

Impacto ambiental potencial	Unidad (·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	Escenario S1	Escenario S2
Merma de recursos abióticos (PMRA)	kg Sb _{eq}	4.35E+00	3.91E+00
Acidificación (PA)	kg SO _{2eq}	1.33E+01	1.49E+01
Eutrofización (PE)	kg PO ₄ ³⁻ _{eq}	1.08E+01	1.02E+01
Calentamiento global (PGC)	kg CO _{2eq}	-1.88E+03	-2.08E+03
Merma de capa de ozono (PMCO)	kg CFC-11 _{eq}	2.53E-04	2.49E-04
Toxicidad humana (PTH)	kg 1,4-Db _{eq}	6.34E+02	6.05E+02
Toxicidad de agua dulce (PTAD)	kg 1,4-Db _{eq}	1.44E+02	2.71E+02
Toxicidad de agua de mar (PTAM)	kg 1,4-Db _{eq}	4.00E+05	4.49E+05
Eco-toxicidad (PET)	kg 1,4-Db _{eq}	3.82E+00	2.89E+00
Potencial de foto-oxidación (PFO)	kg C ₂ H _{4eq}	4.38E-01	5.50E-01

3.2.3 EVALUACIÓN DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA

La metodología establecida por el Centrum voor Milieuwetenschappe (CML) 2001 fue seleccionada para llevar a cabo la evaluación de impactos ambientales. La tabla 3.2 muestra los resultados de los impactos ambientales potenciales considerados en dicha metodología. El cambio de uso de suelo resulta en una mitigación al PCG debido a la reforestación de pastizales a arbustos de jatrofa, lo que deriva en una reforestación. El escenario S1 presenta mayores

impactos ambientales potenciales en la mayoría de las categorías analizadas, excepto el PEAf, PEAM y PCOF. Las diferencias radican en el consumo de electricidad de la red por parte del escenario S1.

La figura 3.2 muestra la contribución de cada etapa en la producción de biodiésel a los impactos ambientales. Los resultados indican que la etapa de cultivo de la jatrofa es aquella que más contribuye a la mayoría de los impactos ambientales debido a la producción y uso de herbicidas, fungicidas, insecticidas y fertilizantes.

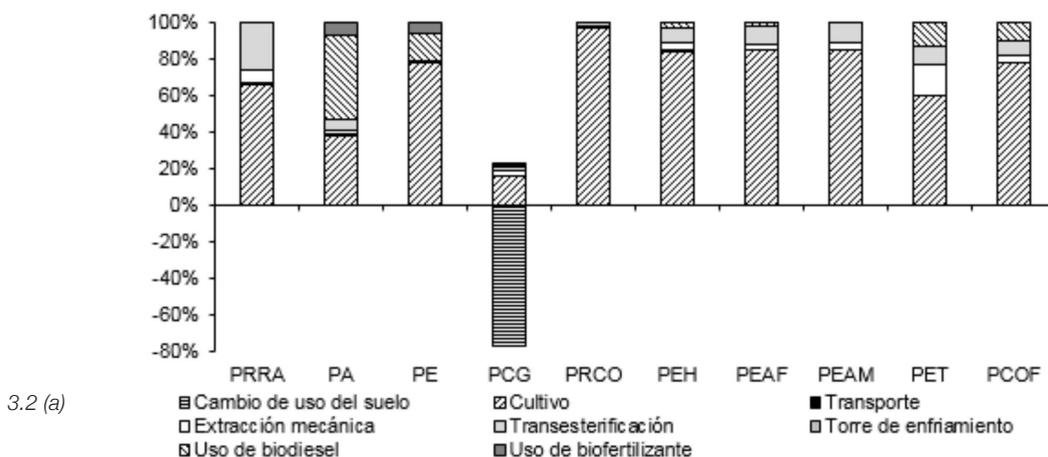
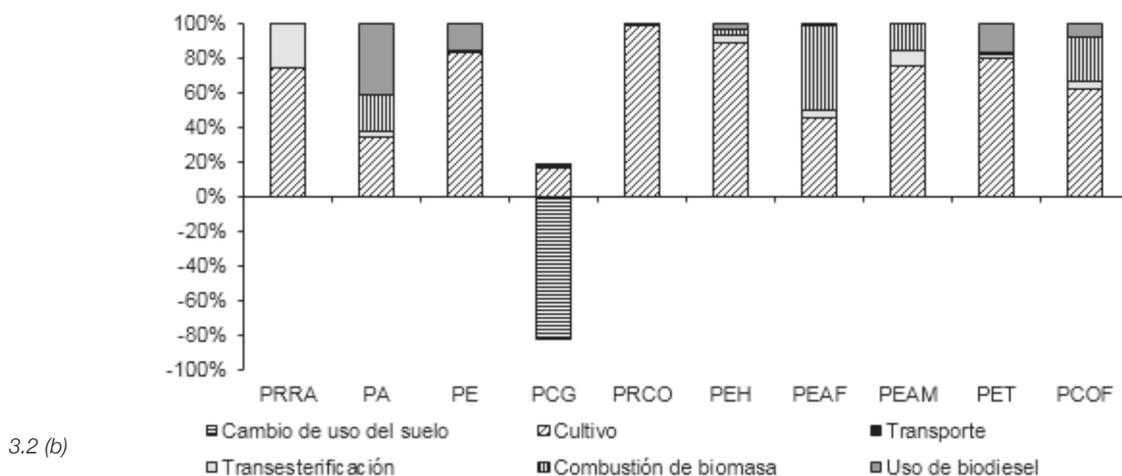


Figura 3.2. Contribución de cada etapa en la producción de biodiésel a los impactos ambientales totales bajo (a) el escenario (S1) y (b) el escenario S2.



3.2 (b)

3.2.4 INTERPRETACIÓN

Si bien las diferencias entre los impactos ambientales de ambos escenarios S1 y S2 son mínimas, la situación cambia cuando estos escenarios son comparados con sus respectivos sistemas de referencia siguiendo el método de expansión del sistema por ampliación. Estos resultados se muestran en la figura 3.3. De esta manera, el escenario S2 presenta un mejor desempeño ambiental que el S1 en casi todos los impactos ambientales potenciales

analizados, excepto el PE y el PTAD. En estos últimos, las emisiones principales provienen de las cenizas generadas por la combustión de la biomasa lignocelulósica. Por otra parte, ambos escenarios presentan un peor desempeño ambiental que sus sistemas de referencia, salvo en las categorías de PMRA, PCG y PET. En la categoría de PCG, ninguno de los escenarios presenta carga ambiental puesto que el cambio en el uso de suelo de pastizal mejorado a un cultivo perenne representa un alto potencial de captación de carbono.

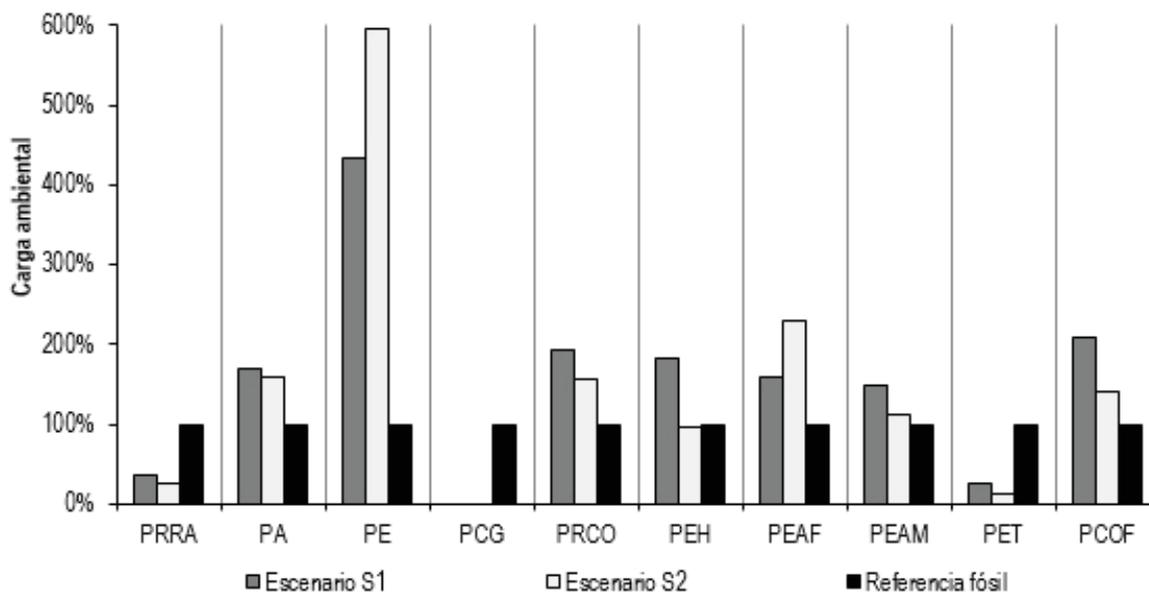


Figura 3.3. Comparación de los impactos ambientales potenciales de la producción de biodiésel de jatrofa bajo los escenarios estudiados y el sistema de referencia.

REFERENCIAS

Nemecek, T. y Schnetzer, J., (2011) Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems, en Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART.

RSB., (2011) RSB GHG calculation methodology. Disponible en: <http://rsb.org/pdfs/12-12-20-RSB-STD-01-003-01-RSB-GHG-Calculation-Methodology-v2-1.pdf>.



PRODUCCIÓN DE BIODIÉSEL CON UNA MEZCLA DE DIFERENTES ACEITES RESIDUALES COMESTIBLES DE ORIGEN VEGETAL

Alfredo F. Fuentes Gutiérrez, Fermín Morales
Troyo³

4.1 ANTECEDENTES

Los biocombustibles representan una opción muy interesante para disminuir gradualmente la dependencia, tanto económica como energética, del petróleo. Los biocombustibles líquidos de primera generación están directamente relacionados con el uso de extensiones agrícolas, pues es de aquí donde se obtiene la materia prima. La alta difusión que han tenido estos biocombustibles ha provocado que sean colocados como tema principal en la agenda de diversos programas en el mundo que buscan contar con un combustible renovable. Pero no todos los países cuentan con la tierra disponible donde se cultive la materia prima que, una vez transformada, cubra la demanda energética actual. Es por ello que algunos gobiernos y particulares han tratado, por un lado, aumentar la generación de la materia prima, haciendo uso de grandes extensiones de tierra y, por otro, aumentar la productividad de los diversos cultivos por medio del uso de agroquímicos.

Cuando el biodiésel o cualquier biocombustible proviene de cultivos, el cambio de uso de suelo

de forestal a agropecuario, o el uso excesivo de agroquímicos y agua en las plantaciones de biocombustibles, pueden disminuir el potencial de mitigación de dióxido de carbono o inclusive opacarlo, es decir, puede haber mayores emisiones en la plantación o en el cambio de uso de suelo que en el consumo de combustibles fósiles, particularmente para el transporte, además del consumo directo de combustible como parte del proceso del cultivo (IPCC, 2011). Por otro lado, la producción del biodiésel proveniente de cultivos oleaginosos puede competir con los cultivos para la alimentación. Existen muchos estudios sobre estos temas que han derivado en normas de uso de biodiésel en Europa y Estados Unidos, para evitar el conflicto entre tierra y agua para alimentación o para cultivos energéticos (IPCC, 2011). El aceite proveniente de los desechos domésticos y de los establecimientos comerciales de comida es una fuente alternativa de abastecimiento de materia para la producción de biodiésel. El aceite usado es un desecho peligroso, su procesamiento evita la contaminación de suelos y cuerpos de agua. El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una metodología que nos permite evaluar los impactos de la producción de biodiésel.

³ Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad.
Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la
Huerta, 58190 Morelia, Mich.

4.2 DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA

En la búsqueda de fuentes alternas a los combustibles fósiles que tengan menores impactos ambientales y que no compitan con tierras dedicadas a la producción de alimentos, se han desarrollado proyectos de producción de biodiésel con aceite de cocina usado (ACU). En este capítulo presentamos un Análisis de Ciclo de Vida de la producción de biodiésel con ACU para determinar su relación energética y las emisiones de CO₂e, dichos datos se compararon con los obtenidos durante la producción de diésel de petróleo.

4.3 ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

4.3.1 DEFINICIÓN DE OBJETIVO Y ENFOQUE

El objetivo del estudio es evaluar el Potencial de Calentamiento Global y el desempeño energético de la producción de biodiésel de ACU y compararlos con el desempeño del diésel fósil.

La unidad funcional es definida como “1 GJ de combustible” producido. Las etapas evaluadas fueron el transporte del ACU, la etapa industrial de producción de biodiésel y el transporte de éste a una refinería hipotética. Los procesos involucrados en el sistema se mencionan a continuación y se muestran en la figura 4.1:

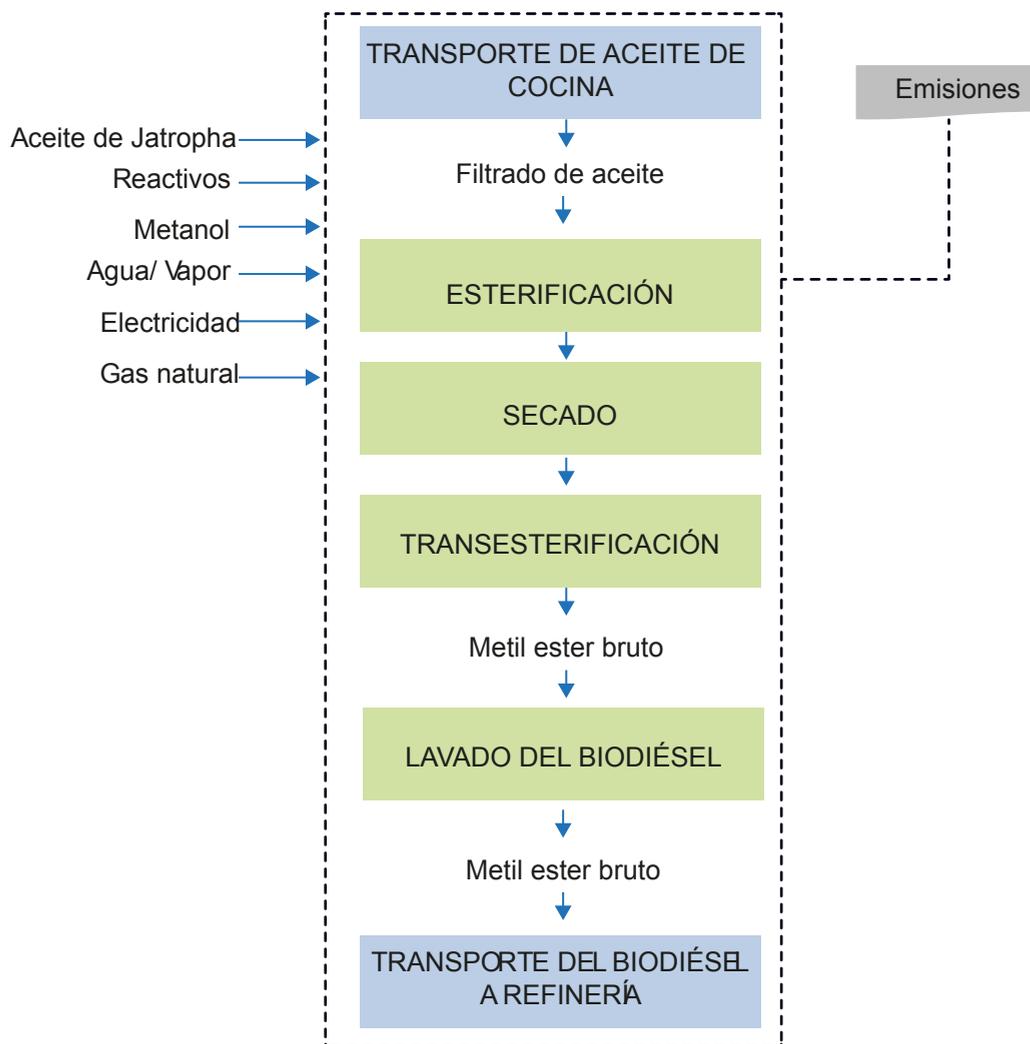


Figura 4.1. Diagrama de proceso de la producción de biodiésel con Aceite Usado de Cocina.

- Transporte del aceite usado de cocina
- Esterificación
- Secado
- Transesterificación
- Lavado
- Transporte del biodiésel a refinería

Se asumió que la distancia media desde los puntos de recolección del ACU hasta la refinería es de 67 km.

4.3.2 INVENTARIO DE CICLO DE VIDA

En la tabla 4.1 se muestra el inventario de ciclo de vida de la producción de biodiésel con ACU. Para el caso de la recolección del aceite, se consideró un recorrido de 67 km para recolectar 510 litros. Los procesos de calentamiento del aceite y de los reactivos se llevaron a cabo mediante recirculación, para lo cual se utilizó una bomba de 0.5 HP. El calentamiento tanto del aceite como de los reactivos se llevó a cabo con dos resistencias eléctricas de 1000 W de potencia.

Tabla 4.1 Inventario de ciclo de vida de la producción de biodiésel (una mezcla de diferentes aceites residuales comestibles de origen vegetal).

Parámetro	Unidad / 100 Litros de Biodiésel
Productos	
Biodiesel	100 L
Glicerina cruda	25 kg
Recolección de aceites	6.7 Litros gasolina
Esterificación	
Ácido Sulfúrico	0.9 kg
Metanol	50.59 L
Tiempo de reacción	2.24 KWh
Secado	
Remoción de metanol	1 KWh
Remoción de H ₂ O	2 KWh
Transesterificación	
Hidróxido de sodio	0.45 kg
Metanol	30.35 L
Energía eléctrica en transesterificación	0.3 KWh
Lavado	
Remoción de agua (energía eléctrica)	0.3 KWh

4.3.3 EVALUACIÓN DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA

El Potencial del Calentamiento Global (medido en kg CO₂e) fue evaluado mediante las métricas establecidas por la Directiva Europea de Energía Renovable (RED). Por otra parte, el desempeño energético se evaluó mediante la estimación del Consumo de Recursos Energéticos (medido en GJ). En la tabla 4.2 se muestran los resultados obtenidos para cada etapa.

Tabla 4.2 Resultados de la evaluación de impacto de ciclo de vida.

	Consumo de energía GJ	Emisiones de (KgCO ₂ eq/GJ)
Recolección de aceites	0.218	1.04
Esterificación		
Ácido Sulfúrico	-0.001*	0.04
Metanol	1.46	17.23
Energía eléctrica	0.008	0.39
Secado		
Remoción de metanol	0.0036	0.17
Remoción de H ₂ O	0.0036	0.17
Transesterificación		
Hidróxido de sodio	0.005	0.14
Metanol	0.88	10.34
Energía eléctrica en transesterificación	0.001	0.06
Lavado		
Remoción de agua (energía eléctrica)	0.001	0.06

*La producción de ácido sulfúrico es a través de una reacción exotérmica por lo que se genera una buena cantidad de vapor que a su vez genera energía. En el balance general, se gana energía.

4.3.4 INTERPRETACIÓN

La figura 4.2 muestra el Potencial de Calentamiento Global y el desempeño energético de la producción de biodiésel de ACU y del diésel fósil. En ambas categorías, el biodiésel de ACU presenta mejores resultados. Se asumió que el PCG del diésel es de 84 kgCO₂e/GJ y que se requiere de 1.15 GJ de energía fósil para producir 1 GJ de diésel (Gasca, 2010). La esterificación del aceite es la etapa que más contribuye tanto al consumo energético como al PCG debido a la cantidad de

metanol utilizado y que no es recuperado. Los resultados indican que se requieren 0.67 GJ de energía fósil para generar 1 GJ de biodiésel de ACU, por tanto, el biocombustible presenta un balance energético positivo. En cuanto al PCG, el biodiésel muestra una mitigación potencial de gases de efecto invernadero del 65% respecto al diésel de petróleo. Este desempeño podría mejorarse incluyendo un sistema de recuperación del metanol, el cual no se contempló en el presente estudio.

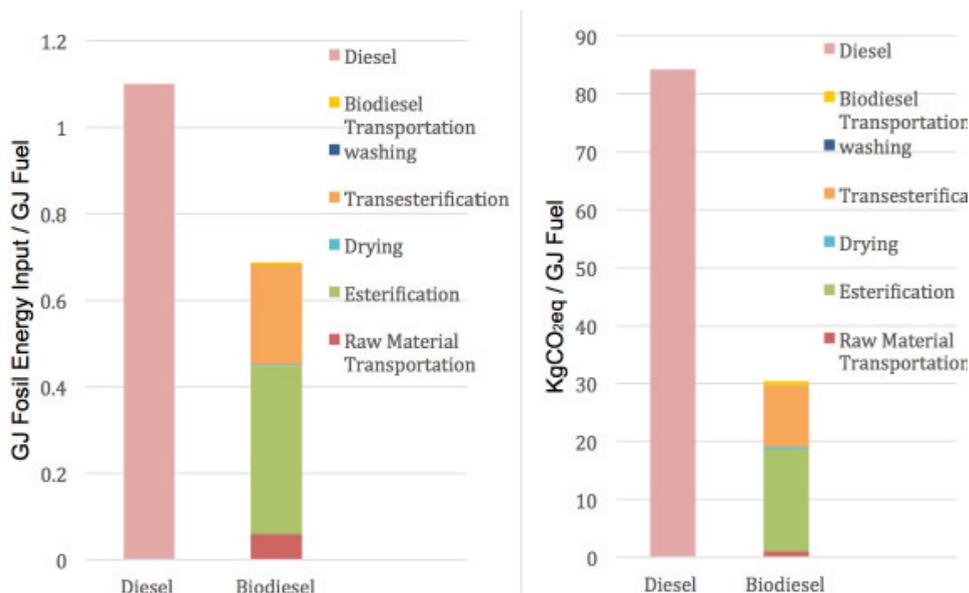


Figura 4.2. Comparación del Consumo Energético (izquierda) y del Potencial de Calentamiento Global (derecha) entre el diésel de petróleo y el biodiésel de ACU.

REFERENCIAS

Gasca (2010) Instituto Mexicano del Petróleo. Comunicación personal y acceso al archivo de datos sobre refinación del diésel de petróleo.

IPCC (2011) Summary for Policymakers en: IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation [O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Matschoss, S. Kadner, T. Zwickel, P. Eickemeier, G. Hansen, S. Schlömer, C. von Stechow (eds)]. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

RETOS DEL ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE LA BIOENERGÍA EN MÉXICO

Carlos A. García Bustamante ⁴

El Análisis de Ciclo de Vida es quizá la metodología más empleada a nivel mundial para estimar los impactos ambientales de la bioenergía. En contraste, ha tenido una aplicación incipiente en México, de manera que un primer reto para la metodología es su mayor aplicación para contribuir a desarrollar tecnologías o cadenas de producción de bioenergía que tengan los menores impactos ambientales potenciales. La mayoría de los trabajos hasta ahora desarrollados de ACV en México consideran biocombustibles líquidos. Entre estos trabajos podemos encontrar dos para bioetanol (García et al., 2011; Aguilar-Sánchez et al., sf), dos para biodiésel (Navarro-Pineda, 2016; Sacramento-Rivero et al., 2016), un estudio sobre electricidad (Navarro-Pineda et al., 2017) y un artículo de revisión (Shonnard et al., 2015).

Por otra parte, si bien el ACV está estandarizado en las normas ISO 14040 y 14044, aún persisten retos en cuanto a la forma en como debe ser aplicado, ya que distintos supuestos generan resultados diferentes para la misma tecnología o cadena bioenergética. Entre estos supuestos encontramos: la definición de los límites del sistema a estudiar, los sistemas de referencia, las fuentes de información y bases de datos, los criterios para asignación de impactos a co-productos (o reglas de reparto), entre otros.

Los límites del sistema juegan un papel fundamental en los impactos ambientales evaluados. Por ejemplo, en los ACV donde se consideran las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) no siempre se consideran las debidas al cambio en el uso de suelo (causadas por la remoción del carbono contenido previamente en la vegetación y el suelo del área de la plantación). Esto puede resultar en una sobreestimación importante del potencial de mitigación de algunas opciones de bioenergía, como sería el caso de los biocombustibles líquidos de primera generación. Se han reportado para el etanol de caña de azúcar valores de mitigación de hasta el 43% con respecto al combustible fósil que sustituiría (en este caso gasolina); sin embargo, el lugar en el que sean establecidos estos cultivos tendrá una repercusión muy importante en emisiones; si las plantaciones se establecieron en áreas con grandes cantidades de carbono (como las selvas) entonces este etanol se convertiría en un emisor neto (hasta que salde la deuda de carbono), y podría emitir hasta 160% más emisiones que su referencia fósil en el tiempo del estudio (García et al., 2011). Lo mismo ocurre cuando se expanden las fronteras del sistema hasta considerar el uso final del combustible, por ejemplo, en un caso de bio-metano a partir de pastos, la mitigación de GEI es menor si se incluye el uso del bio-metano en el vehículo en comparación a si sólo se consideran las emisiones hasta que el combustible entra al tanque del vehículo (Korres et al. 2010; Czyrnek-Delètre, 2016).

⁴ Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia, Universidad Nacional Autónoma de México.
Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta, 58190, Morelia, Mich.

De igual forma, la inclusión de las emisiones de carbono por el cambio indirecto en el uso de suelo, puede resultar en un menor potencial de mitigación de GEI para algunas opciones de bioenergía (dependiendo del contenido de carbono de las áreas utilizadas). Hasta el momento no existen en México evaluaciones de las emisiones de GEI debidas al cambio indirecto en el uso de suelo.

Los sistemas de referencia contra los que se comparan los impactos de la bioenergía también juegan un papel fundamental. Por ejemplo, en el caso de las emisiones de GEI el potencial de mitigación de los biocombustibles líquidos se calcula al comparar las emisiones de la cadena de bioenergía con las emisiones en el ciclo de vida de la gasolina y el diésel. La norma mexicana para la certificación de biocombustibles líquidos de origen vegetal (NMX-AA-174-SCFI-2015) toma como referencia el valor reportado de la Directiva Europea de Energía Renovable de 83.8 gCO₂e/MJ en ausencia de un valor para México, e incluso fija metas de reducción de emisiones para los biocombustibles. Este valor es diferente al que se usa en Estados Unidos como referencia, el cual es de alrededor de 91 gCO₂e/MJ, de manera que dependiendo de la referencia fósil establecida es diferente el valor relativo de la mitigación de las opciones de bioenergía. Más aún, el tipo de combustible fósil al que sustituiría el biocombustible también juega un papel importante, por ejemplo, la mitigación efectiva lograda al sustituir gas natural en vehículos sería mucho menor si consideramos que las emisiones del GN están alrededor de 50 g gCO₂e/MJ (EIA, 2013). De esta manera es fundamental definir apropiadamente los combustibles que serían sustituidos, así como desarrollar valores de referencia que reflejen las condiciones de México.

Otro de los puntos importantes para el desarrollo de los ACV tiene que ver con las fuentes de información. Dependiendo del alcance de cada estudio se determina la cantidad necesaria de datos. Sin embargo, aun con alcances limitados, por lo general se requiere de grandes cantidades de ellos (por ejemplo, energía embebida en insumos como combustibles, fertilizantes, equipos, entre muchos otros). Existen bases de datos comerciales y públicos que permiten realizar evaluaciones, no obstante, las

calidades de la información en ellas son de distintos niveles y no siempre transparentes, de manera que puede resultar que para un sistema con las mismas fronteras de estudio, dependiendo de la base de datos empleada, los resultados sean distintos. Por tanto, es necesario identificar las bases de datos que contengan la información más confiable, además de realizar las adaptaciones necesarias para reflejar lo mejor posible la realidad del país. De igual forma se requiere de la construcción de bases de datos nacionales con métodos acordados y armonizados para su obtención.

Por otra parte, en las cadenas de bioenergía hay ocasiones en que se obtiene, además del biocombustible (sea líquido, sólido o gaseoso), uno o varios co-productos, por lo que se hace necesario decidir en qué medida cada uno de los impactos evaluados se “asignan” a esos co-productos. Podemos encontrar tres formas principales de asignación, una basada en precios, otro basado en categorías físicas, y la última, por sustitución de productos. También existe el método de sustitución o de expansión del sistema, el cual evita la necesidad de asignación y considera que el biocombustible es el único producto, pero se le restan las emisiones debidas al producto que fue sustituido por el co-producto. El estándar ISO recomienda este último método en lugar de los métodos de asignación, sin embargo, es difícil llevarlo a la práctica en muchos casos debido a que hay ocasiones en que el co-producto puede ser utilizado en más de una manera, lo que implicaría que puede sustituir a más de un producto, lo cual dificulta definir cuál es el producto que sería más viable sustituir. Además, es posible que al momento no existan datos suficientes sobre los impactos del producto a sustituir.

La discusión entre los impactos que deben evaluarse para los casos de bioenergía también es relevante. La mayor cantidad de estudios en la literatura consideran sólo las emisiones de GEI o el retorno energético, principalmente debido a las preocupaciones sobre la capacidad de los biocombustibles por ser una fuente real de energía y a su efecto en el calentamiento global. Si bien los biocombustibles pueden tener impactos menores en comparación de los combustibles fósiles, como puede ser el caso de las emisiones de GEI, no

obstante, pueden afectar al ambiente de otras formas, como pudieran ser efectos de acidificación y eutrofización. De esta manera es necesario incluir todas las categorías de impacto que pueden ser relevantes para las cadenas de bioenergía a evaluar.

Existen además otros aspectos científicos que repercuten en los resultados de los ACV, de manera que un mayor conocimiento permitiría tener evaluaciones más confiables. Un ejemplo de esto son las emisiones por la volatilización de los fertilizantes nitrogenados. Como se ha observado en los estudios del caso, los fertilizantes tienen un alto impacto en las categorías de emisiones de gases de efecto invernadero, de donde las emisiones de N_2O tienen un papel fundamental. Hasta ahora, buena parte de los trabajos consideran que el 1% de la masa de N se transforma en emisiones de N_2O (de acuerdo con las recomendaciones del IPCC), sin embargo, existen estudios científicos que consideran que estas emisiones podrían incluso llegar al 5%. Esto representaría emisiones mucho mayores a las estimadas actualmente debido a los fertilizantes nitrogenados (ya que el N_2O tiene un potencial de calentamiento global de 296 veces el CO_2) y que pondrían en entredicho el potencial de mitigación de algunas opciones de bioenergía. Estas y otras cuestiones como el contenido de carbono en distintas cubiertas vegetales juegan un papel fundamental en los resultados de los ACV, por lo que deben desarrollarse mayores estudios al respecto e incorporar los resultados al método.

Los retos expuestos anteriormente requieren de esfuerzos conjuntos de la comunidad practicante de los ACV para darles respuesta y generar propuestas. Sin lo anterior, será difícil comparar estudios entre sí y valorar los méritos o impactos ambientales negativos de distintas cadenas bioenergéticas.



REFERENCIAS

Aguilar-Sánchez, P., Navarro-Pineda, F. S., Sacramento-Rivero, J. C., y Barahona-Pérez, L. P., Life-cycle assessment of bioethanol production from sweet sorghum stalks cultivated in the state of Yucatan, Mexico, en *Clean Technologies and Environmental Policy*.

Czyrnek-Delètre, M., Smyth, B.M., y Murphy, J.D. (2016) Beyond carbon and energy the challenge in setting guidelines for life cycle assessment of biofuel systems, en *Renewable Energy* vol. 105. 436-448.

García, C. A., Fuentes, A., Hennecke, A., Riegelhaupt, E., Manzini, F., y Masera, O., (2011) Life-cycle greenhouse gas emissions and energy balances of sugarcane ethanol production in Mexico, en *Applied Energy* vol 88, no. 6. 2088-2097.

EIA, Energy Information Administration, Independent Statistics & Analysis. CO2 emissions, (2013). http://www.eia.gov/environment/emissions/co2_vol_mass.cfm (accesado enero 18, 2018).

Korres, N.E., Singh, A., Nizami, A.S., y Murphy, J.D., (2010) Is grass biomethane a sustainable transport biofuel? en *Biofuels, Bioprod. Biorefining* vol. 4, no. 3. 310–325.

Navarro-Pineda, F. S. (2016). Design and assessment of a whole-crop biorefinery based on *Jatropha curcas* in Yucatan, Mexico. Tesis de doctorado. Universidad Autónoma de Yucatán. México

Navarro-Pineda, F. S., Handler, R., y Sacramento-Rivero, J. C. (2017) Potential effects of the Mexican energy reform on life cycle impacts of electricity generation in Mexico and the Yucatan region, en *Journal of Cleaner Production*, no. 164. 1016-1025.

Sacramento Rivero, J. C., Eastmond-Spencer, A., Becerril García, J., y Navarro Pineda, F. S., (2016) A Three-Dimensional Sustainability Evaluation of *Jatropha* Plantations in Yucatan, Mexico, en *Sustainability*, vol 8, no. 12. 1316.

Shonnard, D. R., Klemetsrud, B., Sacramento-Rivero, J., Navarro-Pineda, F., Hilbert, J., Handler, R., Suppen, N., y Donovan, R. P., (2015) A Review of environmental life cycle assessments of liquid transportation Biofuels in the Pan American region, en *Environmental Management*, no. 56. 1– 21.



