



“Enseñar la explotación
la tierra, no la del hombre”

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

CENTRO DE INVESTIGACIONES ECONÓMICAS, SOCIALES Y TECNOLÓGICAS DE LA
AGROINDUSTRIA Y LA AGRICULTURA MUNDIAL

DOCTORADO EN PROBLEMAS ECONÓMICO AGROINDUSTRIALES

ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA Y FACTIBILIDAD ECONÓMICA DE LA
PRODUCCIÓN DE BIOENERGÍA A PARTIR DE NOPAL

TESIS

QUE COMO REQUISITO PARCIAL

PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTOR

P R E S E N T A

FÉLIX RAFAEL RAMÍREZ ARPIDE



DIRECCION GENERAL ACADEMICA
DIRECCION DE SERVICIOS ESCOLARES
COMISION DE EXAMENES PROFESIONALES

Bajo la supervisión de: Teodoro Espinosa Solares, Doctor



Chapingo, Estado de México, junio de 2017

**ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA Y FACTIBILIDAD ECONÓMICA DE LA
PRODUCCIÓN DE BIOENERGÍA A PARTIR DE NOPAL**

Tesis realizada por **Félix Rafael Ramírez Arpide** bajo la supervisión del Comité Asesor indicando, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

DOCTOR EN PROBLEMAS ECONÓMICO AGROINDUSTRIALES

DIRECTOR:



Dr. Teodoro Espinosa Solares

CO-DIRECTOR:



Dr. Clemente Gallegos Vázquez

ASESOR:



Dr. Vinicio Horacio Santoyo Cortés

ASESOR:



Dra. Guadalupe Hernández Eugenio

LECTOR EXTERNO:



Dr. Alejandro Téllez Jurado

RESUMEN

ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA Y FACTIBILIDAD ECONÓMICA DE LA PRODUCCIÓN DE BIOENERGÍA A PARTIR DE NOPAL

Félix Rafael Ramírez-Arpide

El cambio climático y la búsqueda de alternativas al uso de combustibles fósiles, han influido en el creciente interés de obtener energía de fuentes renovables como la biomasa. El nopal (*Opuntia ficus-indica* (L.) Mill) es un cultivo que presenta una habilidad excepcional para producir biomasa en condiciones climáticas y de suelo desfavorables para la mayoría de otros cultivos. Esta tesis indaga el potencial del nopal como fuente de biomasa para la producción de biogás, aplicando la metodología del análisis del ciclo de vida (ACV) y la evaluación económica. Para establecer la sustentabilidad ambiental se evaluaron dos sistemas de producción de nopal: *orgánico* (SPO) e *inorgánico* (SPI); además de dos formas de almacenar el digestato, en: *a) abierto* (ADA) y *b) cerrado* (ADC). La factibilidad económica se analizó con tres vías de aprovechamiento de la bioenergía obtenida: *i) biogás*, *ii) electricidad*, y *iii) biometano*. Los resultados mostraron que integrando el SPO y el ADC se obtiene el menor potencial de calentamiento global, pero se favorece el incremento del potencial de acidificación y eutrofización. El balance energético indicó que el sistema es energéticamente sustentable sobrepasando el límite mínimo de aceptabilidad (Retorno de Energía Invertida >3). Por otro lado, si bien los beneficios, con cualquier vía de aprovechamiento, logran cubrir los costos de conversión de la bioenergía, estos son insuficientes para recuperar el costo de oportunidad del nopal consumido. Se concluye con la descripción de elementos clave a considerar en la formulación de política pública de bioenergéticos; entre ellos, el aprovechamiento de materias primas con un costo de oportunidad bajo, el desarrollo de mercados para subproductos y el fortalecimiento del mercado de

carbono. **Palabras clave:** sustentabilidad, biogás, bioenergético, costo, beneficio.

ABSTRACT

LIFE CYCLE ASSESSMENT AND ECONOMIC FEASIBILITY OF BIOENERGY PRODUCTION FROM NOPAL

Félix Rafael Ramírez-Arpide

Climate change and fossil fuel use, in addition to other factors, have influenced the growing interest in obtaining energy from renewable sources such as biomass. The nopal (*Opuntia ficus-indica* (L.) Mill) is a crop that has an exceptional ability to produce biomass under climatic and soil conditions unfavorable to most other crops. This thesis investigates the potential of the nopal as a biomass source for biogas production, applying the methodology of life cycle assessment (LCA) and economic evaluation. To establish environmental sustainability two nopal farming systems were evaluated: *i) organic farming system* (OFS) and *ii) conventional farming system* (CFS); furthermore, two digestate storage tanks were contemplated: *i) open digestate storage tank* (ODS) and *ii) closed digestate storage tank* (CDS). The economic feasibility was analyzed with three bioenergy conversion ways: *i) biogas*; *ii) electricity* and *iii) biomethane*. The results showed that OFS and CDS presented the lowest global warming potential, but increase the acidification potential (AP) and eutrophication potential (EP). The energy balance indicated that the system is energetically sustainable (EROI > 3). In the other hand, although the benefits, with any conversion ways, are enough to cover the bioenergy conversion cost, these are insufficient to compensated the opportunity cost of the feedstock. The study concludes with the description of key elements to take into consideration in bioenergy public policy, such as, the use of feedstocks with low opportunity cost, the market development for by-products and the strengthening of the carbon market.

Keywords: sustainability, biogas, bioenergetic, cost, benefit.

Dedicado a mi esposa Miriam y mi pequeño hijo Daniel.

AGRADECIMIENTOS

Esta tesis representa el resultado de la suma de esfuerzos de muchas personas quienes me apoyaron en alguna o varias partes de la misma con sus comentarios, sugerencias, revisiones, información. Es también resultado del apoyo incondicional de mi familia.

Primero quiero agradecer a Dios por darme fortaleza física y mental para poder enfrentarme a este reto personal.

A mis asesores Dr. Teodoro Espinosa Solares, Dr. Vinicio Horacio Santoyo Cortés, Dr. Clemente Gallegos Vázquez y Dra. Guadalupe Hernández Eugenio por darle la dirección correcta a esta tesis. Dr. Teodoro muchas gracias por la paciencia y buen humor desde el inicio y hasta el final de esta tesis, gracias por todos los consejos y por ayudarme a pensar más científicamente, pero sobre todo gracias por su amistad. No tengo palabras para agradecer al Dr. Santoyo, quien mostró siempre gran interés en este proyecto y contribuyó en gran medida a darle valor a este trabajo, además de proporcionarme apoyo para las nuevas ideas que iban surgiendo y por su gran ayuda en la redacción de esta tesis. Quiero agradecer al Dr. Clemente quien formó parte del proyecto desde el inicio y representa un pilar fundamental al establecer y cuidar de las parcelas experimentales de nopal, sin las cuales mucho del trabajo generado en esta tesis no hubiera sido posible. Mi gratitud también a la Dra. Guadalupe por los comentarios y sugerencias.

Quisiera dar un reconocimiento especial al Dr. Demirer Göksel de la Middle East Technical University por todo el apoyo en el desarrollo de la metodología de ACV. También por aceptarme para poder realizar una estancia de investigación en Ankara, Turquía, durante la cual siempre me dio su apoyo, pero sobre todo su amistad.

A la Dra. Vinisa Saynes Santillán por abrirme las puertas de su laboratorio en el Colegio de Posgraduados, en el cual fue posible realizar la fase experimental. Agradezco también a Roberto Carlos y Francisco por la capacitación técnica en el uso del Cromatógrafo.

Gracias también a mi alma mater la Universidad Autónoma Chapingo por abrirme, una vez más, las puertas al mundo del saber.

No puedo dejar pasar la oportunidad para agradecer al CIESTAAM por permitirme realizar mis estudios de doctorado en este prestigioso centro de investigación. Al Dr. Leos por su ayuda en la Coordinación de posgrado. Agradezco también a todo el personal administrativo de este centro que nos hacen a los estudiantes la vida más fácil. Especial agradecimiento a María Elena y las ayudantías que la apoyan por ayudarme en todos los trámites necesarios.

A mis compañeros de doctorado: Argelia, Mario, Belen, Erika, Guadalupe, Iván, Ismael, Joaquín y Juan Manuel; gracias por los comentarios y sugerencias al trabajo, pero sobre todo por hacer más amena mi estancia en el CIESTAAM.

Quiero agradecer a Russ Paradice por su amistad y por su ayuda en la revisión gramática y ortográfica de los capítulos escritos en inglés.

Mis estudios de posgrado no hubieran sido posibles sin el apoyo financiero del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología la cual me otorgó la beca de doctorado. En este mismo sentido quiero agradecer nuevamente a la Universidad Autónoma Chapingo por el apoyo económico para poder participar en congresos y también por el apoyo económico para poder realizar mi estancia de investigación.

A mi padre y a mi madre (Teresa Arpide y J. Ines Ramírez), muchas gracias por todo el amor y todo el apoyo durante mis estudios; a mis hermanas: Imelda, Luisa, Laura, Mayra y Briselda gracias por su apoyo y cariño no solo en esta etapa sino siempre. A mis sobrinas Eliette y Barbara muchas gracias por sonreír siempre.

Estoy muy agradecido con mi esposa Miriam y mi hijo Daniel, quienes son mi soporte y mi refugio, los amo. Miriam muchísimas gracias por todo tu apoyo, no solo en mi vida personal sino también en lo relacionado con asuntos académicos y por estar a mi lado en las largas noches que involucró la escritura de esta tesis.

Rafael Ramírez Arpide

Chapingo, México, junio de 2017

ABREVIACIONES

GEI	Gases de efecto invernadero
SV	Sólidos volátiles
ACV	Análisis del ciclo de vida
ICV	Inventario del ciclo de vida
AP	Potencial de acidificación
EP	Potencial de eutrofización
EN	Energía
POCP	Potencial fotoquímico de creación de ozono
ADP	Agotamiento abiótico
ODP	Agotamiento de la capa de ozono
FWAET	Ecotoxicidad acuática de agua dulce
LUC	Cambio en el uso de suelo
HTP	Toxicidad humana
MAET	Ecotoxicidad acuática marina
TET	Ecotoxicidad terrestre
NER	Requerimiento de energía no renovable
HHI	Impactos en la salud humana
GER	Requerimiento neto de energía
CFF	Consumo de energía fósil
CCV	Costo del ciclo de vida
EICV	Evaluación del impacto del ciclo de vida

ABBREVIATIONS

CAM	Crassulacean Acid Metabolism
LCA	Life cycle assessment
GWP	Global warming potential
CFS	Conventional farming system
OFS	Organic farming system
NC	Nopal cladode
DCM	Dairy cow manure
EROI	Energy return of investment
AP	Acidification potential
EP	Eutrophication potential
TS	Total solids
VS	Volatile solids
DCMT	Dairy cow manure transport
NCT	Nopal cladode transport
AD	Anaerobic digestion
PP	Pre-processing
ODS	Open digestate storage
CDS	Close digestate storage
HRT	Hydraulic retention time
LDGT1	Light duty gasoline truck 1
HDDV8b	Heavy duty diesel vehicle

Tabla de contenido

Lista de cuadros.....	xii
Lista de figuras.....	xiii
Capítulo 1. Introducción	1
1.1. El nopal.....	2
1.1.1. El nopal como fuente de biomasa para producción de bioenergía..	3
1.1.2. Producción de nopal en México	4
1.1.3. Estacionalidad de la producción y los precios.....	5
1.2. Bioenergía	7
1.2.1. Biogás	8
1.2.2. El proceso de digestión anaeróbica	9
1.2.3. Factores que afectan el proceso de digestión anaeróbica	10
1.2.4. Sustrato.....	10
1.3. Evaluación económica.....	12
1.3.1. Costo de oportunidad.....	12
1.4. Externalidades	13
1.5. Valoración de costos y beneficios ambientales	14
1.6. Justificación del trabajo.....	15
1.7. Objetivos generales y preguntas de investigación.....	17
1.8. Estructura de la tesis	18
Capítulo 2. Análisis del Ciclo de Vida en bioenergéticos: Estado del arte	21

2.1. Resumen	21
2.2. Introducción.....	21
2.3. Materiales y métodos	23
2.3. Resultados y discusión.....	26
2.3.1. Materia prima	26
2.3.2. Categorías de impacto.....	27
2.3.3. Unidad funcional	28
2.3.4. Límites del sistema	30
2.3.5. Inventario en la fase de producción agrícola	31
2.3.6. Asignación de los impactos	32
2.3.7. Tecnología de conversión.....	34
2.3.8 Valoración económica.....	36
2.3.9. Clasificación de los estudios.....	36
2.4. Conclusiones.....	38
Capítulo 3. The GHG emissions in the production of nopal cladode used as bioenergy feedstock.....	39
Abstract	39
3.1. Introduction.....	39
3.2. Materials and methods	40
3.2.1. Site description, treatments and experimental design	40
3.2.2. Gas flux measurement	41
3.2.3. Statistical analysis	42

3.3. Results and discussion.....	42
3.3.1. Nitrous oxide flux	42
3.3.2. Methane flux	42
3.3.3. Carbon dioxide flux	42
3.3.4. Cumulative emissions	43
3.4. Concluding remarks	45
Capítulo 4. Life cycle assessment of biogas production through anaerobic co-digestion of nopal cladodes and dairy cow manure	46
Abstract	46
4.1. Introduction.....	47
4.2. Materials and methods	50
4.2.1. Scenarios.....	52
4.2.2. Data collection and modelling	53
4.2.3. Emission estimates	54
4.2.4. Life cycle inventory	55
4.2.5. Life cycle impact assessment	57
4.3. Results and discussion.....	58
4.3.1. Energy analysis	58
4.3.2. Environmental performance	61
4.3.3. Impact categories comparison with other studies	64
4.3.4. Sensitivity analysis.....	66
4.4. Conclusions.....	67

Capítulo 5. Factibilidad económica de la producción de bioenergía a partir de nopal.....	68
Resumen.....	68
5.1. Introducción.....	68
5.2. Materiales y Métodos	70
5.2.1. Descripción de los escenarios	71
5.2.2. Costos de producción	74
5.2.3. Evaluación de los beneficios.....	75
5.3. Resultados y discusión.....	78
5.3.1. Inversiones necesarias	78
5.3.2. Estructura de beneficios y costos de la producción de bioenergía ..	79
5.4. Conclusiones.....	83
Conclusiones Generales.....	84
Literatura citada	88

Lista de cuadros

Cuadro 1. Rendimiento de metano de algunos cultivos energéticos más comunes.	11
Cuadro 2. Estudios analizados y las categorías consideradas (Parte A)	24
Cuadro 3. Estudios analizados y las categorías consideradas (Parte B)	25
Cuadro 4. Parameters for fuel consumption and vehicle emissions.....	53
Cuadro 5. Direct field emissions during nopal cladode production.....	55
Cuadro 6. Technical characteristics of crop, physicochemical parameters of NC, DCM and the digestate, and biogas methane content.	55
Cuadro 7. Material and energy inventory of inputs and outputs (per year).	56
Cuadro 8. Impact categories and impact factors.....	58
Cuadro 9. Life cycle impact assessment results.	62
Cuadro 10. Sensitivity analysis results for the yield variation.....	66
Cuadro 11. Inversiones necesarias por vía de aprovechamiento.	79
Cuadro 12. Ingresos y costos de oportunidad en escenarios especializados. ...	80

Lista de figuras

Figura 1. Superficie, producción y rendimiento de nopal verdura en México.	4
Figura 2. Principales Estados productores de nopal verdura en 2015. Fuente: Elaboración propia con datos de SIAP-SAGARPA.	5
Figura 3. Promedio nacional de la distribución de la producción mensual de nopal verdura en México. Fuente: Elaboración propia con datos del SIAP-SAGARPA.	6
Figura 4. Comportamiento del precio promedio mensual de nopal verdura en México. Fuente: Elaboración propia con datos del SNIIM.	7
Figura 5. Bioenergía: Rutas de conversión y productos finales (modificado de Plassat, 2005)	8
Figura 6. Estructura de la tesis	19
Figura 7. Tipo de materia prima de los estudios.	27
Figura 8. Categorías de impacto incluidas en los estudios.	28
Figura 9. Unidad funcional de los estudios.	29
Figura 10. Límites del sistema.	31
Figura 11. Métodos de asignación de impacto empleados.	32
Figura 12. Tecnología de conversión. El número entre paréntesis indica la cantidad de estudios que abordan la tecnología.	35
Figura 13. Dendograma del análisis de clúster de la similitud de los artículos.	37
Figura 14. Daily flux emissions	43
Figura 15. Cumulative emissions.	44
Figura 16. Global warming potential.	45

Figura 17. Anaerobic digesters of “Rancho la Hondonada”, Queretaro, Mexico.	50
Figura 18. Scenarios and system boundaries. IFNCP: inorganically-fertilized nopal cladode production; OFNCP: organically-fertilized nopal cladode production; NCT: nopal cladode transportation; DCMT: dairy cattle manure transportation; PP: pre-processing (size reduction, filtration, mixing and feeding); AD: anaerobic digestion; ODS: open digestate storage; CDS: covered digestate storage.....	51
Figura 19. EROI values for the baseline, the different scenarios and the references from the literature (Note 1 - reference values plotted correspond to the best result of each study). CM: cow manure; HF: Human feces; CS: corn straw. Source: ¹ Aitken et al. (2014), ² Pierie et al. (2015) and ³ Wu et al. (2016). (Note 2 – the EROI plotted for HF+CS was calculated from scenario 3 of the referenced study, without considering biogas upgrading and waste management and using the low heat value reported by Edwards et al. (2013)).	59
Figura 20. Contribution of each process to the cumulative energy demand (per functional unit).....	60
Figura 21. Impact of the biogas production system on the baseline and the scenarios. Impact categories: (a) global warming potential, (b) acidification potential, and (c) eutrophication potential. The stacks represent different phases in the production process.	61
Figura 22. Comparison of the impact category results of this study with those of different LCA studies. SB: sugar beets; MS: maize silage; RS: rye silage. Source: *Tufvesson, Lantz, & Börjesson (2013), **Börjesson, Tufvesson, & Lantz (2010), ***Hahn, Hartmann, Bü	65

Figura 23. Diagrama de flujo de cada operación unitaria considerada en el análisis para las dos fuentes de biomasa y las tres vías de aprovechamiento.	72
Figura 24. Distribución anual de la producción de nopal y estacionalidad del precio.	73
Figura 25. Producción de biogás	74
Figura 26. Costos y beneficios mensuales en los escenarios especializados. .	81
Figura 27. Costos y beneficios mensuales en los escenarios mixtos.	82

Capítulo 1. Introducción

La bioenergía se ha convertido en uno de los sectores con mayor dinamismo dentro de la economía energética global (FAO, 2007). Tanto en los países desarrollados como en los países en desarrollo se ha promovido la bioenergía como un medio para mejorar la independencia energética, promover el desarrollo rural y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (FAO, 2010). Parte de la importancia de esta fuente energética radica en que se considera que esta cerca del carbono neutral, es decir, la emisión de carbono a la atmosfera, durante el uso de la bioenergía, es el carbono capturado por la planta durante su ciclo de crecimiento; más que liberar el carbono capturado de la atmosfera y almacenado en reservas fósiles por millones de años (SIMS, HASTINGS, SCHLAMADINGER, TAYLOR, & SMITH, 2006).

La producción de bioenergía es el resultado de la conversión de materia orgánica en energía aprovechable como combustible líquido, gas, electricidad y/o calor. La materia orgánica puede provenir de diversas fuentes tales como: cultivos agrícolas, residuos agrícolas, residuos urbanos y residuos industriales.

En años recientes, diversos países han orientado esfuerzos y políticas públicas para fomentar la producción de bioenergéticos. En México se han expedido diversas leyes y regulaciones en esta materia. Entre otras destacan, la Ley para el Aprovechamiento de las Energías Renovables y el Financiamiento de la Transición Energética y el Programa Especial para el Aprovechamiento de Energías Renovables y la Ley de Promoción y Desarrollo de Bioenergéticos.

Sin embargo, recientemente el desarrollo de la bioenergía también ha provocado preocupación. La razón de ello radica en su viabilidad social, económica y ambiental, debido a los posibles impactos negativos en la seguridad alimentaria y en el medio ambiente a causa de la competencia que existe por un lado con la producción de alimentos y por otro con los recursos naturales cuando se producen mediante una producción agrícola intensiva.

El objetivo de esta tesis fue indagar el potencial económico y ambiental de utilizar el nopal (*Opuntia ficus-indica* (L.) Mill) como fuente de biomasa para la producción de bioenergía, específicamente biogás, en las condiciones de México. La investigación se realizó usando la metodología del Análisis del Ciclo de Vida y empleando datos obtenidos experimentalmente.

1.1. El nopal

Opuntia ficus-indica, conocida también como nopal, prickly pear, cactus pear o churumbela, es un cultivo, aunque igualmente se encuentra de manera silvestre, que crece en regiones áridas y semiáridas donde la producción de otros cultivos es limitada. Si bien los nopales son originarios de Mesoamérica actualmente es posible encontrar plantaciones comerciales en Europa (Italia y España), Medio Oriente, África (Túnez, Sudáfrica, Argelia y Marruecos), y en América (México, Argentina, Chile y Brasil) (Barbera, Inglese, & Pimienta-Barrios, 1995; Basile & Foti, 1996; Dubeux Jr et al., 2006; Carmen Sáenz, 2006). Los bajos requerimientos de agua y el uso eficiente de la misma han favorecido la extensión de la producción de nopal, como lo menciona la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (Barbera et al., 1995).

La composición química del nopal puede variar considerablemente dependiendo de factores tales como: la edad de los cladodios, la época del año, la variedad a la que pertenezca la planta, el nivel de fertilización aplicado en el cultivo y la fertilidad inherente al propio suelo de plantación. A pesar de ello es posible considerar los siguientes datos como datos promedio en base seca: contenido de humedad 85-90 %, contenido de proteína cruda 5-12 %, materia digerible seca 62-76 % y contenido de carbohidratos 2-6 % (Stuart, 2003). Las semillas constituyen aproximadamente el 10-15 % de la pulpa y generalmente se desechan como residuos después de la extracción de la pulpa.

Existen diversos reportes relacionados con la producción anual de nopal. En los reportes basados en materia seca, el rango de los rendimientos reportados esta entre 3.1 a 47.3 t·ha⁻¹·a⁻¹ (Dubeux Jr et al., 2006; Flores-Hernández, Orona-Castillo, Murillo-Amador, Garcia-Hernandez, & Troyo-Diequez, 2004; Garcia-de Cortázar & Nobel, 1991; Inglese, Basile, & Schirra, 2002; Nobel, García-Moya, & Quero, 1992). En el caso de los estudios

que reportan en masa húmeda, los rendimientos anuales varían de 176.8 a 381.6 t·ha⁻¹·a⁻¹ (Orona-Castillo, Troyo-Diequez, Nieto-Garibay, & Beltrán-Morales, 2003; Valdez-Cepeda et al., 2003; Vazquez-Alvarado & Gallegos-Vazquez, 1998). Los principales factores implicados en esta variabilidad están relacionados con la variedad, sitio de la plantación, densidad de plantación, dosis de fertilización, régimen hídrico y edad de cladodio a la cosecha.

1.1.1. El nopal como fuente de biomasa para producción de bioenergía

El nopal es considerado como una de las plantas más versátiles de la naturaleza y con múltiples formas de uso. A nivel mundial su principal uso es como forraje para animales, mientras que en México se consume como verdura fresca que acompaña diferentes platillos cocinados, enlatados o empleado en ensaladas, jarabes, bebidas alcohólicas, jugos de fruta y en la producción de un dulce llamado “queso de tuna” (Gurbachan, Singh, & Felker, 1998). El jugo obtenido de la pulpa se ha propuesto como una buena fuente para edulcorantes y colorantes naturales (C Sáenz, Estévez, Sepúlveda, & Mecklenburg, 1998; Turker, Co\cskuner, Ekiz, Aksay, & Karababa, 2001). Por otro lado, también se emplea en la industria farmacéutica, sobre todo los cladodios más que los frutos (El Kossori, Villaume, El Boustani, Sauvaire, & Méjean, 1998).

En años recientes, se ha indagado el potencial de los cladodios de nopal para la producción de bioenergía como etanol, biodiesel y metano. Diferentes equipos de investigación (Kuloyo et al., 2014; T. do N. Santos et al., 2016; Zhou et al., 2015) han reportado que el nopal tiene potencial para producir etanol de segunda generación debido a su bajo contenido de lignina y concentraciones interesantes de celulosa y hemicelulosa. Las semillas del fruto del nopal tiene pequeñas cantidades de aceite (Ennouri, Evelyne, Laurence, & Hamadi, 2005a; Ramadan & Mörsel, 2003), alrededor de 100 mg·kg⁻¹ en base seca, lo que los hace una fuente potencial para la producción de biodiesel a través de la extracción y la trasesterificación. Así mismo, también se ha indagado la producción de metano usando nopal como sustrato (Jigar, Sulaiman, Asfaw, & Bairu, 2011; Méndez-Gallegos, Rössel, Amante-Orozco, Gómez-González, & García-Herrera, 2010; Uribe, Varnero, & Benavides, 1992).

1.1.2. Producción de nopal en México

De acuerdo con datos del SIAP-SAGARPA la superficie sembrada y cosechada de nopal verdura en 2015 fue de 12,626 y 12,038 hectáreas, respectivamente, y una producción de 812,705 toneladas. A través del análisis histórico (1980-2015) del comportamiento de la superficie cultivada, rendimiento y producción (Figura 1) se puede observar que la producción de las áreas cultivadas se ha incrementado como efecto del aumento en la superficie cultivada y de un mayor rendimiento. Mientras que en el año 1980 se cultivaron 4,123 ha en el año 2015 se registraron 12,626 ha, lo que representó un incremento de casi 300 %.

Por otro lado, el rendimiento medio a nivel nacional paso de 23.42 t·ha⁻¹ en el año 1980 a 67.5 ton·ha⁻¹ en el año 2015. lo que significó un incremento de 44 t·ha⁻¹ en 25 años.

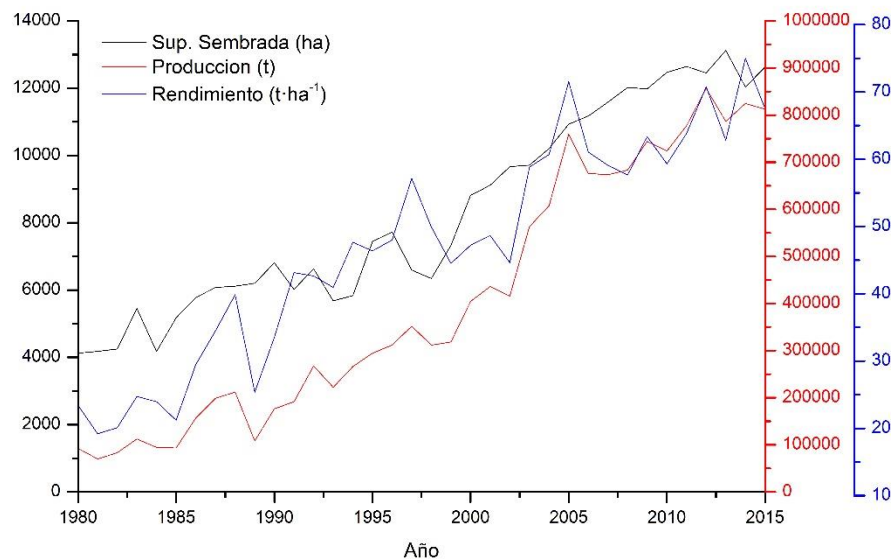


Figura 1. Superficie, producción y rendimiento de nopal verdura en México.

Fuente: Elaboración propia con datos de SIAP-SAGARPA.

Los Estados que registraron la mayor producción nacional en 2015 fueron Morelos, Distrito Federal y el Estado de México (Figura 2). En cuanto al rendimiento del nopal ($t \cdot ha^{-1}$) la media nacional fue de $67.5 t \cdot ha^{-1}$. El rendimiento más alto de la producción de nopal verdura lo alcanzó el Estado de México con $94.2 t \cdot ha^{-1}$, seguido por Morelos y el Distrito Federal con 91 y $87.6 t \cdot ha^{-1}$, respectivamente.

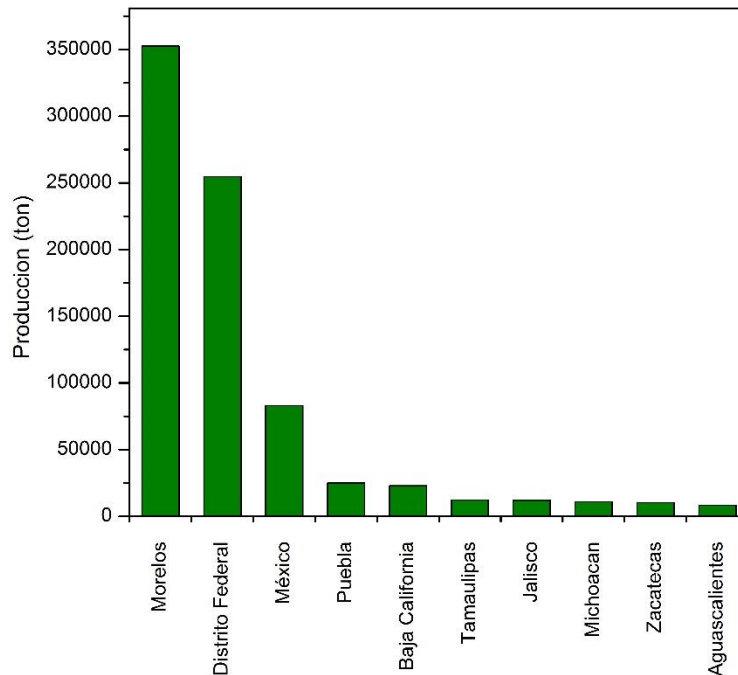


Figura 2. Principales Estados productores de nopal verdura en 2015. Fuente: Elaboración propia con datos de SIAP-SAGARPA.

1.1.3. Estacionalidad de la producción y los precios

La producción de nopalito se obtiene durante casi todo el año (Figura 3), aunque se reduce en invierno, ya que las heladas pueden dañar el cultivo. La mayor cantidad de producción se obtiene durante la época de mayor humedad y temperatura, de mayo a septiembre. Sobre todo, tomando en cuenta que un 75% de la superficie y un 84% de la producción se realizan bajo condiciones de temporal. Sin embargo, el restante 25% de la superficie y 16% de la producción cuentan con riego, por lo que durante los meses invernales es posible encontrar nopal verdura, además de que en algunas zonas el invierno no es tan riguroso, lo que permite la cosecha todo el año.

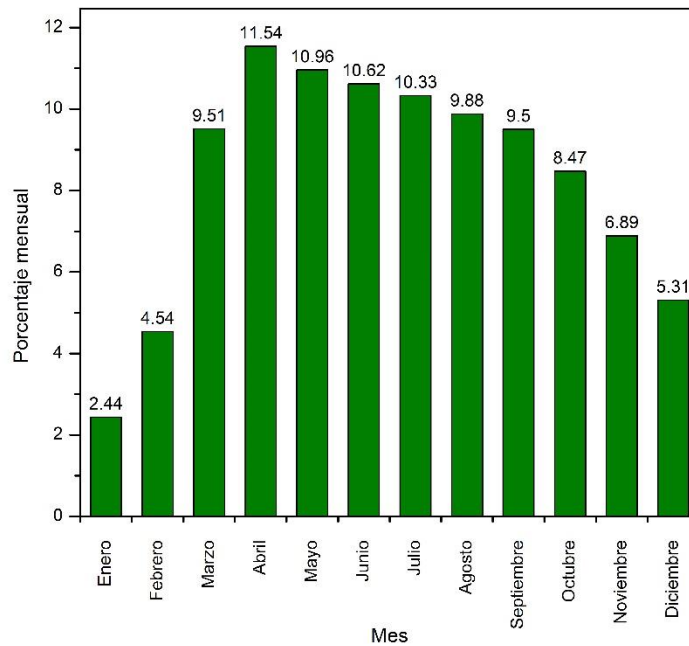


Figura 3. Promedio nacional de la distribución de la producción mensual de nopal verdura en México. Fuente: Elaboración propia con datos del SIAP-SAGARPA.

Por su parte el comportamiento de los precios mensuales (Figura 4) es inverso al de la producción. Entre el otoño e invierno se presentan los precios más altos (de octubre a marzo). Y en la época de cosecha, entre la primavera y verano, se presentan los precios más bajos (aproximadamente entre abril y septiembre). En vista de la estacionalidad de la producción, los productores disminuyen sensiblemente sus ingresos a mediados del año, cuando el precio se encuentra más bajo.

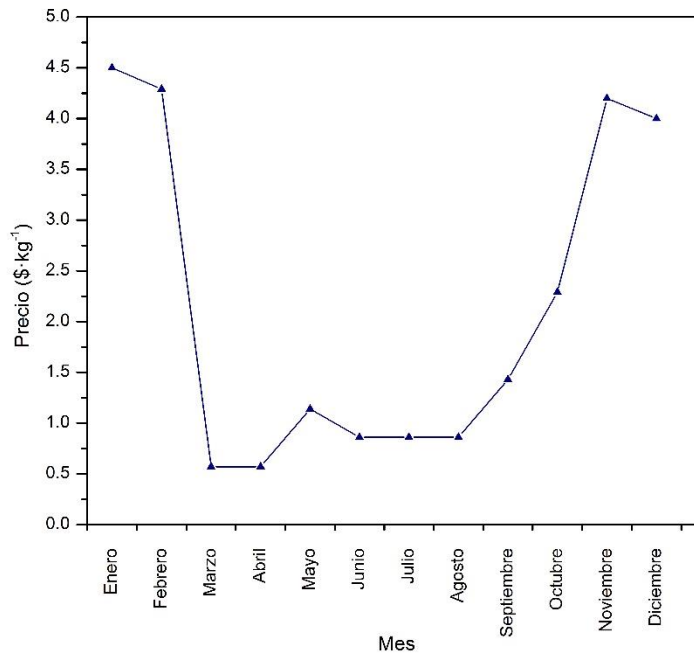


Figura 4. Comportamiento del precio promedio mensual de nopal verdura en México.
Fuente: Elaboración propia con datos del SNIIM.

1.2. Bioenergía

Por bioenergía nos referimos a energía producida a partir de materiales biológicos (o biomasa) , específicamente organismos fotosintéticos como plantas, hierbas y algas (Ndimba et al., 2013). La energía contenida en estos materiales biológicos puede transformarse en energía útil para el ser humano a través de procesos de conversión biológicos, mecánicos o termoquímicos (Ver Figura 5) (Bessou, 2009).

La bioenergía resultante del proceso de conversión de acuerdo a su uso final puede ser: calor, electricidad o combustible, Y el potencial de cada uno de ellos para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) es diferente. Se determina principalmente por la eficiencia de conversión de la biomasa a bioenergía. En general, la eficiencia energética de la conversión de biomasa a calor (70% a 90%) es mayor que a la electricidad (20% a 40%) y el combustible (alrededor de 20% a 50%), sin considerar a los co-productos (Bird, Cowie, Cherubini, & Jungmeier, 2011). Esto significa que, para la

misma cantidad de biomasa, la reducción de GEI es probable que sea mayor cuando se produce calor que cuando se genera electricidad o combustible.

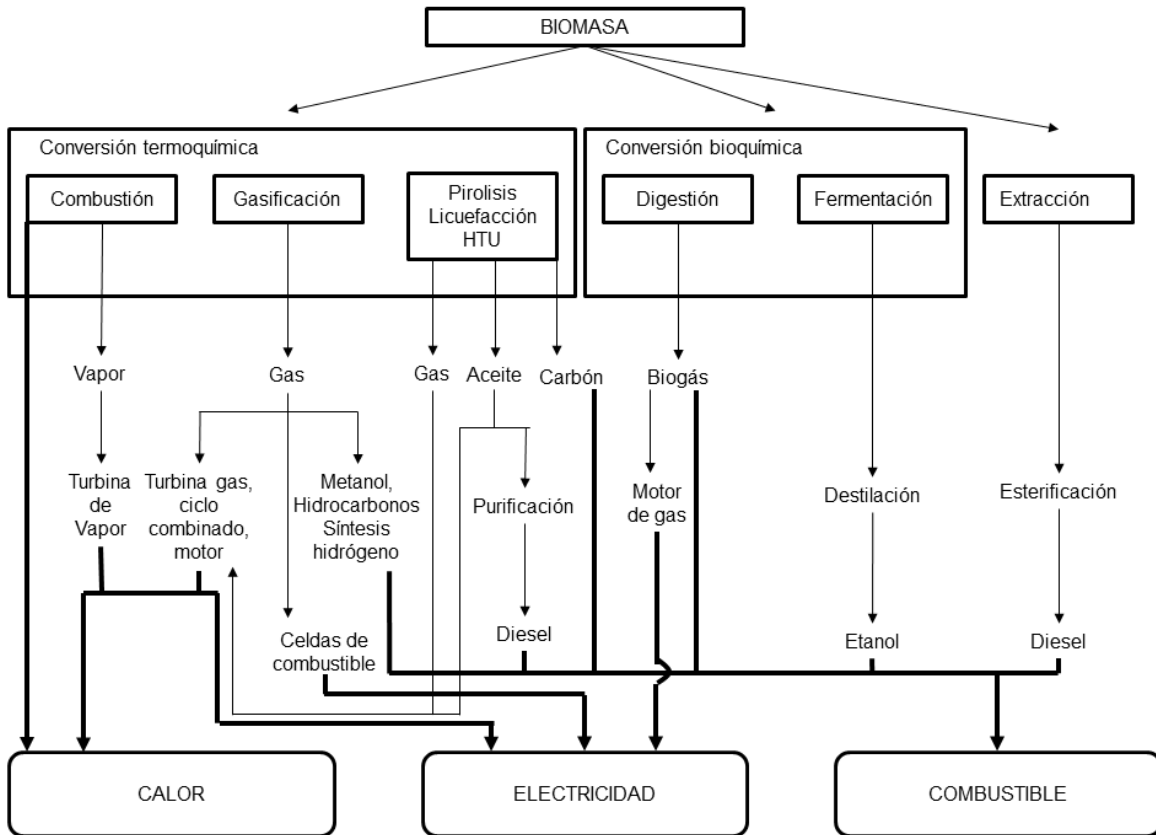


Figura 5. Bioenergía: Rutas de conversión y productos finales (modificado de Plassat, 2005)

1.2.1. Biogás

La producción de biogás es un proceso biológico de la degradación bacteriana de biomasa en condiciones anaeróbicas. La fuente de la biomasa puede clasificarse en tres categorías: 1) sustratos de origen agrícola (estiércol, desperdicios de alimento de ganado, restos de cosecha y cultivos energéticos); 2) desperdicios urbanos y municipales que son colectados de manera separada como desperdicio orgánico, desperdicio de los mercados, alimentos caducados y desechos de alimentos; y 3) Desperdicios industriales (Da Costa Gomez, 2013).

El principal parámetro que es usado para determinar el potencial de un sustrato es el contenido orgánico, el cual es frecuentemente expresado en términos de sólidos volátiles (SV). Que es la materia orgánica que podría degradarse en biogás, sin embargo, no todos los sólidos orgánicos son igualmente degradables (Burke, 2001). La presencia de las cantidades adecuadas de nitrógeno, micronutrientes y agua es esencial para generar biogás rico en metano a través del proceso de digestión anaeróbica (Singh et al. 1999).

Al igual que con el gas natural, el metano (CH₄) es el principal componente del biogás que determina el contenido energético. Dependiendo del sustrato empleado, el biogás consiste de metano (CH₄) entre 50-70%, y dióxido de carbono (CO₂) entre 25-50%, y de 2-8% de otros gases como nitrógeno, oxígeno y gases traza (por ejemplo, sulfuro de hidrógeno (H₂S), nitrógeno (N₂), hidrógeno (H₂), monóxido de carbono (CO) y oxígeno (O₂)) (Madu and Sodeinde,2001).

1.2.2. El proceso de digestión anaeróbica

La digestión anaeróbica es un proceso complejo que consiste de una mezcla de sistemas biológicos en los cuales los compuestos orgánicos, como los carbohidratos, lípidos y proteínas, son utilizados por microorganismos en sus actividades metabólicas (Ciborowski, 2004). El proceso involucra una gran cantidad de microorganismos, los cuales convierten la biomasa en biogás rico en metano y dióxido de carbono a través de diferentes procesos. Estos microorganismos son bacterias hidrolíticas, bacterias acidogénicas y bacterias metanogénicas. En general, la digestión anaeróbica puede describirse en cuatro fases:

- 1) **Fase hidrolítica:** En ella las moléculas complejas (polisacáridos, proteínas, triglicéridos,...) son hidrolizadas, dando lugar a las moléculas sencillas que las constituyen (monosacáridos, aminoácidos, ácidos grasos, glicerina...). Esta fase es llevada a cabo por una gran variedad de microorganismos, entre ellos, bacterias, hongos y levaduras.
- 2) **Fase acidogénica:** Durante la misma, las moléculas sencillas son transformadas en ácidos orgánicos de cadena corta (butírico, propiónico, y -principalmente-

acético), alcoholes (etanol, propanol), CO_2 , y H_2 , mediante la acción de un grupo de bacterias conocidas como acidogénicas.

- 3) **Fase acetogénica:** Esta se considera, en ocasiones, como parte de la anterior. En ella los alcoholes y los ácidos propiónico y butírico son convertidos en ácido acético. Paralelamente, un cierto porcentaje de estos ácidos es transformado en CO_2 y H_2 . Ambos procesos son llevados a cabo por bacterias.
- 4) **Fase metanogénica:** Se lleva a cabo a través de dos rutas. En la primera de ellas se transforma el ácido acético en CH_4 y CO_2 . En la segunda un cierto porcentaje de ácido acético es convertido en CO_2 y H_2 , uniéndose a los previamente producidos, para transformarse posteriormente en CH_4 y CO_2 . Esta fase se lleva a cabo por las llamadas arqueas metanogénicas, que se dividen en acetoclásticas (si utilizan la primera ruta) e hidrogenótrofas (si siguen la segunda).

1.2.3. Factores que afectan el proceso de digestión anaeróbica

El consorcio anaeróbico consiste de varios grupos de microorganismos con diferente fisiología que coexisten sintrófica o antagónicamente, resultando en una diferente respuesta a cambios en el ambiente. Como consecuencia, cuando la actividad de uno de los microorganismos es inhibida, las tasas de crecimiento de los otros microorganismos se ven afectadas, cambiando el balance de la población, generalmente causando un decrecimiento en la eficiencia del proceso e incluso fallas graves. Es bien conocido que los factores más importantes que afectan el proceso de digestión anaeróbica son el pH, la temperatura, la naturaleza del sustrato (composición, nutrientes), la presencia de sustancias tóxicas o inhibidoras, y la relación de la carga orgánica.

1.2.4. Sustrato

El sustrato es la materia prima orgánica que sirve como alimentación en la digestión anaeróbica. La materia prima son principalmente derivados del sector agrícola, que presentan el mayor potencial como materia prima para la producción de biogás. Estas materias primas son principalmente residuos y subproductos, de los cuales los más importantes son estiércoles sólidos y líquidos provenientes de animales. Junto al estiércol, residuos de cultivos, subproductos, y desperdicios (por ejemplo, paja, hierbas,

hojas, frutos, plantas enteras) también son empleadas. Durante la última década, se han probado nuevas categorías de materias primas, las cuales ya son usadas en plantas de digestión anaeróbica; como es el caso de los cultivos energéticos (maíz, pasturas, remolacha, girasol, etc.) (Da Costa Gomez, 2013).

La producción de cultivos especialmente dedicados a la producción de energía inició en la década de 1990 en países como Alemania y Austria, aunque Buswell investigó el potencial de metano de varios cultivos desde los años 30 (Gutierrez, Xia, & Murphy, 2016). Gran variedad de cultivos, incluyendo plantas completas y partes de la planta, han sido probadas y se ha demostrado que son adecuadas como materia prima para la producción de biogás. Estos incluyen maíz, varios pastos, cereales, remolachas, papas y girasoles, como se muestra en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Rendimiento de metano de algunos cultivos energéticos más comunes.

Cultivo	Rendimiento de metano (m ³ ·ton ⁻¹ SV alimentados)	Cultivo	Rendimiento de metano (m ³ ·ton ⁻¹ SV alimentados)
Maíz (Cultivo entero)	205-450	Cebada	353-658
Trigo (grano)	384-426	Triticale	337-555
Avena (grano)	250-295	Sorgo	295-372
Centeno (grano)	283-492	Chicharo	390
Pasto	298-390	Alfalfa	340-500
Cañamo	355-409	Ortiga	120-420
Lino	212	Miscanthus	179-218
Girasol	154-400	Ruibarbo	320-490
Colza	240-340	Nabo	314
Tupinambo	300-370	Col rizada	240-334
Papa	276-400	Forraje	270-316
Remolacha azucarera	236-381	Paja	242-324
Remolacha forrajera	420-500	Hojas	417-453

Fuente: (Murphy, Bochmann, Weiland, & Wellinger, 2011)

El uso de cultivos energéticos implica algunas etapas tecnológicas específicas antes de la digestión: cosecha, pre-procesamiento y almacenamiento/ensilado. La producción de cultivos energéticos requiere de altas cantidades de fertilizantes, pesticidas y energía para la cosecha y el transporte. Esto reduce considerablemente la sustentabilidad ambiental de su uso para la producción de energía renovable (Murphy et al., 2011).

Además, la producción también implica un cambio de paradigma sobre el papel de los agricultores en la sociedad, pasando de productor de alimentos y forrajes a ser también productor de energía.

1.3. Evaluación económica

El marco conceptual general de nuestra evaluación económica es el análisis costo-beneficio o eficiencia económica. La eficiencia económica ocurre cuando la empresa genera una producción determinada al costo más bajo.

Los beneficios económicos se definen como el excedente del consumidor y el excedente del productor (Just, Hueth, & Schmitz, 2005). Los beneficios y los costos incluyen tanto los valores de mercado como los valores de no-mercado, incluyendo los costos de oportunidad (Loomis & Haefele, 2017).

1.3.1. Costo de oportunidad

El costo de oportunidad de cualquier acción es la alternativa de mayor valor a la que se renuncia (Parkin et al., 2003). Para una empresa el costo de producción es el valor que ella asigna al mejor uso alternativo de sus recursos productivos.

El costo de oportunidad de la producción es una alternativa real a la que se renuncia. Pero para poder comparar y sumar el valor de las alternativas a las que se renuncia, se debe expresar el costo de oportunidad en unidades monetarias.

En el ámbito de los productos bioenergéticos el principal recurso para su producción es la biomasa. La cual, como ya se ha explicado con anterioridad, puede provenir de diversas fuentes. Una de esas fuentes son los cultivos energéticos, como el maíz, la canola, la caña de azúcar, etc. Es decir, la mayoría de los cultivos energéticos, son también cultivos para la producción de alimentos y/o forrajes y pasturas, Por lo cual, compiten directamente por los recursos productivos como el trabajo, suelo y capital.

Así, el costo de oportunidad representaría por ejemplo la decisión entre producir cultivos con fines energéticos o con fines de producción de alimentos para humanos o animales.

1.4. Externalidades

El costo o beneficio que surge de la producción y recae sobre una persona o empresa distinta del productor se denomina **externalidad**. Cuando una externalidad impone un costo la denominamos externalidad negativa, y cuando proporciona un beneficio la llamamos externalidad positiva (Parkin, 2010).

Las externalidades ambientales son sólo una clase particular de externalidades (o efectos externos). No son más importantes que cualquier otro tipo de externalidad económica pero no sería posible encontrar argumentos racionales para justificar que lo son menos. Si se desea adoptar decisiones más complejas y, por lo tanto, mejores, estas externalidades deberían ser debidamente cuantificadas e incorporadas en el marco de un análisis costo-beneficio de las decisiones públicas o privadas de la sociedad. En ese caso, pueden ser contabilizadas como costos de nuestras decisiones o, en su caso, como beneficios de las mismas (Dosi, 2001).

A menudo se argumenta que el mayor obstáculo para incorporar estas externalidades en el análisis económico de políticas públicas o decisiones privadas tiene que ver con su dificultad para ser valoradas monetariamente. De hecho, tiende a hablarse de ellas en ocasiones como efectos intangibles (Delacámara, 2008).

La metodología empleada tradicionalmente para el cálculo de externalidades se construye sobre la base de las llamadas **funciones de daño** o **rutas de impacto**.

El enfoque de la ruta de impacto consiste en: a) hacer un seguimiento preciso de las emisiones (registradas en un inventario del ciclo de vida), a través del aumento de la concentración de sustancias contaminantes en la atmósfera, b) determinar las inmisiones (es decir, la parte de las emisiones que afecta a los diferentes medios receptores) a través de un modelo de dispersión de dichos contaminantes, c) estimar los impactos ambientales en unidades físicas al cruzar los datos de inmisión con los receptores de la misma (es decir, al caracterizar la exposición a dichos contaminantes) y, d) asignar valores monetarios a dichos impactos para expresarlos en unidades monetarias, para dimensionar la pérdida de bienestar que hemos dado en llamar externalidad.

Los fundamentos microeconómicos de la valoración de externalidades son los siguientes:

- **Costo marginal social:** Es el costo marginal en que incurre toda la sociedad, es decir, tanto el productor como todas aquellas personas que recae el costo, y es la suma del costo marginal privado y el costo marginal externo (Parkin, 2010).
- **Costo marginal privado.** Es el costo de producir una unidad adicional de un bien o servicio que recae sobre el productor de dicho bien o servicio (Parkin, 2010).
- **Costo marginal externo:** Es el costo de producir una unidad adicional de un bien o servicio que recae sobre otras personas distintas al productor (Parkin, 2010).

1.5. Valoración de costos y beneficios ambientales

Los costos y beneficios ambientales, si bien están vinculados a la calidad ambiental determinada en los distintos componentes ambientales, consideran para su evaluación económica, la siguiente definición:

- Costo ambiental: es el valor económico del impacto negativo de relevancia ambiental.
- Beneficio ambiental: es el valor económico del impacto positivo de relevancia ambiental, el cual puede trascender a un espacio local y macro.
- Costo/Beneficio neto: es el valor económico que resulta de comparar el costo y beneficio ambiental.

La valoración de los efectos ambientales depende en parte del tipo de valor que asignemos con anterioridad al bien y/o recurso ambiental. Por lo general, la literatura sobre economía ambiental ha propuesto tres conceptos básicos sobre valor:

- Valor de Uso
- Valor de Opción
- Valor de Existencia (Tipo de valor de no uso)

Freeman (1993), define el valor de uso como el valor determinado por la disponibilidad a pagar que ofrecen los individuos por usar actualmente el medio ambiente. En cambio, el

Valor de Opción lo define como el valor representado por la disponibilidad a pagar de los individuos por utilizar el medio ambiente en el futuro, siempre y cuando no lo utilicen hoy.

Por último, el valor de existencia, lo define como el valor representado por la disponibilidad a pagar de los no usuarios por la preservación del ambiente. En este caso, la decisión de pago de los no usuarios no está relacionada con el valor de uso actual o futuro del ambiente y solamente están influidos por motivos altruistas. La aplicación de los conceptos anteriores debe tratarse con mucho cuidado, ya que para el caso en que el medio ambiente cumple directamente múltiples funciones, se puede cometer errores al sumar estos tres valores.

De los tres conceptos de valor, el valor que menos inconvenientes tiene en cuanto a su estimación es el valor de uso. En cambio, el valor de opción y el valor de existencia serán más difíciles de estimar debido a la enorme complejidad de la situación de valoración planteada para cada uno de los casos de valoración del ambiente afectado por el proyecto. El tratar de estimar el valor del bien y/o recurso ambiental para cada una de las alternativas de valor (uso, opción y existencia) planteadas puede volver sumamente complejo el proceso de valoración. Los economistas ambientales, por lo general, han coincidido en recomendar el Método de Valoración Contingente, como el método más recomendable de valoración de los impactos sobre el ambiente debido básicamente a que este método permite estimar el valor total del bien y/o recurso ambiental a partir de la disponibilidad a pagar de los individuos por el bien ambiental. Aunque el valor de no uso sea conocido, podrá deducirse, puesto que puede conocerse el valor de uso.

Si contamos con información acerca de los impactos ocasionados sobre el ambiente se pueden aplicar los métodos de valoración incluidos dentro del enfoque de valoración indirectos, mediante los cuales se estima el valor del bien y/o recurso ambiental a partir de observaciones sobre el comportamiento de los individuos en mercados de bienes relacionados con los bienes y/o recursos ambientales.

1.6. Justificación del trabajo

La mitigación del cambio climático y la diversificación de fuentes de energía son los principales factores que han impulsado la investigación y desarrollo de nuevas energías

renovables, como la energía obtenida a partir de biomasa o bioenergía. El nopal representa una fuente de biomasa prometedora para la producción de bioenergéticos como metano y bioetanol, esto se atribuye principalmente a la composición química del nopal y a las características agronómicas del cultivo.

No obstante, la implementación de biomasa como fuente de energía renovable debería estar acompañada por diferentes estudios sobre su desempeño ambiental a nivel global y local y el balance energético en orden de verificar los beneficios y barreras del uso de la biomasa, y específicamente cultivos energéticos, como una fuente de energía renovable.

Las principales razones para analizar el desempeño ambiental y económico del nopal como cultivo energético en México en esta tesis son:

- Los cultivos energéticos y la biomasa generados por el sector energético han sido señalados por varios países como los principales contribuyentes en términos de biomasa con fines bioenergéticos.
- La importancia de utilizar la biomasa disponible lo más eficazmente posible en términos de cambio climático y de la perspectiva de oferta energética.
- La expectativa del cultivo energético generado y el hecho de que la mayoría de los gobiernos, incluido México, han reconocido que un aumento en el uso de cultivos energéticos debe ir acompañado de un análisis detallado.
- En varios países (incluidos Estados Unidos, Brasil y países Europeos) en las últimas décadas se han dedicado esfuerzos considerables al uso de cultivos energéticos para la producción de biogás, mientras que en México, a pesar de la legislación existente en favor a la producción de energías limpias, la introducción de cultivos energéticos en la agricultura ha sido más lenta. En este sentido, la investigación sobre impactos ambientales aplicando el enfoque de Análisis de Ciclo de Vida a cultivos energéticos es incipiente.
- La necesidad de una evaluación cuantitativa fiable de los resultados ambientales, energéticos y económicos de la producción de biogás empleando nuevas fuentes de biomasa como el nopal en las condiciones existentes en México.

- El Análisis del Ciclo de Vida es una herramienta muy usada para la evaluación de impacto ambiental de productos y procesos y su número de aplicaciones en la agricultura se ha incrementado. Sin embargo, los impactos ambientales obtenidos con esta herramienta, no son valorados económicamente, e incorporados con el resto de los ingresos y costos del proyecto con el fin de tener una evaluación integral del mismo.

1.7. Objetivos generales y preguntas de investigación

El objetivo principal de esta investigación fue evaluar los impactos ambientales, el balance energético y la viabilidad económica del sistema de producción de biometano a partir de nopal, aplicando la metodología del análisis del ciclo de vida y la evaluación económica al sistema, para establecer la viabilidad de este cultivo como biomasa y proporcionar elementos útiles en la definición de política pública de la producción de bioenergéticos.

Este objetivo general se descompone en los siguientes cinco objetivos específicos:

- Analizar el estado actual del conocimiento sobre el análisis del ciclo de vida en sistemas de producción de bioenergía, a partir de la revisión sistemática de la literatura, para detectar los retos y desafíos de la metodología y la tendencia en estudios futuros.
- Determinar las emisiones de gases de efecto invernadero durante la producción de cladodios de nopal bajo sistemas de producción orgánica y convencional, empleando la metodología de cámaras herméticas, para elaborar el inventario de ciclo de vida de la fase agrícola.
- Evaluar el balance energético y los impactos ambientales del proceso de producción de biogás a partir de nopal, utilizando el Análisis del Ciclo de Vida como herramienta analítica para determinar el potencial de la biomasa.
- Determinar la factibilidad económica de la producción de biogás en pequeña escala con fines de autoconsumo, a través del análisis de los costos y beneficios.

- Integrar la información generada a través de la discusión de los elementos técnicos y económicos del estudio, para proporcionar elementos útiles en la definición de política pública de la producción de bioenergéticos.

Con respecto a los objetivos específicos planteados se plantearon las siguientes preguntas de investigación que en su conjunto ayudaran a cumplir con el objetivo general:

1. ¿Cuáles son los retos y desafíos de la metodología del análisis del ciclo de vida en sistemas de producción de bioenergía?
2. ¿Qué cantidad de emisiones de gases de efecto invernadero se generan durante la producción de cladodios de nopal bajo diferentes sistemas de producción?
3. ¿Cuál es el potencial del nopal, desde la perspectiva energética y ambiental, como biomasa para la producción de biogás?
4. ¿Qué tan económicamente factible es la producción de biogás en pequeña escala?
5. ¿Cuáles son los elementos a considerar en la definición de política pública de la producción de bioenergéticos?

1.8. Estructura de la tesis

La presente tesis está estructurada en seis capítulos (Figura 6). Después de la introducción general (Capítulo 1) los capítulos del 2 al 5 se estructuraron a manera de artículo científico, es decir, cada uno de ellos presenta su propia introducción, materiales y métodos, resultados y conclusión de los mismos. El sexto capítulo busca recopilar los principales hallazgos y generar una discusión integral de los mismos. El lector de la presente tesis podrá apreciar que los capítulos 3 y 4 están escritos en idioma inglés, el motivo de esta decisión es justificada por el echo de que se trata de dos artículos que serán sometidos a publicación en revistas científicas con este idioma. Para facilitar al lector el entendimiento del uso de los diferentes acrónimos y abreviaciones realizadas en ambos idiomas se colocó una lista de los mismos al inicio de la tesis. A continuación, se detalla brevemente el contenido de cada capítulo:

Capítulo 1. Incluye la introducción general junto con los antecedentes del tema y la contextualización de la bioenergía. Así mismo, también se presenta la justificación de la investigación, el objetivo general y la estructura de la tesis.

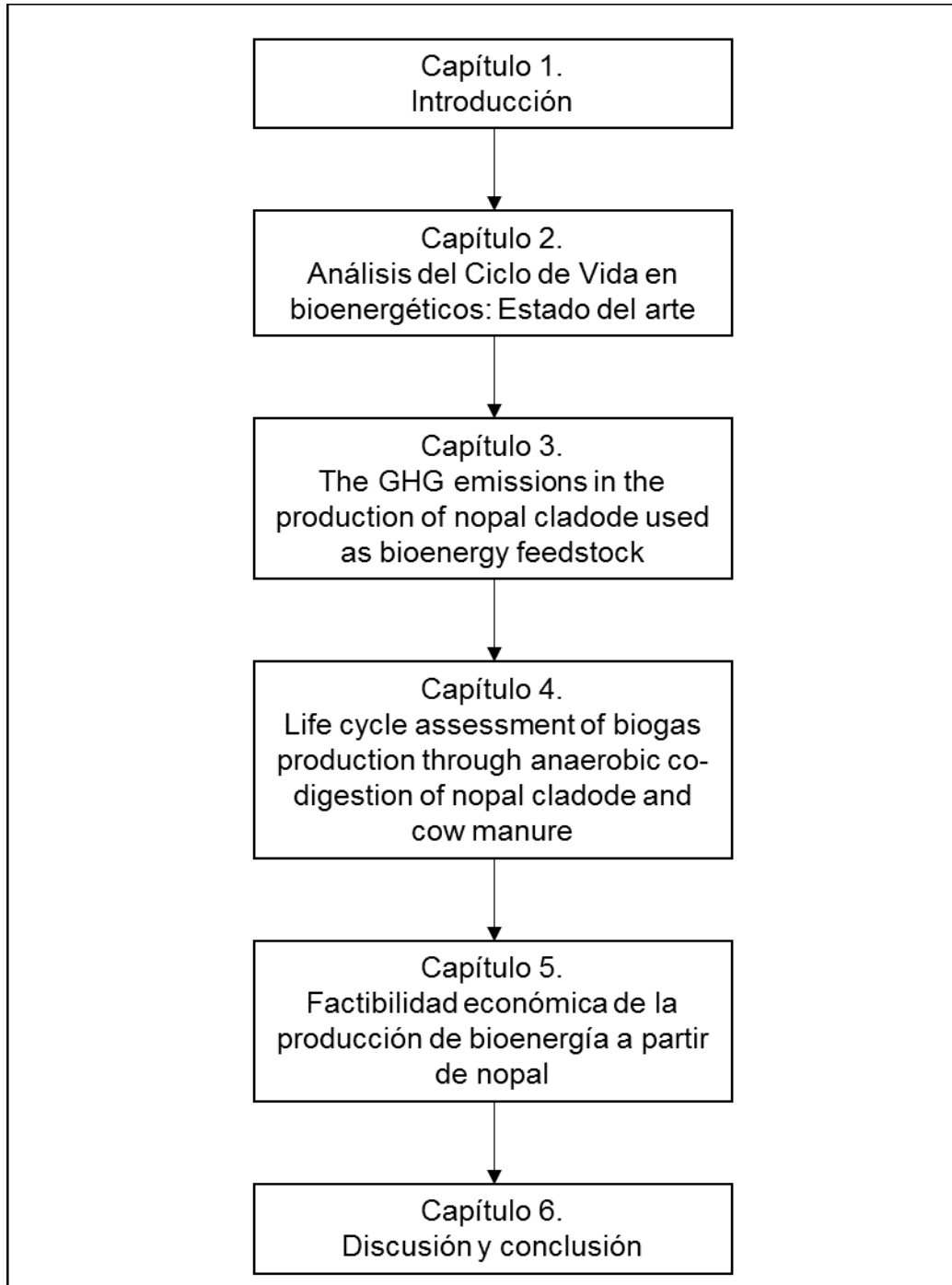


Figura 6. Estructura de la tesis

Capítulo 2. Se analiza el estado del conocimiento sobre el análisis del ciclo de vida y su aplicación en el análisis de sistemas bioenergéticos. Se describen los principales aspectos metodológicos a consideración, así como los principales retos.

Capítulo 3. Presenta los resultados de los trabajos experimentales conducidos para analizar las emisiones de gases de efecto invernadero durante un año agrícola de producción de nopal.

Capítulo 4. Indaga la sustentabilidad ambiental y energética de un sistema de producción de biogás. Este capítulo emplea la metodología del análisis del ciclo de vida para la evaluación con un enfoque de la cuna a la puerta; es decir, desde la obtención de la materia prima hasta su conversión en biogás.

Capítulo 5. Este capítulo incluye el análisis económico de la generación de energía obtenida a partir de nopal. Para el análisis se emplean diferentes escenarios hipotéticos considerando diferentes formas de aprovechamiento del biogás (calor, electricidad y biocombustible).

Capítulo 6. En esta última sección, se resumen las conclusiones generales y se presentan las perspectivas futuras sobre la dirección a tomar en las siguientes investigaciones.

Capítulo 2

Análisis del Ciclo de Vida en bioenergéticos: Estado del arte

2.1. Resumen

El Análisis del Ciclo de Vida (ACV) es una metodología empleada para evaluar el impacto medioambiental de la producción de bioenergéticos; sin embargo, en la mayoría de los casos no es posible hacer una comparación directa de los resultados debido a diferencias en el enfoque y suposiciones realizadas por los analistas. El objetivo de este estudio fue analizar la información referente a los trabajos publicados sobre ACV de bioenergéticos. Los estudios revisados incluyen una descripción de las materias primas utilizadas, tecnologías de conversión, categorías de impacto y productos finales. Los resultados mostraron que la falta de homogenización en aspectos metodológicos como la unidad funcional, límites del sistema y método de asignación no permiten comparar resultados entre diferentes estudios. El establecimiento de una metodología que permita generar el inventario del ciclo de vida de la fase agrícola y la valoración de las externalidades, se aprecia como los principales retos y oportunidades del ACV en bioenergéticos. Los estudios que tienen la estructura de Análisis del Inventario del Ciclo de Vida, podrían facilitar el proceso de comparación entre diferentes estudios.

Palabras clave: sustentabilidad, GEI, biomasa.

2.2. Introducción

Actualmente está ampliamente documentado que el cambio climático es ocasionado principalmente por actividades antropogénicas debido al uso de energía fósil como fuente de energía primaria. Las emisiones totales de gases de efecto invernadero (GEI) han incrementado desde 1970 con mayores incrementos absolutos entre el año 2000 y 2010. Se estima que las emisiones de GEI antropogénicas en 2010 llegaron a 49 Gt de CO₂-eq·año⁻¹, de las cuales el uso de energía fósil y el sector industrial contribuyeron con el 78% (Pachauri et al., 2014). A nivel mundial, el crecimiento económico y la población siguen siendo los principales factores de aumento de las emisiones de CO₂ procedentes del empleo de combustibles fósiles.

Ante este problema se han generado políticas públicas con el objetivo de impulsar energías menos perjudiciales con el medio ambiente (también llamadas energías renovables) (Muench & Guenther, 2013). La bioenergía o energía obtenida a partir de biomasa, representa una de las energías renovables con mayor interés en cuanto a desarrollo científico y tecnológico. El motivo principal es que la bioenergía podría sustituir el uso de los combustibles convencionales obtenidos de energía fósil, tales como la gasolina, el diesel y el gas natural (Morales, Quintero, Conejeros, & Aroca, 2015).

Recientemente el desarrollo de la bioenergía también ha provocado preocupación, por su real viabilidad social, económica y ambiental, debido a los posibles impactos negativos en la seguridad alimentaria y en el medio ambiente a causa de la competencia que existe entre la producción de alimentos, recursos naturales y la producción agrícola intensiva (FAO, 2010). Al respecto algunas organizaciones como: la Global Bioenergy Partnership, la Roundtable on Sustainable Biofuels y la International Organization for Standardization han generado una serie de indicadores de sustentabilidad ambiental para la producción y uso de bioenergéticos.

En los últimos años han sido publicados un número de estudios con relación al análisis del desempeño medioambiental de la producción y uso de bioenergéticos. El propósito principal ha sido realizar una comparación entre los impactos ambientales de los bioenergéticos con los combustibles fósiles, siendo el Análisis del Ciclo de Vida (ACV) la metodología comúnmente empleada para este fin.

Aún no es completamente claro el desempeño medioambiental de los procesos propuestos, principalmente por falta de instalaciones de producción a gran escala. El ACV podría permitir identificar los impactos potenciales en las primeras etapas del diseño de un proceso, y proporcionar información para poder tomar decisiones y mejorar los procesos con respecto a la sustentabilidad ambiental antes de realizar la implementación o un escalamiento (Morales *et al.*, 2015).

Actualmente, existe varios trabajos publicados sobre ACV de producción bioenergéticos y en la mayoría de los casos no es posible realizar una comparación de manera directa

de los resultados debido a las diferencias en el enfoque y/o los supuestos realizados por los analistas (Ndimba *et al.*, 2013). El objetivo principal de este estudio fue analizar y sintetizar la información concerniente a los trabajos publicados sobre ACV de bioenergéticos, a través de un estudio del estado del arte para finalmente caracterizar los estudios con relación a los aspectos metodológicos.

2.3. Materiales y métodos

La identificación de los documentos se realizó a través de la búsqueda en bases de datos científicas (Colección principal de Web of Science, Science Citation Index Expanded, Social Sciences Citation Index, Conference Proceedings Citation Index—Science y Conference Proceedings Citation Index—Social Science & Humanities). Se planteó una estrategia de búsqueda a través de la combinación de palabras clave para depurar los documentos. Las palabras clave empleadas estaban asociadas a términos sinónimos de Análisis del Ciclo de Vida ("life cycle assessment", "life cycle analys*", "life cycle sustainability assessment*", "life cycle sustainability analys*", "eco balance" y "ecobalanc*") y a bioenergía ("biofuel*", "bio fuel*", "bioenerg*", "bio energ*", "biogas", "biomethan*", "bioethan*"y "biodiesel"), los cuales se conectaron por medio de operadores booleanos. Así mismo, se colocó un filtro por tipo de documentos e idioma, eligiendo únicamente los documentos en forma de artículos escritos en idioma inglés. El periodo de búsqueda que se incluyó fue de 1998 a 2015.

La selección de los documentos se realizó a través de criterios de inclusión como: uso explícito de la metodología de Análisis del Ciclo de Vida, datos del Inventario del Ciclo de Vida (IACV) claramente reportados y resultados finales expresados en Impactos de punto medio.

Los artículos seleccionados se leyeron y analizaron a texto completo y para sistematizar la información bibliográfica acopiada se diseñó una matriz de contenido (Cuadro 2 y Cuadro 3).

Cuadro 2. Estudios analizados y las categorías consideradas (Parte A)

#	Estudio	Materia prima	Tec. conversión			Metodología				
			Mecánica	Bioquímica	Termoquím	Objetivo	Unidad Funcional	Asignación	Fuente de datos	Software
1	Achten <i>et al.</i> , 2010	Palma de aceite	TR			Comparar	UE	ES	MD,LC,BD	Matlab
2	Blengini <i>et al.</i> , 2011	Mincantus, maíz, sorgo		AD		Decision maker	US	Económico		SimaPro 7
3	Botha and von Blottnitz, 2006	Caña de azucar			PY	Comparar	Masica	ES	BC,LC, BD	TEAM
4	Cao and Pawłowski, 2013	Lodos		AD	PY	Comparar	Volumen (ln)	ES	LC, BD	NE
5	Choo <i>et al.</i> , 2011	Palma de aceite	TR			Determinar GEI	Multiple	NE	LC, BD	SimaPro 7
6	de Souza <i>et al.</i> , 2010	Palma de aceite	TR			Identificar, evaluar y comparar	Hectarea	Económico	LC, BD	NE
7	Dias <i>et al.</i> , 2013	Caña de azuca		AD	PY	Evaluar	NE	Económico	BD	SimaPro 7
8	Escobar <i>et al.</i> , 2014	Soya, palma de aceite	TR			Comparar	MJ	ES	BD	GaBi
9	Falano <i>et al.</i> , 2014	Alamo, miscantus, forestal			CD	analizar, comparar	Volumen (Ou)	ES	LC, BD	GaBi
10	Field <i>et al.</i> , 2013	Pino			PY	Decision maker	Masica	ES	LC, BD	GREET
11	Galdos <i>et al.</i> , 2013	Caña de azucar				Evaluar	Volumen	Económico	LC, BD	SimaPro 7
12	García Sánchez <i>et al.</i> , 2012	oleaginosas	TR			Comparar	Multiple	ES	BD	GaBi
13	Gebreslassie <i>et al.</i> , 2013	Alga	TR	AD		Evaluar	Volumen	NE	BD	NE
14	Goglio <i>et al.</i> , 2012	Girasol, trigo, maíz				Evaluar	Sup, másico	Físico	MD,LC,BD	NE
15	González-García <i>et al.</i> , 2012	Eucalipto,pino			PY		Másico, distancia	Ninguno	LC, BD	CMLCA
16	Grau <i>et al.</i> , 2013	Colza				Evaluar	Energético Ou	Masico	MD,LC,BD	GaBi
17	Guinée and Heijungs, 2007	Residuos municipales		AD		Evaluar	Energético Ou	Económico	BD	SimaPro 7
18	Huo <i>et al.</i> , 2009	Soya	TR			Evaluar	NE	NE	BD	NE
19	Iriarte <i>et al.</i> , 2011	Colza	TR			Cuantificar	Masica	NE	LC, BD	GaBi
20	Kaewcharoensombat <i>et al.</i> , 2011	Jatrofa	TR			Comparar	Masica (ou)		LC, BD	SimaPro 7
21	Kaufman <i>et al.</i> , 2010	Maíz				Evaluar	Masica	Multiple	LC, BD	NE
22	Kumar <i>et al.</i> , 2012	Jatrofa	TR			Desarrollo	Masica (ou)	Multiple	BD	NE
23	Lansche and Müller, 2012	Maíz		AD		Comparar	Energético Ou	ES	MD,LC,BD	GaBi
24	Liang <i>et al.</i> , 2013	Jatrofa	TR			Comparar	Masica (ou)	Económico	NE	NE
25	Malça and Freire, 2006	Colza	TR			Comparar	Energético Ou	Multiple	LC, BD	NE
26	Martin <i>et al.</i> , 2014	Colza		AD		Comparar	Energético Ou	Multiple	BD	SimaPro 7

Cuadro 3. Estudios analizados y las categorías consideradas (Parte B)

#	Estudio	Materia prima	Tec. conversión			Metodología				
			Mecánica	Bioquímica	Termoquím	Objetivo	Unidad Funcional	Asignación	Fuente de datos	Software
27	Mills <i>et al.</i> , 2014	Lodos		AD		Evaluar	Masica	NE	BD	GaBi
28	Kim and Dale, 2005	Soya, maíz	TR			Comparar	Sup	ES	LC, BD	NE
29	Heller <i>et al.</i> , 2003	Sause			CD	Comparar	NE	NE	LC, BD	TEAM
30	Stephenson <i>et al.</i> , 2010	Alga	TR			Comparar	Masica (ou)	Económico	LC, BD	GaBi
31	Finnveden <i>et al.</i> , 2005	Residuos municipales		AD		Evaluar	Masica	NE	LC, BD	NE
32	Roberts <i>et al.</i> , 2009	Maíz			PY	Cuantificar	Masica	NE	LC, BD	NE
33	Cherubini and Ulgiati, 2010	Residuos agrícolas			PY	Comparar	Masica	NE	LC, BD	SimaPro 7
34	Campbell <i>et al.</i> , 2011	Alga	TR			Evaluar	NE	NE	NE	NE
35	Sander and Murthy, 2010	Alga	TR			Evaluar	Masica (ou)	Multiple	BD	NE
36	Hill <i>et al.</i> , 2009	Maíz		FR		Cuantificar	NE	NE	BD	GREET
37	Collet <i>et al.</i> , 2011	Alga		AD		Evaluar	Energético Ou	ES	BC,LC, BD	SimaPro 7
38	Malça <i>et al.</i> , 2014	Caña de azucar		FR		Evaluar	Energético Ou	Multiple	BD	NE
39	Cherubini <i>et al.</i> , 2009	Residuos municipales		AD		Evaluar	Masica	NE	BD	NE
40	Čuček <i>et al.</i> , 2012	Maíz		AD		Desarrollo	Energético Ou	NE	NE	NE
41	Jury <i>et al.</i> , 2010	Maíz		AD		Evaluar	Energético Ou	NE	BD	NE
42	Achten <i>et al.</i> , 2010	Jatrofa	TR			Analizar	Energético Ou	ES	BC,LC, BD	GEMIS
43	Aye and Widjaya, 2006	Residuos municipales		AD		Comparar	Masica	ES	LC, BD	SimaPro 7
44	Rehl and Müller, 2011	Residuos agrícolas		AD		Comparar	Masica (ou)	ES	BC,LC, BD	GaBi
45	Fruergaard and Astrup, 2011	Residuos municipales		AD		Comparar	Masica	NE	LC, BD	NE
46	Kimming <i>et al.</i> , 2011	Estiercol		AD		Comparar	Energético Ou	NE	LC, BD	NE
47	Bacenetti <i>et al.</i> , 2013	Maíz		AD		Analizar	Multiple	NE	BC,LC, BD	NE
48	Xiao <i>et al.</i> , 2009	Arroz		AD		Evaluar	Masica (ou)	ES	LC, BD	NE
49	Michel <i>et al.</i> , 2010	Residuos		AD		Comparar	Energético Ou	ES	LC, BD	NE
50	Starr <i>et al.</i> , 2012	Residuos municipales		AD		Evaluar	Masica (ou)	NE	BC,LC, BD	GaBi
51	Malça <i>et al.</i> , 2014	Colza	TR			Analizar	Energético Ou	Mercado	LC, BD	NE
52	O'Connell <i>et al.</i> , 2013	Alga	TR			Evaluar	Energético Ou	ES	BD	SimaPro 7

2.3. Resultados y discusión

2.3.1. Materia prima

Los estudios abarcan un amplio espectro de fuentes de biomasa, estos se clasificaron en cuatro categorías de acuerdo a lo propuesto por Sims *et al.* (2006). La Figura 7 muestra el número de estudios dentro de cada categoría. La biomasa obtenida de cultivos oleaginosos es el tipo de materia prima más estudiada con 42.3 % de los trabajos analizados, probablemente debido a que fueron de los primeros cultivos en ser empleados para obtener biodiesel. Muchos estudios también analizan los cultivos agrícolas como los cultivos ricos en almidón (Blengini *et al.*, 2011; Falano *et al.*, 2014; Goglio *et al.*, 2012), mientras que otras materias primas como la caña de azúcar y palma de aceite se limitan a las zonas geográficas con las condiciones climáticas adecuadas (Achten *et al.*, 2010; Botha and von Blottnitz, 2006). Un número limitado de estudios basados en cultivos no convencionales, como la jatrofa y algas empiezan a ser explorados con el ACV (Kadam, 2002b;. Lam et al, 2009;. Lardon et al, 2009;. Ndong et al, 2009).

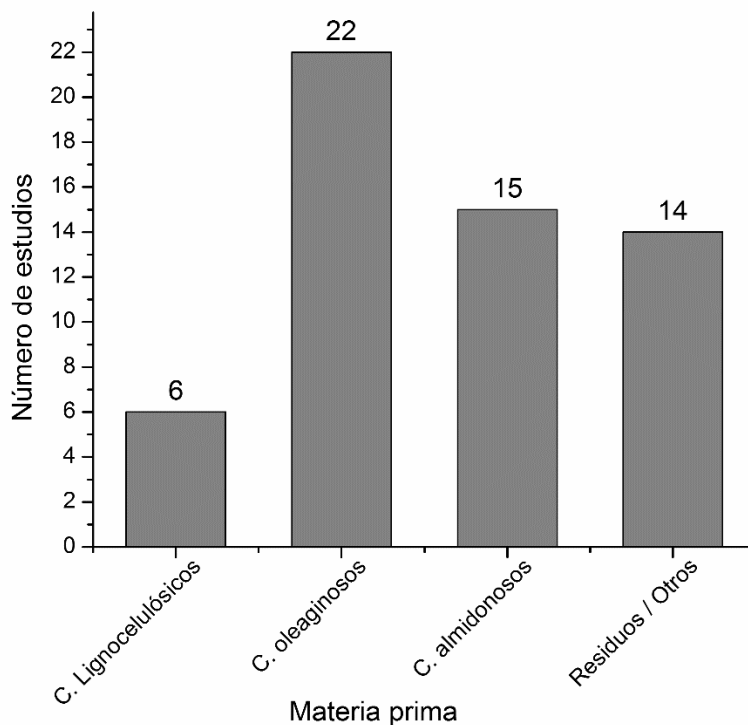


Figura 7. Tipo de materia prima de los estudios.

2.3.2. Categorías de impacto

La fase de evaluación de impacto de un ACV tiene como propósito evaluar cuán significativos son los impactos ambientales potenciales utilizando los resultados del ICV. En general, este proceso implica la asociación de los datos del inventario con las categorías de impacto ambientales específicos y con los indicadores de esas categorías para entender estos impactos. En particular, en bioenergéticos la literatura se centra principalmente en GEI (Figura 8), proporcionando menos atención a otros impactos ambientales como: potencial de acidificación (AP), potencial de eutrofización (EP), energía (EN), potencial fotoquímico de creación de ozono (POCP), agotamiento abiótico (ADP), agotamiento de la capa de ozono (ODP), ecotoxicidad acuática de agua dulce (FWAET), cambio en el uso de suelo (LUC), toxicidad humana (HTP), ecotoxicidad acuática marina (MAET), ecotoxicidad terrestre (TET), requerimiento de energía no renovable (NER), impactos en la salud humana (HHI), requerimiento neto de energía (GER), consumo de energía fósil (CFF).

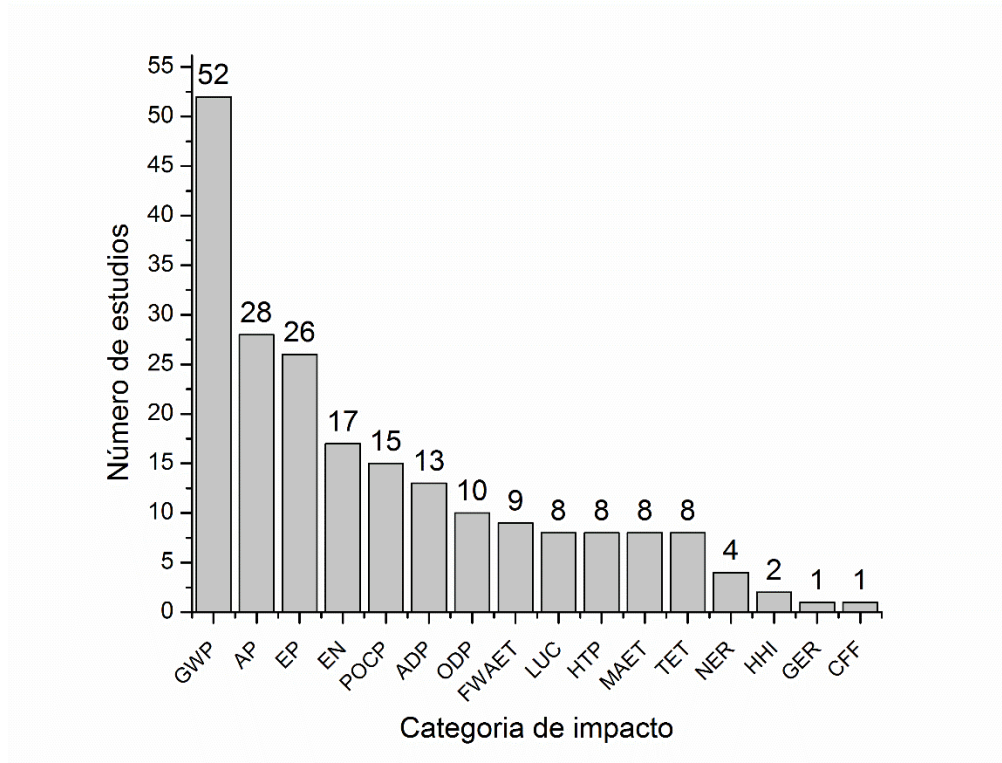


Figura 8. Categorías de impacto incluidas en los estudios.

Relativamente pocos estudios (20%) incluyen en su evaluación de impacto la categoría LUC. La importancia ambiental del impacto por cambio del uso de la tierra contrasta con la falta de estudios que abordan este tema. Esto es particularmente debido al hecho de que no existe una metodología ampliamente aceptada para la inclusión de los impactos de uso de suelo en el ACV, a pesar de algunos esfuerzos recientes (Dubreuil et al, 2007; Koellner y Scholz, 2008; Scholz, 2007).

2.3.3. Unidad funcional

La unidad funcional es la referencia a partir de la cual se normalizan (en sentido matemático) los datos de entrada y salida al sistema. Esta referencia es necesaria para asegurar la comparación de resultados de un ACV. La comparación de resultados es particularmente crítica cuando se están analizando diferentes sistemas por lo que se debe asegurar que la comparación se está realizando con una base común.

Un sistema puede tener varias funciones posibles y la selección de una para un estudio depende del objetivo y el alcance del estudio. De manera general en los bioenergéticos la unidad funcional puede ser clasificada en cuatro categorías como lo propone Cherubini y Stromman (2011): i) Relacionado a la unidad de entrada. La unidad funcional es la unidad de entrada de biomasa, ya sea en unidades de masa o energía; ii) Relacionado a la unidad de salida. Aquí la unidad funcional es la unidad de salida, tales como calor y potencia generada ó kilómetros trasladados por un vehículo con el bioenergético producido; iii) Unidad de tierra agrícola. Esta unidad funcional se refiere a la cantidad de hectáreas de tierra agrícola necesarias para producir la biomasa como materia prima; iv) Año. Los resultados de la evaluación pueden informarse sobre un año base.

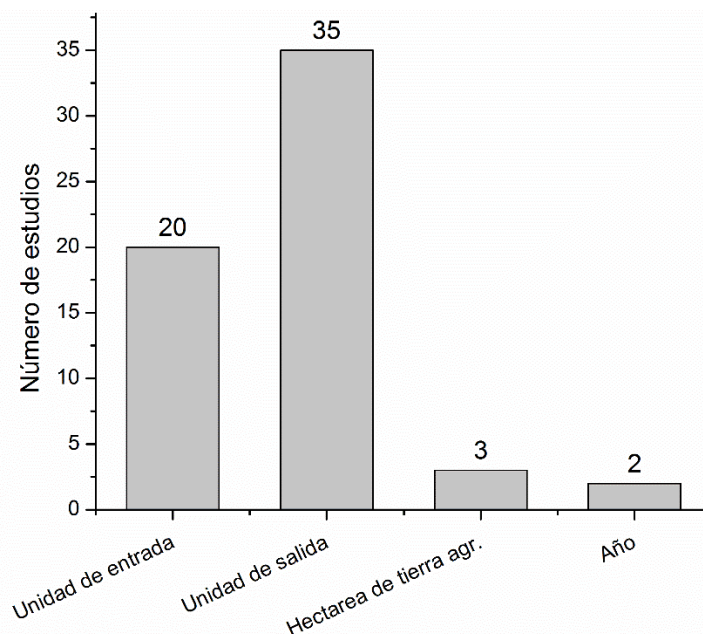


Figura 9. Unidad funcional de los estudios.

En la Figura 9 se muestra el porcentaje que una unidad funcional fue seleccionada en los artículos revisados. La unidad de salida fue la unidad funcional más frecuente en los ACV analizados, mientras que relativamente pocos estudios reportan los resultados por hectárea de tierra agrícola incluso cuando los estudios se basan en materia prima derivada de cultivos agrícolas.

Por otro lado, la unidad funcional juega un rol importante cuando se trata de cuestiones de asignación de los impactos, especialmente para sistemas con múltiples co-productos (por ejemplo, biorefinería). Existen estudios de ACV sobre biorefinerías que al seleccionar una adecuada unidad funcional evitaron el paso de asignación, reportando sus resultados finales por unidad de entrada de biomasa o con base a un año (Cherubini and Ulgiati, 2010; Dias *et al.*, 2013).

La elección de la unidad funcional puede tener también impacto sobre la interpretación de los resultados finales. Tal es el caso de Malça and Freire (2006) quienes analizando los GEI y el balance energético en la producción de etanol de diferentes tipos de materia prima, en sus resultados del ACV dan lugar a una doble interpretación: por un lado la materia prima a base de maíz genera un mayor ahorro en los GEI por unidad energética de salida, mientras que los cultivos lignocelulósicos ahorran más emisiones GEI por unidad de tierra agrícola. Esto significa que los resultados se deben mostrar preferiblemente usando varias unidades funcionales, que se convierten en indicadores.

2.3.4. Límites del sistema

En la Figura 10 se muestran las etapas contempladas en los límites de los sistemas revisados. La producción de la biomasa y transporte están incluidas en la mayoría de los trabajos. Un mayor grado de heterogeneidad se observa para la etapa final de la vida útil de la biomasa, en la cual el 50 % de los trabajos menciona explícitamente que se incluyó esta etapa, sin embargo, el 40 % no especifica si se incluyó el impacto de esta etapa. En cuanto a la infraestructura solo el 31 % la incluyen el resto o es parcial, o no lo incluyen o no es claramente especificado. La exclusión de la infraestructura muchas veces se justifica por su baja contribución al impacto total del medio ambiente (Sander and Murthy, 2010, Campbell *et al.*, 2011; Finnveden *et al.*, 2005; Heller *et al.*, 2003; Iriarte *et al.*, 2011). La distribución no está dentro de los objetivos del ACV pues solo dos estudios incluyeron los impactos medioambientales por la distribución del producto final.

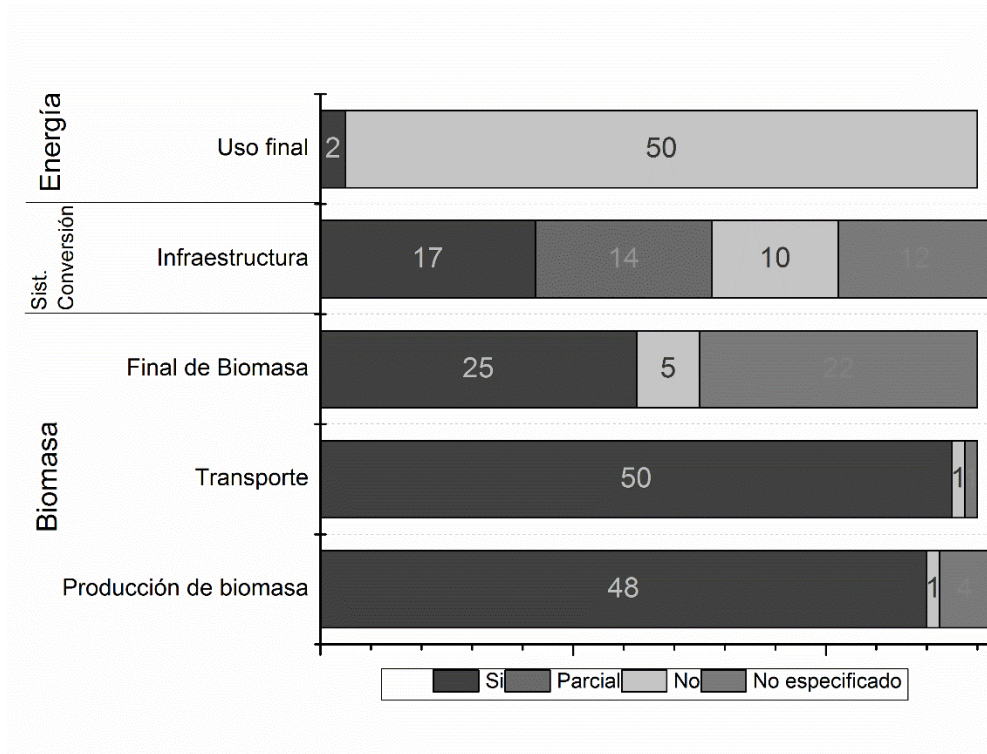


Figura 10. Límites del sistema.

2.3.5. Inventario en la fase de producción agrícola

El Inventario del Ciclo de Vida (ICV) es la segunda etapa en el ACV (ISO, 2006b), en el cual se enlistan las entradas y salidas hacia y desde un sistema dado. Para tal fin pueden usarse diferentes tipos de datos, por ejemplo, datos primarios (emisión / consumo directamente relacionado a un proceso específico), datos secundarios (datos agregados), datos procesados (relacionados a un proceso específico), datos de entrada y salida extrapolados y datos representativos (Bellon-Maurel *et al.*, 2014). En general, en un estudio de ACV de bioenergía son preferibles los datos primarios, dado que que pueden estar en la forma de cualquiera de las mediciones directas de emisiones ambientales (por ejemplo GEI) o datos de una actividad como una medición cuantitativa de un nivel de actividad que resulta al final en emisiones (por ejemplo, el volumen de combustible utilizado). Los datos de una actividad pueden ser entonces multiplicados por un factor de emisión, generalmente con valores genéricos predeterminados (por ejemplo, los factores de emisión ICPP) y derivar a partir de ello las emisiones asociadas con un proceso o una operación.

Sin embargo, a diferencia de la etapa de conversión o fase industrial, la naturaleza de la fase agrícola que es un sistema abierto, aunado a la susceptibilidad a las variables del suelo y condiciones climáticas que no nos es posible controlar (Langevin *et al.*, 2010), causa que se presenten problemas para medir las emisiones medioambientales y realizar los balances de flujos de entrada y salida (Lewis *et al.*, 1999). Por esta razón, la estrategia más comúnmente aplicada es recolectar los datos de las actividades en el campo (por ejemplo, densidad del cultivo, aplicación de fertilizantes y pesticidas, condiciones hidrológicas, uso de maquinaria, etc) (Achten *et al.*, 2010; Goglio *et al.*, 2012; Lansche and Müller, 2012) para que posteriormente se transformen en datos de emisiones utilizando factores de emisión.

2.3.6. Asignación de los impactos

La Figura 11 muestra la abundancia de criterios de asignación usados en los estudios revisados. A pesar de ello aún existe el debate de que procedimiento de asignación es el más adecuado. Kim y Dale (2005) en su estudio de producción de etanol de diversas materias primas, adoptaron un enfoque de sistema ampliado y llegaron a la conclusión de que este enfoque podría ser usado para comparar cargas medioambientales asociadas con el etanol con aquellos asociados con el combustible fósil.

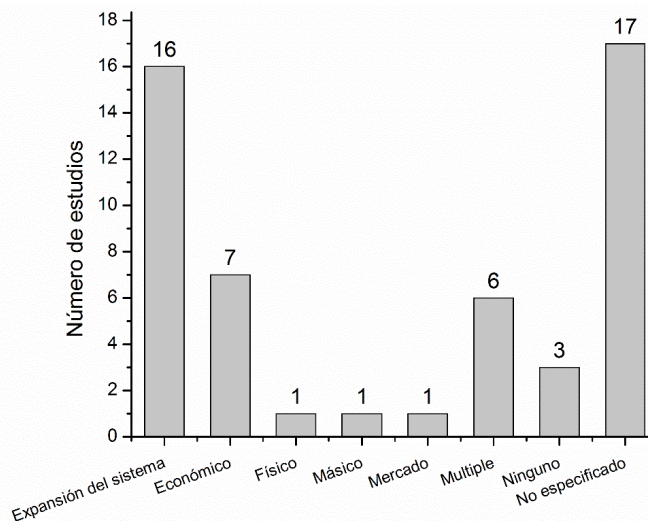


Figura 11. Métodos de asignación de impacto empleados.

Por otra parte, la metodología de asignación es indispensable para la evaluación de impacto ambiental. Dado que los beneficios ambientales son las principales razones para considerar y desarrollar bioenergéticos, es importante comprender esto y prestar especial atención en la asignación en los estudios de ACV de procesos bioenergéticos. Gnansounou *et al.* (2009) afirmaron que las emisiones netas de GEI de la producción de etanol puede variar de acuerdo al método de asignación adoptado (masa, energía o económico), siendo el energético el más favorable y el económico el menos favorable.

La asignación sobre una base másica relaciona productos y co-productos usando una propiedad física que es fácil de interpretar, sin embargo, algunos investigadores argumentan que este tipo de asignaciones no pueden ser una medida exacta en los sistemas energéticos (Malça and Freire, 2006). La asignación energética como la empleada por Kaufman *et al.* (2010) y Kumar *et al.*, (2012) es también la adoptada por la Unión Europea (UNION, 2009) en su directiva relativa al fomento del uso de energía procedente de fuentes renovables. Sin embargo, este enfoque ha sido cuestionado cuando los co-productos no están destinados para fines energéticos (Gnansounou *et al.*, 2009).

Cuando las propiedades físicas por sí solas no se pueden establecer o usar, la asignación puede basarse en el valor económico de los productos, sin embargo, la variación de los precios, subsidios e interferencias de mercado podrían implicar dificultades en su aplicación (Wang *et al.*, 2008). En apoyo del argumento anterior Liang *et al.* (2013) concluyó que este método no es útil cuando se realiza un ACV para determinar la energía neta de la producción de bioetanol, porque los precios son determinados por factores de mercado que no tienen ninguna relación con el contenido energético. (Dias *et al.*, 2013) en un estudio sobre el ACV de producción de biometano consideraron los subproductos como productos sin valor y asignaron los impactos ambientales a las entradas del proceso argumentando que sus estimaciones eran justificables debido a la falta de mercados existentes a escala comercial para los subproductos.

Otro punto importante que es normalmente ignorado en el método de asignación es la naturaleza del impacto ambiental analizado, particularmente cuando es diferente a las

emisiones de GEI. Los Resultados de ACV en la producción de bioetanol a partir de maíz y rastrojo (Malça and Freire, 2006) demostraron que el agotamiento abiótico (ADP) y el agotamiento de la capa de ozono (ODP) se redujeron al sustituir la gasolina por etanol, independientemente del método de asignación aplicado. Sin embargo, la reducción fue más significativa en el caso de la asignación económica, debido a la poca contribución en las emisiones agrícolas asignados al rastrojo, mientras que la asignación másica y energética proporcionaron mayores créditos (captura de carbono) y más sanciones (emisión de GEI) en comparación con la asignación económica.

2.3.7. Tecnología de conversión

La biomasa se puede convertir o transformar en energía útil a través de diferentes tecnologías. La elección de la tecnología a emplear va a estar influenciada por distintos factores como: tipo y cantidad disponible de la materia prima, tipo de energía deseada, es decir, tipo de producto final deseado, las normas ambientales, condiciones económicas y por los factores específicos de cada proyecto. Sin embargo, en la mayoría de las situaciones es el tipo de energía que se requiere la que determina la ruta tecnológica a emplear, seguido del tipo y cantidad de biomasa disponible.

De acuerdo a McKendry (2002) la conversión de biomasa a energía se realiza utilizando principalmente tres procesos tecnológicos: termoquímico, bioquímico y extracción mecánica. Dentro de la conversión termoquímica existen cuatro rutas disponibles: combustión, pirolisis, gasificación y licuefacción. La conversión bioquímica abarca dos opciones de proceso: digestión anaeróbica y fermentación. Y con la extracción mecánica se puede obtener energía con la transesterificación.

En la Figura 12 se muestra las rutas tecnológicas presentes en los estudios analizados. La digestión anaeróbica y la transesterificación fueron los procesos que predominaron en los estudios.

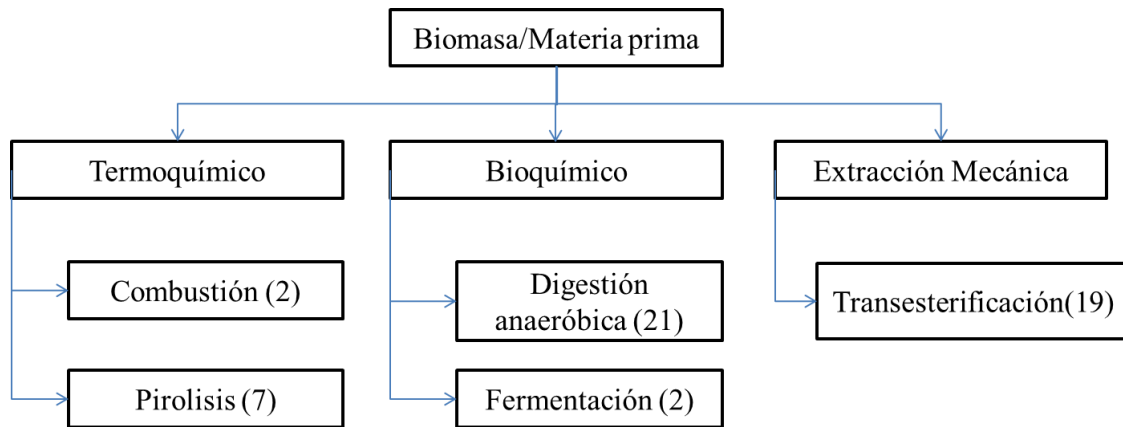


Figura 12. Tecnología de conversión. El número entre paréntesis indica la cantidad de estudios que abordan la tecnología.

La digestión anaeróbica es la conversión de materia orgánica a biogás a través de complejos bacterianos. El biogás resultante es una mezcla de varios gases principalmente metano, dióxido de carbono y trazas de otros gases como sulfuro de hidrógeno, amoníaco, vapor de agua y compuestos orgánicos volátiles (Okello *et al.*, 2013). La principal ventaja de la digestión anaeróbica es que es capaz de utilizar los residuos de los sectores agrícola (Falano *et al.*, 2014), industrial (Cao and Pawłowski, 2013) y urbano (Guinée and Heijungs, 2007), y por lo tanto, su uso no agota los recursos de producción de cultivos. Otra de las ventajas de esta tecnología radica en el coproducto obtenido durante el proceso, el cual es el digestato el cual es considerado como biofertilizante y acondicionador de suelo, el cual puede ser empleado para mejorar el rendimiento de los cultivos (Walekhwa *et al.*, 2009).

Por otra parte, la extracción mecánica es la separación bajo presión del aceite presente en semillas y plantas con altos contenidos de ácidos grasos. Ejemplo de semillas de las cuales puede extraerse aceite son la colza, girasol, soya y la palma de aceite (Achten *et al.*, 2010; Escobar *et al.*, 2014; Goglio *et al.*, 2012; Grau *et al.*, 2013). Una vez extraído el aceite entonces puede ser convertido en esteres a través de un proceso llamado transesterificación. Estos esteres, también llamados biodiesel, puede usarse para sustituir al diesel en la combustión de motores diesel. Durante el proceso se produce, a

parte del biodiesel, un sólido residual o 'torta', que es adecuado para la alimentación animal. Sin embargo, el reto que enfrenta actualmente esta tecnología es el alto costo de producción comparado con los combustibles fósiles (Malça and Freire, 2006)

2.3.8 Valoración económica

Del análisis realizado, es claro que el ACV en los sistemas bioenergéticos presenta retos y oportunidades de cara al futuro de esta herramienta. Uno de los grandes desafíos es el poder incorporar la valoración económica a los impactos ambientales. Si bien, aún no se tiene un procedimiento concreto, los trabajos comienzan a incluir análisis económicos para complementar el ACV (Aye and Widjaya, 2006; Dias *et al.*, 2013; Field *et al.*, 2013), e incluso a valorar económicamente los costos sociales o externalidades generadas en el proceso de producción de bioenergéticos (Hill *et al.*, 2009). Algunos trabajos, en sus recomendaciones finales sugieren emplear metodologías tales como la valoración contingente, precios hedónicos y costos de preferencias reveladas (Roberts *et al.*, 2009; Xiao *et al.*, 2009), o usar un enfoque similar al ACV denominado Ciclo de Vida de Costos (CVC) (Campbell *et al.*, 2011).

Por tales motivos, se debe priorizar el desarrollo de una metodología aceptada y estandarizada para la valoración económica del ciclo de vida, a través de un código de prácticas y un estándar internacional que contemple el marco del CCV. A su vez, el CCV tiene que definir los límites específicos del sistema, y las unidades funcionales, compatibles con los de un ACV, y hacer una especificación clara sobre las externalidades.

2.3.9. Clasificación de los estudios

Con la finalidad de comprender mejor las tendencias y características de los estudios, se llevó a cabo un análisis de clúster utilizando distancias obtenidas por el método de Gower calculadas a partir de variables categóricas generadas del análisis de los artículos desde la perspectiva de la coherencia con los principios metodológicos en cuanto a datos, información e interpretación. La construcción del dendograma derivado de las distancias euclidianas se realizó con el método de mínima varianza de Ward para ello se empleó el programa SAS ® 9.0.

La Figura 13 muestra el resultado de la aglomeración de los artículos por la similitud entre cada uno de ellos. La altura de corte para definir el número de grupos, se estableció a través del método gráfico, obteniendo cuatro grupos nombrados como: Clúster 1, Clúster 2, Clúster 3 y Clúster 4.

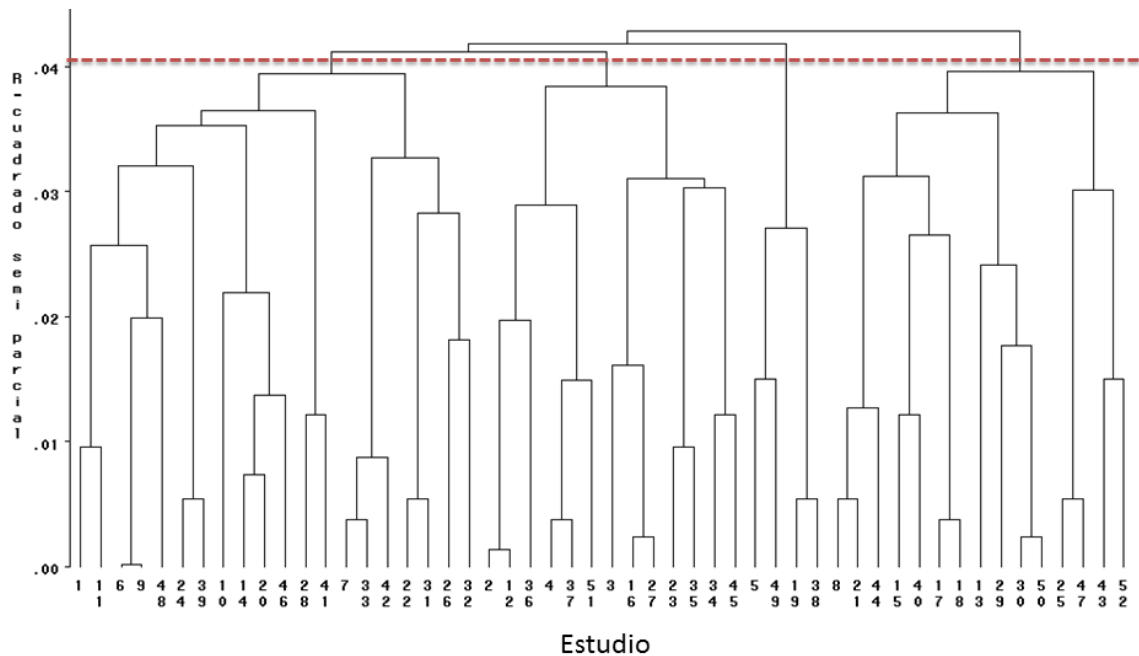


Figura 13. Dendrograma del análisis de clúster de la similitud de los artículos.

Clúster 1: Los artículos dentro de este grupo presentaron la estructura más cercana al marco metodológico contemplado en los estándares ISO 14040, es decir, mostraron coherencia desde la definición de los objetivos hasta la interpretación de los resultados, marcando explícitamente cada una de las cuatro fases del ACV, lo que permitió una mejor comprensión de los hallazgos encontrados.

Clúster 2: Este clúster se caracterizó por presentar una estructura similar al Clúster 1 con la diferencia de que se quedó al nivel de un estudio de Análisis del Inventario del Ciclo de Vida, contemplado en los estándares ISO 14040 y cuya peculiaridad es que solo incluye tres fases, omitiendo la tercera fase correspondiente a la evaluación del inventario del ciclo de vida (EICV). Los estudios agrupados en este clúster en su mayoría son los que analizaron únicamente la emisión de GEI y/o los aspectos energéticos del proceso

de obtención de bioenergía. Para fines comparativos este tipo de estudios serían los mejores por presentar los resultados en unidades estándar de fácil manejo.

Clúster 3: Los estudios agrupados en esta categoría tienen el distintivo de contener deficiencias en alguna fase del ACV, principalmente en relación a la descripción de la calidad de los datos empleados, suposiciones realizadas, límites del sistema en cuestión y lo relacionado a los factores de impacto empleados para la categorización de los impactos ambientales. Aunado a lo anterior, también incluyen las etapas de normalización y/o ponderación en la fase de EICV, el cual se realiza a partir de juicios de valor por parte de los analistas. Lo anterior se traduce en una dificultad de comparar los resultados con otros estudios.

Clúster 4: En este grupo se identificaron los estudios que presentan carencias metodológicas considerables, la más notoria es que son estudios que no presentan el inventario del ciclo de vida del sistema analizado, que para fines comparativos entre diferentes estudios es una etapa fundamental.

2.4. Conclusiones

La metodología del ACV se ha empleado en diversos procesos para generar bioenergía, con un amplio rango de materias prima. Sin embargo, las cuestiones clave (unidad funcional, límites del sistema, método de asignación, etc) y los supuestos realizados en cada estudio representan una limitante para poder comparar resultados entre diferentes estudios.

El establecimiento de una metodología que permita generar el ICV de la fase agrícola y la valoración de las externalidades, se aprecia como los principales retos y oportunidades del ACV en bioenergéticos.

Los estudios que tienen la estructura de Análisis del Inventario del Ciclo de Vida, podrían facilitar el proceso de comparación entre diferentes estudios.

Capítulo 3.

The GHG emissions in the production of nopal cladode used as bioenergy feedstock

Abstract

The aim of this study was evaluated the emissions of nopal cladode production under two different systems: organic farming and conventional farming. Regarding to CO₂, there is not net emission in any production system. For CH₄, the organic farming system emits 661 gCH₄·ha⁻¹·a⁻¹. On the other hand, the organic farming system is a net methane sink, up taking 1,314 gCH₄·ha⁻¹·a⁻¹. Regarding to emission of NO₂, 375 and 636 gNO₂·ha⁻¹·a⁻¹ were emitted for the organic farming and conventional farming system, respectively. Consequently, the emission of greenhouse gases was 117,883 and 131,748 gCO₂-eq·ha⁻¹·a⁻¹ for the organic and conventional farming system respectively.

Keywords: Greenhouse gas, energy crop, organic farming, conventional system.

3.1. Introduction

The nopal, known as cactus pear or prickly pear, (*Opuntia ficus-indica* (L.) Mill), is used mainly for fruit production (Gallegos-Vazquez and Méndez-Gallegos, 2000). The nopal cladode is also consumed as vegetable (Corrales-Garcia et al., 2004; Gallegos-Vázquez et al., 2006) or forage (Lima et al., 2013). Moreover, it has been used for soil conservation (Feugang et al., 2006).

Since nopal has a Crassulacean Acid Metabolism (CAM), it is suitable for expanding production into semi-arid marginal lands (Owen et al., 2015; Yang et al., 2015). Cushman et al. (2015), referring to CAM plants, indicated the production of crops used for both biofuels and food can be expanded, in part, by the development of drought-tolerant bioenergy feedstocks. In fact, nopal cladode has been proposed to use as feedstock for ethanol (Kuloyo et al., 2014; Yang et al., 2015; de Souza et al., 2016) and methane (Caballero-Nolasco, 2016)(Jigar et al., 2011). It is well documented that the development of new sources of bioenergy must consider not only the amount of energy in the process

but also all the factors involved in that production. Life Cycle Assessment (LCA) has been used in order to provide better criteria for the making decision. One of the most important categories is Global Warming Potential (GWP); which consider the indirect and direct emissions. In the case of the emissions related to crop field production, the indirect emissions are well characterized (reference), while the direct emissions are not completely full defined; specially when a new feedstock is proposed. As it is reported the greenhouse gases emissions come from N₂O, CH₄ and CO₂. Thus, in the case of bioenergy feedstock crops it has been reported that fertilization plays an important role in the emissions.

There are several methodologies to evaluate the direct emissions and even the estimation using models (Gillette et al., 2017). However, the direct measurement is the most suitable method. Thus, taking in account that in the open literature there are no reports regarding to cladode nopal production emissions, the objective of the present work was to evaluate the emissions of nopal cladode production in organic and inorganic fertilization. The approach followed was the use of the static chamber method (Hutchinson & Mosier, 1981) along an entire year.

3.2. Materials and methods

3.2.1. Site description, treatments and experimental design

The study was conducted in the two locations as follows: 1) Universidad Autónoma Chapingo Experimental field “San Juan” plot, located in Chapingo, Mexico (15°44’00”N, 96°26’00”W, 2250 m above sea level). The region in Chapingo has a sub-humid temperate climate with rain regime prevailing in summer and an average annual temperature between 15 and 18°C. The field has been under continuous cultivation, mostly with maize and cereals, however, precise history of it is unknown. 2) Plot located in Colón, Querétaro (20° 34’ 56” N, 99° 56’ 30” W, 1906 m above sea level). Colon has a semi-arid climate an average annual temperature of 17.5 °C, being April and May the months with the highest temperature (29 °C) and December and January have the lowest temperature (4 °C). The rain regime is prevailing in summer. For at least the last 10 years the field has been cultivated with alfalfa under an organic farming system.

In both plots, the nopal (*Opuntia ficus-indica*) was established in April 2016 on beds of 1.60 x 25 m with a spacing of 0.50 m between rows and 0.40 m between plants within the rows.

In Chapingo the bed was divided in four parts and three fertilizations rates (N-P-K) and a control treatment (No fertilizer added) were used in this study. Fertilization rates used were: T0: 0-0-0, T1: 44-20-40; T2: 22-10-20, T3: 11-5-10. Regarding to Colon, the treatment was only the application of 50 t·ha⁻¹ of cow manure (T4).

The experiment design consists of a randomized complete block with three replicates.

3.2.2. Gas flux measurement

The fluxes of N₂O, CH₄ y CO₂ between soil and atmosphere were measured with the static chamber method (Hutchinson & Mosier, 1981) from May 2015 to May 2016. In each treatment, an aluminum cylindrical chamber (open base, 0.30 x 0.30 m high) were inserted into the soil to a depth of 0.10 m and left throughout the experiment period. Chambers were removed only during field operations, such as tillage, fertilization, or manual weed control. Sampling frequency of the study was one time a week on Fridays. Gas sampling was carried out at 10:00 am (and at 11:00 am during daylight saving time (DST)). At the beginning of each sampling the chambers were hermetically closed with an aluminum lid and maintained with a steel ring. The lid was equipped with a septum to allow gas sampling.

Gas samples were collected using a 20 mL polypropylene syringe and immediately transferred into pre-evacuated 10 mL glass vial. Samples were taken at 0, 10, 20 and 30 min after closure. Upon completion of sample collection, the vials were transported and stored until analysis within a month from the collection date. The concentrations of N₂O, CH₄ and CO₂ were determined with a Shimadzu gas chromatograph (Model GC-2014) equipped with an electron capture detector for N₂O and a flame ionization detector for CO₂ and CH₄ analysis. Fluxes were calculated from the lineal or nonlinear increase (selected according to the emission pattern) in the chamber headspace with time (Hutchinson & Mosier, 1981; Parkin & Venterea, 2010).

The total cumulative emission of N₂O, CH₄ and CO₂ were calculated from the integration of the area under the curve of each measurement point, assuming that measured fluxes represented mean daily fluxes, and that mean daily fluxes changes linearly between measurements (Ly, Jensen, Bruun, & de Neergaard, 2013; Venterea, Burger, & Spokas, 2005). Global Warming Potential (GWP) was calculated using impact factors for 100-yr horizon in CO₂-equivalent unit (298, 34 and 1 for N₂O, CH₄ and CO₂ respectively) IPCC.

3.2.3. Statistical analysis

Cumulative N₂O, CH₄ and CO₂ amounts among fertilizer treatments were analyzed by ANOVA with SAS package version 9.1 (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). Significant differences are expressed at P > 0.05.

3.3. Results and discussion

3.3.1. Nitrous oxide flux

The fluxes of N₂O in all treatments were time-dependent with high temporal variations (Figura 14). The fertilization rate had a great effect in the N₂O emissions. Was observed in all treatments and increase in the emissions one week after the fertilization. The high emission continued for 15 weeks before reach a stable condition. In the other hand, the organic fertilization show a smaller emission and time that the organic fertilization,

3.3.2. Methane flux

The methane emissions (Figura 14) were the gas that presented a greatest during the time. Therefore, It presented a differences among inorganic and organic fertilizer.

3.3.3. Carbon dioxide flux

The emission of carbon dioxide (Figura 14) did not show a variation for the fertilizer source.

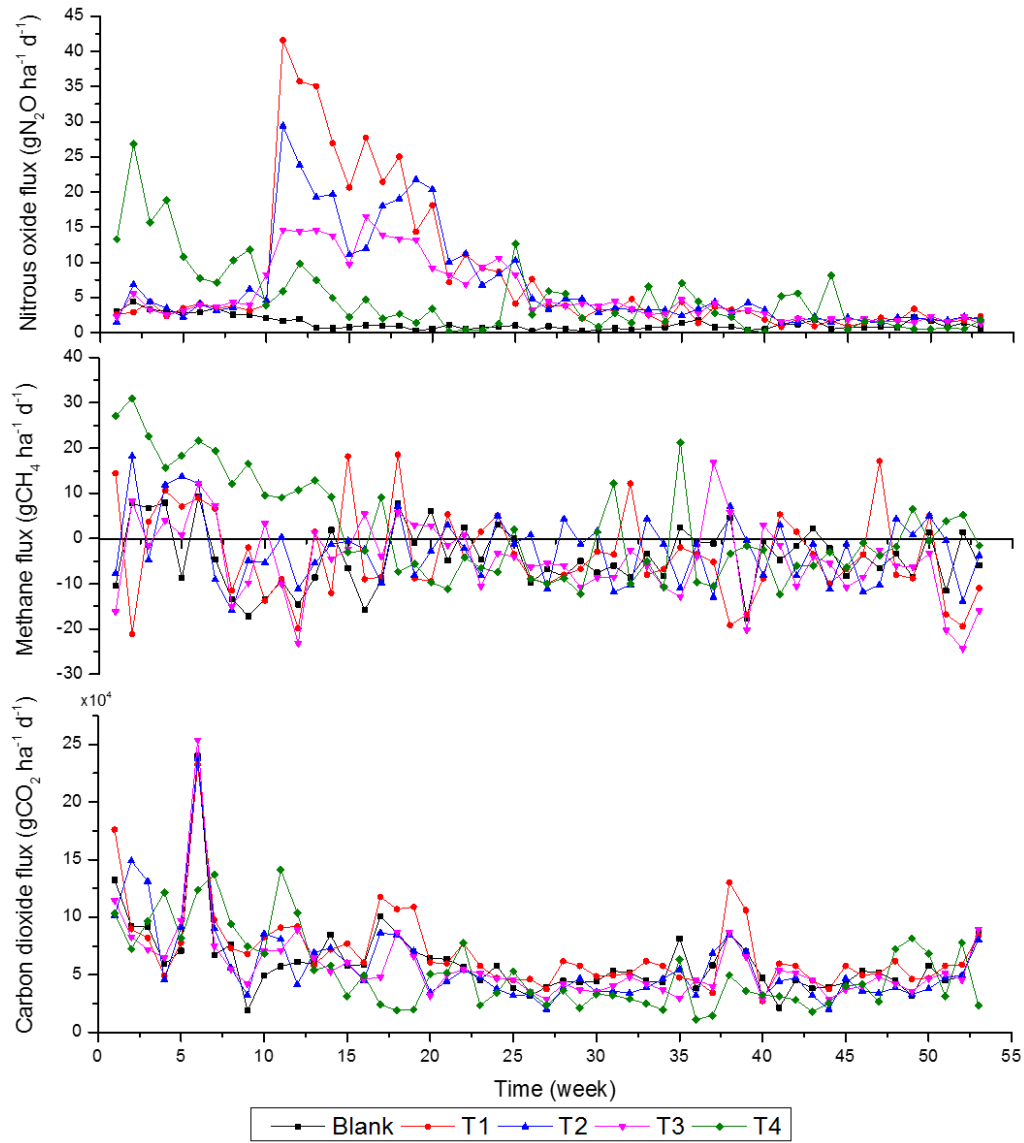


Figura 14. Daily flux emissions

3.3.4. Cumulative emissions

Nitrous oxide

Cumulative N_2O emissions from the nopal crop using inorganic fertilizer were significantly greater than that from organic fertilizer. Emissions were also greater from the control plots.

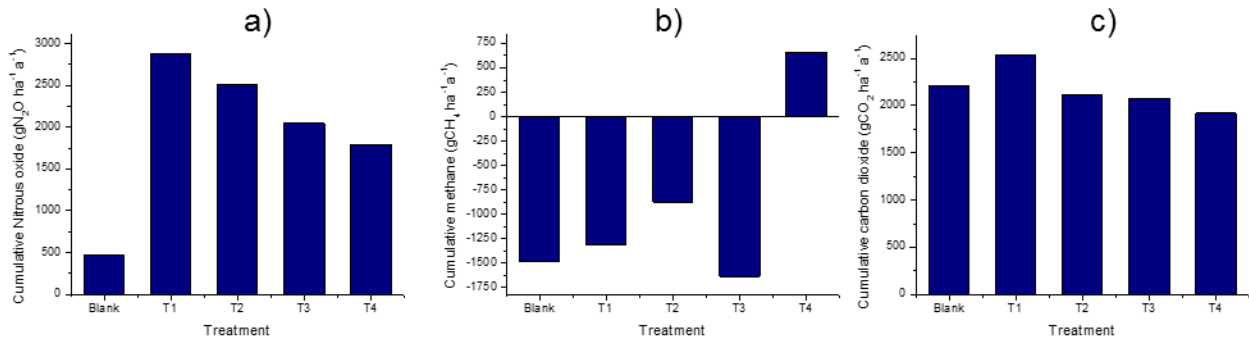


Figura 15. Cumulative emissions.

Methane emissions

Cumulative CH₄ net production was observed from organic fertilization crops, while all other treatments plots exhibited a net uptake of CH₄.

Carbon dioxide

The carbon dioxide emissions were not significantly different.

Global warming potential

The results for GWP are showed in Figura 16. The results indicated that the GWP values were significantly higher than the blank. For CFS the GWP increased as increased the inorganic fertilized rate. For OFS the GWP value was in the same magnitude that T1.

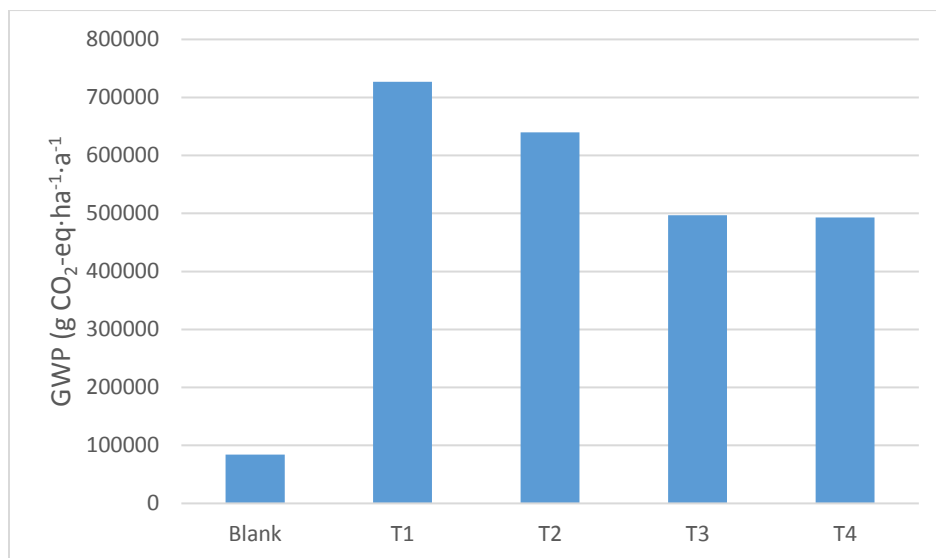


Figura 16. Global warming potential.

3.4. Concluding remarks

In this study, two agricultural systems were studied (OFS and CFS), the results showed that the CO₂ emissions had not significantly differences with the control. For N₂O emissions the higher values were obtained with CFS treatments than OFS treatment, while the CH₄ only with OFS was observed a net emission, contrary all treatments with CFS exhibited a net uptake. The GWP was between 497 to 727 kgCO₂-eq·ha⁻¹·a⁻¹ and for OFS the GWP was 443 kgCO₂-eq·ha⁻¹·a⁻¹.

Capítulo 4. Life cycle assessment of biogas production through anaerobic co-digestion of nopal cladodes and dairy cow manure

Abstract

The potential value of nopal (*Opuntia ficus-indica*, L.) for bioenergy production, coupled with its high biomass production and its ability to grow in climatic conditions that are adverse for most conventional crops, makes it a crop of interest in the field of renewable energy production. However, in order to evaluate the feasibility of using nopal as a bioenergy source, the environmental impacts associated with the process need to be evaluated. In this study, a life cycle assessment (LCA) was carried out to evaluate the environmental impacts and energy balance of biogas production through co-digestion of nopal cladodes (NC) and dairy cow manure (DCM). A baseline and three scenarios that had different fertilizer sources and methane recovery rates during storage of the digestate were compared. Energy return on investment (EROI), global warming potential (GWP), acidification potential (AP) and eutrophication potential (EP) were the impact categories considered in the comparison. Data from cropping system and direct field emissions (methane and nitrous oxide) were experimentally obtained from two plots using different fertilizer sources (inorganic and organic), whereas biogas production and biogas yield data were modelled from data obtained in a 10-L anaerobic digester. Data regarding transportation and agrochemical, fuel and energy production were obtained from the literature and GREET database. Results indicated that the biogas production is energetically sustainable for the baseline and the three analyzed scenarios since the amount of energy produced was superior to the energy used in the process (EROI > 3). The use of organic fertilizer decreased the environmental impact in the GWP category but increased the AP and EP impact category values, while covering the digestate tank resulted in a 2.75 % reduction in the GWP impact category.

Keywords: Bioenergy, sustainability, LCA, environmental impacts, *Opuntia ficus-indica*.

4.1. Introduction

The nopal, known as cactus pear or prickly pear (*Opuntia ficus-indica*, L.), is cultivated in Europe (Italy and Spain), the Middle East, Africa (Tunisia, South Africa, Algeria and Morocco), and the Americas (Mexico, Argentina, Chile and Brazil) (Barbera et al., 1995; Basile & Foti, 1996; De Andrade-Ferreira, Valencia-Bispo, Rocha-Filho, Antas-Urbano, & Ferreira-Costa, 2013; Carmen Sáenz, 2006). In most of these countries, the plant is used mainly for fruit production (Clemente Gallegos-Vázquez & Méndez-Gallegos, 2000; Clemente Gallegos-Vázquez & Mondragón-Jacobo, 2011; Inglese et al., 2002; Reyes-Agüero, Aguirre-Rivera, Carlín-Castelán, & González-Durán, 2009). However, the nopal cladode (NC) is used as a vegetable (Corrales-Garcia et al., 2004; Gallegos-Vázquez et al., 2006) or fodder (Lima et al., 2013). The plant has also been useful for soil conservation (De Andrade-Ferreira et al., 2013; Feugang, Konarski, Zou, Stintzing, & Zou, 2006).

There are several reports regarding nopal cladode field production. In reports based on dry mass, cladode yield ranged from 3.1 to 47.3 t ha⁻¹ a⁻¹ (Dubeux Jr et al., 2006; Flores-Hernández et al., 2004; Garcia-de Cortázar & Nobel, 1991; Inglese et al., 2002; Nobel et al., 1992). In the case of studies based on wet mass, cladode yield varied from 176.8 to 381.6 t ha⁻¹ a⁻¹ (Orona-Castillo et al., 2003; Valdez-Cepeda et al., 2003; Vazquez-Alvarado & Gallegos-Vazquez, 1998). Yield differences are mainly linked to variety, site, planting density, fertilization rate, irrigation regime and harvest date.

It has been recognized that *O. ficus-indica* cladodes have potential value for bioenergy production for ethanol, biodiesel or methane. Different research teams (Kuloyo et al., 2014; Santos et al., 2016; Yang et al., 2015) have reported that *O. ficus-indica* has potential for the production of second-generation ethanol due to having a low lignin content and interesting concentrations of cellulose and hemicelluloses. Nopal seeds have a small amount of oil (Ennouri, Evelyne, Laurence, & Hamadi, 2005b; Ramadan & Mörsel, 2003), around 100 mg kg⁻¹ in dry basis, making them a potential source for biodiesel production through extraction and trans-esterification. Additional efforts have been made using cactus cladodes for methane production. Uribe et al. (1992) reported a laboratory batch biogas production of 70.5 mL g⁻¹ Total Solids (TS) for co-digestion of cactus

cladodes and cow manure at a ratio of 75:25 respectively. Méndez-Gallegos et al. (2010) indicated a methane yield of 501.1 mL g⁻¹ Volatile Solids (VS). Different values were reported by Jigar et al. (2011), who, based on batch laboratory digesters, concluded that the co-digestion of cactus cladodes and cow manure at a ratio of 25:75 respectively maximizes methane production with a methane yield value of 123.5 mL g⁻¹ VS. Recently, Caballero-Nolasco (2016), working with cactus cladodes and cow manure in co-digestion in semi-continuous 10-L laboratory reactors, reported a methane yield of 245.6 mL g⁻¹ VS. This amount was obtained using a 75:25 cactus cladode:cow manure ratio under mesophilic conditions. Although there are also some cases in the industrial sector where the production of methane from cactus cladodes in Mexico and Chile have been reported, the yields are not presented in detail (Aké-Madera, 2014; Hernández, 2016; SAGARPA, 2016; Wayland Morales, n.d.; Wong, 2015; Wong & San Juan, 2015). Another approach for using plants with Crassulacean Acid Metabolism (CAM) could be the combination of bioenergy and solar photovoltaic energy production systems (Cushman, Davis, Yang, & Borland, 2015; Ravi, Lobell, & Field, 2014).

Zika and Erb (2009) reported that arid and semi-arid areas in the world cover 15.5 and 22.5 million km² respectively. Thus, there is a remarkable potential for using CAM plants, which are highly water-use efficient crops. Since nopal has a CAM, it is a suitable candidate for expanding production into semi-arid marginal lands (N. a. Owen, Fahy, & Griffiths, 2015; Yang et al., 2015). Cushman et al. (2015), referring to CAM plants, indicated the production of crops used for both biofuels and food can be expanded, in part, by the development of drought-tolerant bioenergy feedstocks; consequently, these can be grown in an environmentally responsible manner on abandoned agricultural lands where traditional food crops are typically not cultivated. Thus, depending on the prevailing social and economic conditions, nopal can be used as food, bioenergy feedstock, or even the combination of the two. Mason et al. (2015) reported that it could be possible to achieve 5 PW·h from CAM plants, which would require somewhere between 1 million and 3.75 million km² of available semi-arid land, depending on the yield and biogas production assumptions used. This amount of energy is similar to the 5.1 PW·h of electricity that is produced annually in the world using natural gas, and more than 50 % of that produced

by coal (IEA, 2016). In this context, CAM plants could help reduce fossil fuel emissions, which in 2010 reached 32 Gt CO₂, accounting for 65 % of world emissions (IPCC, 2014).

In order to evaluate the feasibility of using CAM plants, and in particular NCs, as bioenergy sources, it is important to quantify the environmental impacts associated with this process (Lijó et al., 2014). In this context, Life Cycle Assessment (LCA) can be applied to assess the impact of biogas generation on the environment which will lead to better decisions pertaining to environmental protection (Góralczyk, 2003). LCA is an analysis method designed to evaluate input, output and potential environmental impacts of a product or process starting from raw material extraction, through production and use, to an end-of-life scenario (ISO, 2006). LCA has been used to study biogas production with several substrates, such as animal slurry, manure, and industry, urban and municipal solid wastes (Mezzullo et al., 2013; Ozeler et al., 2006; dos Santos et al., 2016; Tufvesson et al., 2013; Zhang et al., 2013). In recent years, LCA has been applied to analyze the environmental development of energy crops, in particular those used for methane production (Bacenetti, Negri, Fiala, & González-García, 2013; Jury, Benetto, Koster, Schmitt, & Welfring, 2010; Lijó et al., 2014; Pacetti, Lombardi, & Federici, 2015). In these studies, the common conclusion is that the fertilizer application in the crop is a key factor in emission levels. Additionally, field emissions are also influenced by soil type, crop, climatic conditions and agricultural management practices. The experimental evaluation of these factors is not usually included in LCA studies due to financial and time constraints (Brentrup, Kiisters, Lammel, & Kuhlmann, 2000).

Taking into consideration the previous reports, and since there are no reported LCAs on co-digestion of NC and dairy cow manure (DCM), the aim of the present work was to assess the environmental impact and energy balance of the process, which allowed identifying potential opportunities to reduce the environmental impacts resulting from the use of this CAM plant as feedstock. The work was strengthened by the use of experimental results, such as crop emissions measured on site and methane production quantified in continuous laboratory-scale digesters. Additional values used in this study were obtained from the relevant literature.

4.2. Materials and methods

Taking into consideration the potential that CAM plants have for alternative energy production, NC was used as a model to explore the advantages and drawbacks of using this kind of plant as a feedstock for bioenergy. The case study was based on biogas production from NC and DCM co-digestion, using a covered lagoon anaerobic digester. The digester characteristics were taken from one located in “Rancho la Hondonada”, Queretaro, Mexico (Figura 17) (González-Rangel, 2011). LCA was used to identify the activities with the greatest environmental impact and to define specific improvement opportunities.



Figura 17. Anaerobic digesters of “Rancho la Hondonada”, Queretaro, Mexico.

The system boundaries of the life cycle for each scenario are presented in (Figura 18). In the present study the functional unit selected was 1 MJ of bioenergy produced. For greater clarity, the inputs to the inventory were detailed according to the annual requirements. The production and local transportation of the inputs were also considered within the

system, while the material acquisitions, manufacture and transportation of equipment, both agricultural and that used in the biogas production, were left outside of the system boundary due to their minimal impact per unit of biogas created over the lifetime of the equipment (Hijazi, Munro, Zerhusen, & Effenberger, 2016). Moreover, the inputs, emissions and fuel used during crop establishment were not considered based on the same criteria, because, according to previous tests (data not shown), crop establishment activities contributed less than 1 % of the emissions over the crop's lifespan. The human labor energy was not considered in this study.

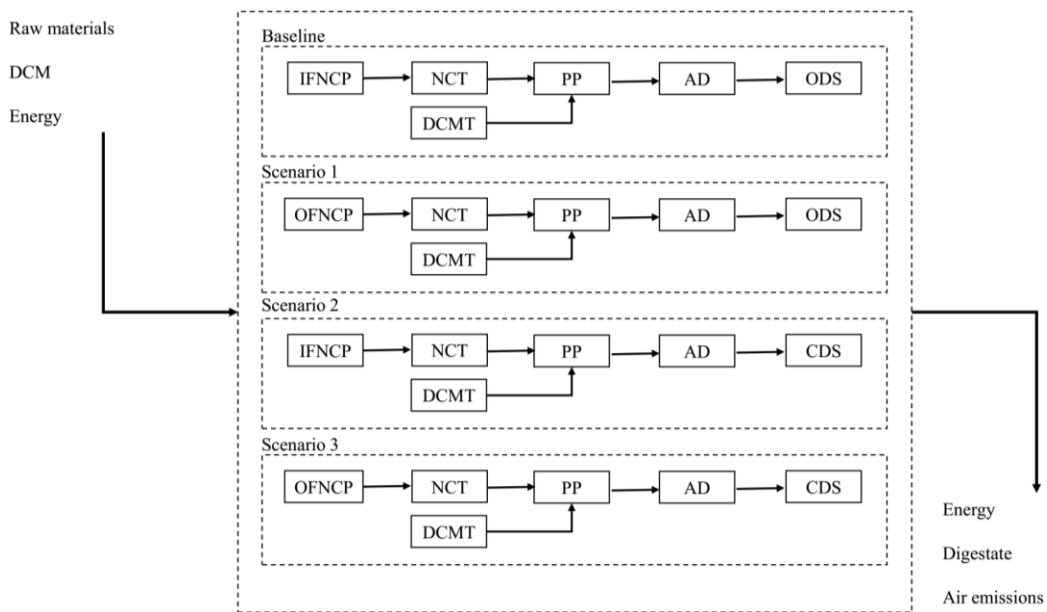


Figura 18. Scenarios and system boundaries. IFNCP: inorganically-fertilized nopal cladode production; OFNCP: organically-fertilized nopal cladode production; NCT: nopal cladode transportation; DCMT: dairy cattle manure transportation; PP: pre-processing (size reduction, filtration, mixing and feeding); AD: anaerobic digestion; ODS: open digestate storage; CDS: covered digestate storage.

Along with biogas, the anaerobic digestion process produces a biologically stable and high-value fertilizer product, the digestate, which can be used as an alternative to mineral fertilizers (Koszel & Lorencowicz, 2015; Riva et al., 2016). However, in this study, no allocation procedures were contemplated, because the generation, transparency and

comparability of data were the focus of this research. Furthermore, allocation methods give quantitatively different results, which can affect both comparison and compliance (McManus et al., 2015; Wang, Huo, & Arora, 2011).

4.2.1. Scenarios

4.2.1.1. Baseline

Nopal cladode production

Nopal is a perennial crop with a 20-year lifespan. Crop establishment involved harrowing and plowing the field prior to planting. The nopal was allowed to grow for one year until reaching its productive stage, during which time fertilization and pest and disease control measures were conducted. The major annual field management operations undertaken were fertilization, weed control and pest and disease control. The fertilization source was an inorganic fertilizer compound (N-P-K) in which urea, potassium chloride and triple superphosphate were the basis of these elements. The harvest was done manually. NC field operations and annual yield volumes were constant throughout the crop's lifespan. The cropping area for supplying the anaerobic digester was determined on the basis of the digester's annual NC requirements and annual NC yield volume.

Biogas production

After harvest, the NCs were transported from the field site to the anaerobic digester. NCs were ground and filtered and then mixed with DCM at a 75:25 (NC:DCM) ratio (w/w); the total solids were fixed at 3 % using water for dilution. The mixer system included an axial mixer. The mixture was fed into a 250 m³ anaerobic digester, which was operated in semi-continuous mode, feeding it once a day. The feed mixture flow was adjusted to achieve a 30-d Hydraulic Retention Time (HRT). The anaerobic digester was operated under mesophilic conditions. Fifty percent of the digester liquid was recirculated daily by pumping. The effluent was discharged and stored in an open 120 m³-capacity tank.

Scenario 1

In the first NC production scenario, inorganic fertilizer was substituted for DCM generated at the dairy farm. DCM is a residue of dairy production activity, and hence its production was not taken into account; only transportation and direct field emissions were considered.

Scenario 2

In the second scenario, a roof was installed to collect and recover the methane generated during digestate storage.

Scenario 3

In the baseline, NC production was done with an inorganic fertilization source and the digestate was stored in an open tank. In this scenario, organic fertilizer was used and the digestate storage tank was covered.

4.2.2. Data collection and modelling

Inventory data were developed based on experimental data and complemented with suitable data from the literature and the GREET database (Argonne National Laboratory, 2015). The inputs for IFNCP and OFNCP were based on data from two experimental plots established in 2015, under organic (Colon, Qro., Mexico) and inorganic fertilization (Chapingo, Mex., Mexico). Fuel consumption associated with the transportation of agrochemicals, NCs and DCM was estimated using data for the selected vehicle obtained from the National Ecology Institute of Mexico (INE-DGICURG-DICA, 2005). These data are presented in Cuadro 4.

Cuadro 4. Parameters for fuel consumption and vehicle emissions.

Vehicle	Capacity kg	CO g km ⁻¹	NO _x g km ⁻¹	SO ₂ g km ⁻¹	CH ₄ g km ⁻¹	N ₂ O g km ⁻¹	CO ₂ g km ⁻¹	Fuel consumption L km ⁻¹
LDGT1*	1,700	38	1.1	0.05	0.035	0.236	396	0.1033
HDDV8b**	16,000	22	25	0.3	0.04	0.025	987	0.4144

Source: based on INE-DGICURG-DICA (2005)

*LDGT1=Light duty gasoline truck 1

**HDDV8b=Heavy duty diesel vehicle

It was assumed that the NCs and DCM were transported by road with a HDDV8b vehicle considering 5.0 and 0.5 km of distance, respectively. All other inputs (including synthetic fertilizers, herbicides and pesticides) were assumed to be transported 15 km from the local market to the farm using a LDGT1 vehicle. Additionally, when DCM was a fertilizer source it was transported 5.0 km from farm to field by HDDV8b vehicle.

The biogas production inputs and biogas yield volumes were modelled from data obtained in a 10-L anaerobic digester, which was operated with the identical technical parameters mentioned above. The electricity consumption for size reduction was estimated by taking the power consumption, time and capacity of the equipment used into consideration (5.2 kW, 1.1 h and 2500 kg h⁻¹ respectively). The energy required for mixing, feeding and recirculating was calculated by an energy balance performed in the covered lagoon anaerobic digester located in “Rancho la Hondonada” (Colon, Qro., Mexico). Energy requirements for fertilizer, herbicide and pesticide production were taken from the GREET database (Argonne National Laboratory, 2015).

4.2.3. Emission estimates

The emissions associated with raw material production (fertilizers, pesticides, herbicides and fuels) were also taken from the GREET database (Argonne National Laboratory, 2015). The emission data due to electricity production were taken from the study by Santoyo-Castelazo et al. (2011). The emission data due to transportation (Cuadro 4) were taken from the National Ecology Institute of Mexico (INE-DGICURG-DICA, 2005).

The dinitrogen monoxide (N₂O) and methane (CH₄) emissions from the soil used for IFNCP and OFNCP were experimentally measured using the static chamber method (Hutchinson & Mosier, 1981), and the results are summarized in Cuadro 5. Carbon dioxide (CO₂) was not taken into consideration because there was no statistical difference with the control (data not shown). Ammonia (NH₃) and the additional nitrogen oxides (NO_x) were estimated according to Nemecek and Schnetzer (2012). The methane emissions related

to digestate storage were calculated by using the results obtained by Baldé et al. (2016), who reported an average emission of 0.27 gCH₄ kg_{VS}⁻¹ d⁻¹.

Cuadro 5. Direct field emissions during nopal cladode production.

	CH ₄ (g CH ₄ ha ⁻¹ a ⁻¹)	N ₂ O (g N ₂ O ha ⁻¹ a ⁻¹)
IFNCP	661.50	375.80
OFNCP	-1,314.60	636.00

4.2.4. Life cycle inventory

The data for crop characteristics and NC, DCM and digestate physic-chemical characteristics, and biogas methane content are presented in Cuadro 6. The inputs and outputs of each scenario are detailed in Cuadro 7.

Cuadro 6. Technical characteristics of crop, physicochemical parameters of NC, DCM and the digestate, and biogas methane content.

Parameter	Units	Quantity
NC production		
Density	plants ha ⁻¹	22,988
Plant	Variety	Milpa Alta
Yield (IFNCP)	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	263,710
Yield (OFNCP)	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	417,130
Nopal cladode		
Total solids	g kg ⁻¹	70
Volatile solids	g kg ⁻¹	56
DCM		
Total solids	g kg ⁻¹	168
Volatile solids	g kg ⁻¹	130
Ammonium_N	%	0.159

Total C	%	4.257
Total N	%	0.400
Digestate		
Total solids	g kg ⁻¹	22
Volatile solids	g kg ⁻¹	0.364
Biogas		
Methane content	%	60

Data obtained experimentally.

Cuadro 7. Material and energy inventory of inputs and outputs (per year).

Parameter	Unit	Baseline	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
NC production					
Inputs					
Materials					
Fertilizers					
Urea	kg a ⁻¹	255.8		255.8	
Triple superphosphate	kg a ⁻¹	118.3		118.3	
Potassium chloride	kg a ⁻¹	184.3		184.3	
Dairy cattle manure	kg a ⁻¹		86,850.0		86,850.0
Herbicides					
Atrazine	kg a ⁻¹	16.5		16.5	
Insecticide	kg a ⁻¹	16.5		16.5	
Fuel					
Gasoline	L a ⁻¹	3.1		3.1	
Diesel	L a ⁻¹		24.9		24.9
Energy					
Agrochemical transportation	MJ a ⁻¹	97.5		97.5	
DCM fertilizer transportation	MJ a ⁻¹		886.8		886.8
Outputs					
Nopal cladode	kg a ⁻¹	726,066.3	726,066.3	726,066.3	726,066.3
Transport					
Inputs					

Materials						
Fuel						
Diesel	L a ⁻¹	197.3	197.3	197.3	197.3	
Energy						
DCMT	MJ a ⁻¹	236.5	236.5	236.5	236.5	
NCT	MJ a ⁻¹	6,798.9	6,798.9	6,798.9	6,798.9	
Biogas production						
Inputs						
Materials						
NC	kg a ⁻¹	726,066.3	726,066.3	726,066.3	726,066.3	
DCM	kg a ⁻¹	242,022.1	242,022.1	242,022.1	242,022.1	
Water	L a ⁻¹	2,073,578.3	2,073,578.3	2,073,578.3	2,073,578.3	
Energy						
Electricity						
Size reduction and filtering	MJ a ⁻¹	5,436.8	5,436.8	5,436.8	5,436.8	
Mixing	MJ a ⁻¹	3,311.0	3,311.0	3,311.0	3,311.0	
Feeding	MJ a ⁻¹	1,455.8	1,455.8	1,455.8	1,455.8	
Recirculated	MJ a ⁻¹	18,067.5	18,067.5	18,067.5	18,067.5	
Outputs						28,271.1
Biogas	m ³ a ⁻¹	300,688.8	300,688.8	300,688.8	300,688.8	
Digestate	kg a ⁻¹	3,034,406.0	3,034,406.0	3,034,406.0	3,034,406.0	

4.2.5. Life cycle impact assessment

The impact categories considered in this study were: global warming potential (GWP), acidification potential (AP) and eutrophication potential (EP). The category indicators used are presented in Cuadro 8. The impact categories were then characterized using Open LCA v1.4.2 (GreenDelta, 2015), an open source software for LCA and sustainability assessment.

Cuadro 8. Impact categories and impact factors.

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	NO _x	SO ₂ /SO _x	NH ₃	HCl
¹ GWP ₁₀₀ (g CO ₂ -eq · g ⁻¹)	1	28	265				
² AP (g SO ₂ -eq · g ⁻¹)				0.7	1	1.88	0.88
² EP (g PO ₄ ³⁻ -eq · g ⁻¹)				0.13		0.35	

¹IPCC; ²Hauschild & Wenzel (1988) presented by Bernesson et al. (2006)

The energy balance was reported in terms of the Energy Return On Investment (EROI), a concept which was developed by Hall et al. (2009). This approach indicates the energy efficiency of a process and is calculated as shown in **Equation 1**. When the EROI of a resource is greater than one it can be classified as a net energy producer, whereas when the EROI is equal to or less than one, the resource is a net energy consumer.

$$EROI = \frac{\text{Renewable energy produced}}{\text{Total energy consumed}} \quad (1)$$

4.3. Results and discussion

4.3.1. Energy analysis

The results of the energy efficiency, assessed using EROI, of the different scenarios are presented in Figura 19, along with the values of the reference systems reported in the literature (Aitken, Bulboa, Godoy-Faundez, Turrion-Gomez, & Antizar-Ladislao, 2014; Pierie et al., 2015; Wu et al., 2016). Theoretically, EROI needs to be at least greater than one, although a value of three is recommended as a minimum for a process to be considered energetically sustainable (Hall et al., 2009), since below this the energy efficiency becomes questionable. According to the results, the EROI of the baseline and

the three scenarios was greatly superior to the recommended minimum value of three. In addition, the three scenarios presented better energy performance than the baseline.

The change in NC production from inorganic to organic enhanced the EROI by 49 %, whereas the incorporation of a digestate storage tank (Scenario 2) increased the EROI by only 16.5 %. The Scenario 3 had an EROI 53 % greater than the baseline, having the positive effect of Scenario 1 and Scenario 2.

In the three reference systems obtained from the literature, two of them (biogas through anaerobic digestion of macroalgae, and biogas from co-digestion of human feces-corn straw) had an EROI below the recommended minimum. By contrast, all four scenarios in our study were above the minimum level. Furthermore, Scenario 1 and Scenario 3 provided an EROI higher than the value of the biogas produced from straw and cow manure co-digestion, which was 10.9.

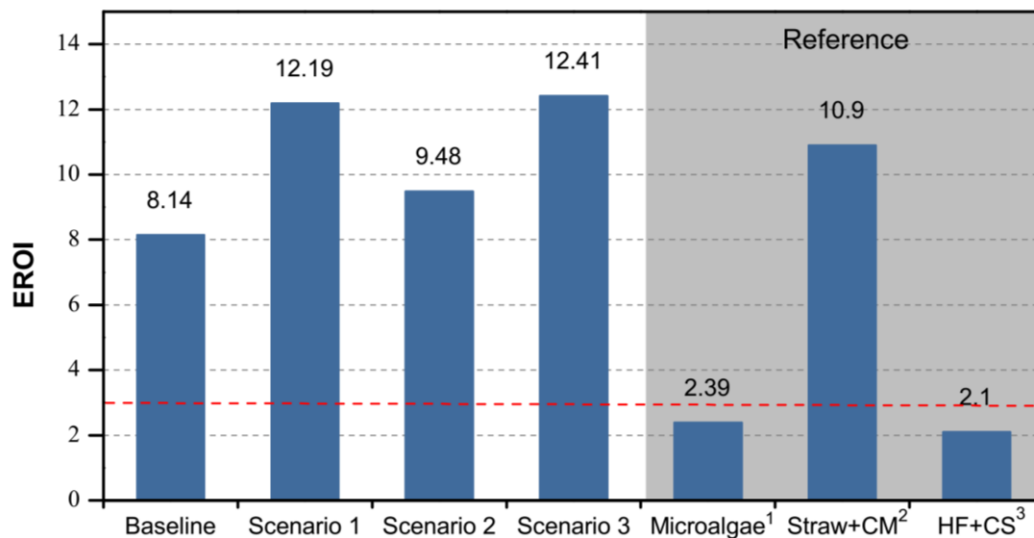


Figura 19. EROI values for the baseline, the different scenarios and the references from the literature (Note 1 - reference values plotted correspond to the best result of each study). CM: cow manure; HF: Human feces; CS: corn straw. Source: ¹ Aitken et al. (2014), ² Pierie et al. (2015) and ³ Wu et al. (2016). (Note 2 – the EROI plotted for HF+CS was calculated from scenario 3 of the referenced study, without considering biogas upgrading and waste management and using the low heat value reported by Edwards et al. (2013)).

The cumulative energy demand (CED) of the different scenarios was calculated based on the functional unit selected (1 MJ of bioenergy produced). The specific CED distribution of these scenarios is presented in Figura 20. The contribution of methane, considered as additional energy recovered from digestate storage, is also displayed. It can be seen in Figura 20 that DCM transportation has the lowest energy consumption in the baseline and the three scenarios. On the other hand, the Baseline and IFNCP have the highest specific energy consumption (52 %), which was greatly superior to the 29 % recorded for OFNCP. This difference was mainly due to the displacement of energy consumption during agrochemical production, which accounted for 86 % of the IFNCP's CED.

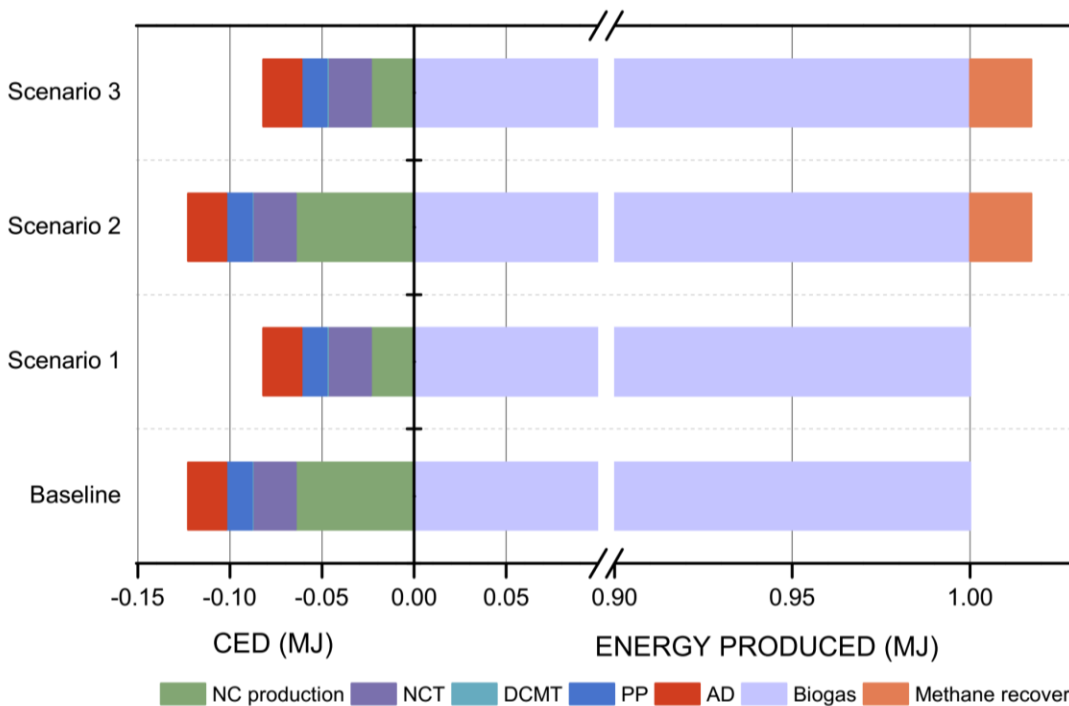


Figura 20. Contribution of each process to the cumulative energy demand (per functional unit).

NCT was the second largest contributor to CED in all scenarios, accounting for between 19 to 28 % of the total. On the other hand, the methane recovered as result of covering the digested storage resulted in a 1.7 % increase in the energy produced, which is equivalent to the energy required for the recirculation process.

4.3.2. Environmental performance

Figura 21 includes the contribution of each process to the system, while Cuadro 1 shows the life cycle impact assessment results for the baseline and the three scenarios.

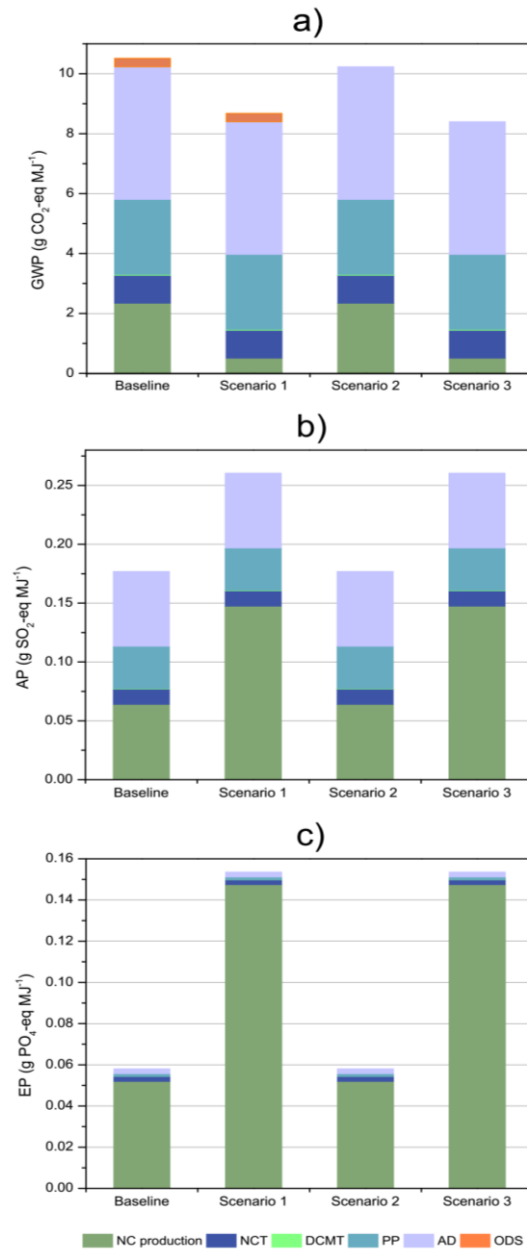


Figura 21. Impact of the biogas production system on the baseline and the scenarios. Impact categories: (a) global warming potential, (b) acidification potential, and (c) eutrophication potential. The stacks represent different phases in the production process.

Cuadro 9. Life cycle impact assessment results.

Impact category	Unit	Baseline	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Global Warming Potential	g CO ₂ -eq · MJ ⁻¹	10.52	8.68	10.23	8.39
Acidification Potential	g SO ₂ -eq · MJ ⁻¹	0.18	0.26	0.18	0.26
Eutrophication Potential	g PO ₄ -eq · MJ ⁻¹	0.06	0.15	0.06	0.15

4.3.2.1. Global warming potential

As shown in Cuadro 9, all scenarios analyzed can provide a reduction in GHG emissions compared to the Baseline. The main influence on the reduction was the use of DCM instead of inorganic fertilizers. Regardless of the type of fertilizer, covering the digestate storage tank contributed to reducing the GWP. Biogas production with OFNCP can prevent the emission of 1.83 g CO₂ eq MJ⁻¹, which corresponds to a 17.45 % GWP reduction, while covering the digestate tank resulted in a 2.75 % decrease. The combined effect of OFNCP and CDS resulted in a 20.2 % reduction compared to the baseline.

Figura 21a shows the distribution of GWP by processes. The anaerobic digestion was the major contributor, generating from 42 to 52.7 % of total GWP. This contribution was directly associated with the electricity consumption, mainly due to the pump used to recirculate the digester liquid. When the pre-processing is considered, the GWP caused by the use of electricity increases from 65.8 to 82.45 %. These results agree with those reported by Collet *et al.* (2011), who found that the environmental impacts generated by the production of methane from microalgae are strongly correlated to the electricity consumption involved. Specifically, the impact on the GWP category related to the production and use of electricity accounted for 65 % of the whole process. Van Stappen *et al.* (2016) suggested that these impacts could be reduced through electricity generation from biogas.

4.3.2.2. Acidification potential

In contrast to GWP, the use of inorganic fertilizer to produce NCs was the most favorable in terms of acidification potential. According to the results (Cuadro 9), the substitution of

inorganic fertilizer by DCM (Scenario 1) caused an increase of 83.5 mg SO₂-eq MJ⁻¹, or 47 % compared to the Baseline. This may be mainly due to the association of high ammonia field emissions with the use of manure (Sommer & Hutchings, 2001; Webb, Pain, Bittman, & Morgan, 2010). On the other hand, no differences were observed among scenarios with and without a roof to cover the digestate storage tank, since no additional emissions to methane, which was already considered in GWP, were considered during digestate storage.

The high usage of the national grid for electricity consumption also led to high SO₂-eq MJ⁻¹ emissions from those processes using electricity (Figura 21b). In relation to biomass transportation, NCT emitted 13 mg SO₂-eq MJ⁻¹ in all scenarios, while the transportation of DCM emitted only 0.45 mg SO₂-eq MJ⁻¹.

4.3.2.3. Eutrophication potential

For eutrophication potential, as in the case of acidification potential, no differences were observed among scenarios with and without a roof to cover the digestate tank. The Baseline had the best performance in this category; by contrast, Scenario 1 showed an increase of 165 % above the Baseline caused by the fertilizer source substitution (Cuadro 9). The different contribution processes (Figura 21c) indicated that NC production was the highest contributor to eutrophication potential through ammonia field emissions, which represented between 89.6% and 96% of the total EP in the whole process.

Since the use of DCM in this study had the lowest GWP, but the highest AP and EP, it is necessary to search for alternatives aimed at reducing ammonia emissions. For example, (Sommer & Hutchings, 2001) proposed that the manure should be incorporated into the soil immediately after its application. On the other hand, (Webb et al., 2010) recommend injecting the slurry to depths which increase the diffusion path to the soil surface, leading to the majority of denitrified N being emitted as N₂ in order to avoid increasing N₂O emissions.

4.3.3. Impact categories comparison with other studies

Several LCA studies focused on biogas production systems have been conducted throughout the world (Hijazi et al., 2016). Nonetheless, comparing the results of the present study with those in the literature is not easy, due to differences in the number of variables, scope, functional unit, allocation methods and geographical regions (Bacenetti, Sala, Fusi, & Fiala, 2016; Fusi, Bacenetti, Fiala, & Azapagic, 2016). Thus, the environmental impact results were compared only to the impacts for the generation of biogas through different feedstocks (distiller's waste, rapeseed cake, whey permeate, fodder milk, bakery residues, sugar beets+tops+leaves, ley crops, maize, organic household waste, food industry waste, liquid manure and maize silage+rye silage+liquid manure) reported by Börjesson, Tufvesson, & Lantz (2010), Hahn, Hartmann, Böhle, & Wachendorf (2015), and Tufvesson, Lantz, & Börjesson (2013). Figura 22 shows a summary of these studies.

As can be observed in Figura 22, the results obtained for GWP in this study were lower than in those that used energy crops as feedstock. However, when the GWP of this study is compared with that of studies that use residues as feedstock, the values are similar. This can be explained mainly by a higher annual NC yield per hectare compared to the other energy crops, which coincides with the findings reported by other authors (Aitken et al., 2014; Pål Börjesson et al., 2010; PI Börjesson & Tufvesson, 2011).

The AP estimated in this study was higher than that reported in the other studies presented in Figura 22. The AP category values in our study are only surpassed by the results reported by Hahn et al. (2015), using maize silage with rye silage and liquid manure as feedstock.

The AP estimated in this study was higher than that reported in the other studies presented in Figura 22. The AP category values in our study are only surpassed by the results reported by Hahn et al. (2015), using maize silage with rye silage and liquid manure as feedstock.

For the comparison of EP, the results obtained here can be divided into two groups; the higher values were obtained using DCM as fertilizer and the lower ones using inorganic fertilizer. Thus, the use of DCM gave the highest EP among the analyzed studies, while the EP with inorganic fertilizer is only lower than the data reported by Börjesson et al., (2010) for maize, and Hahn et al. (2015) for maize silage with rye silage and liquid manure.

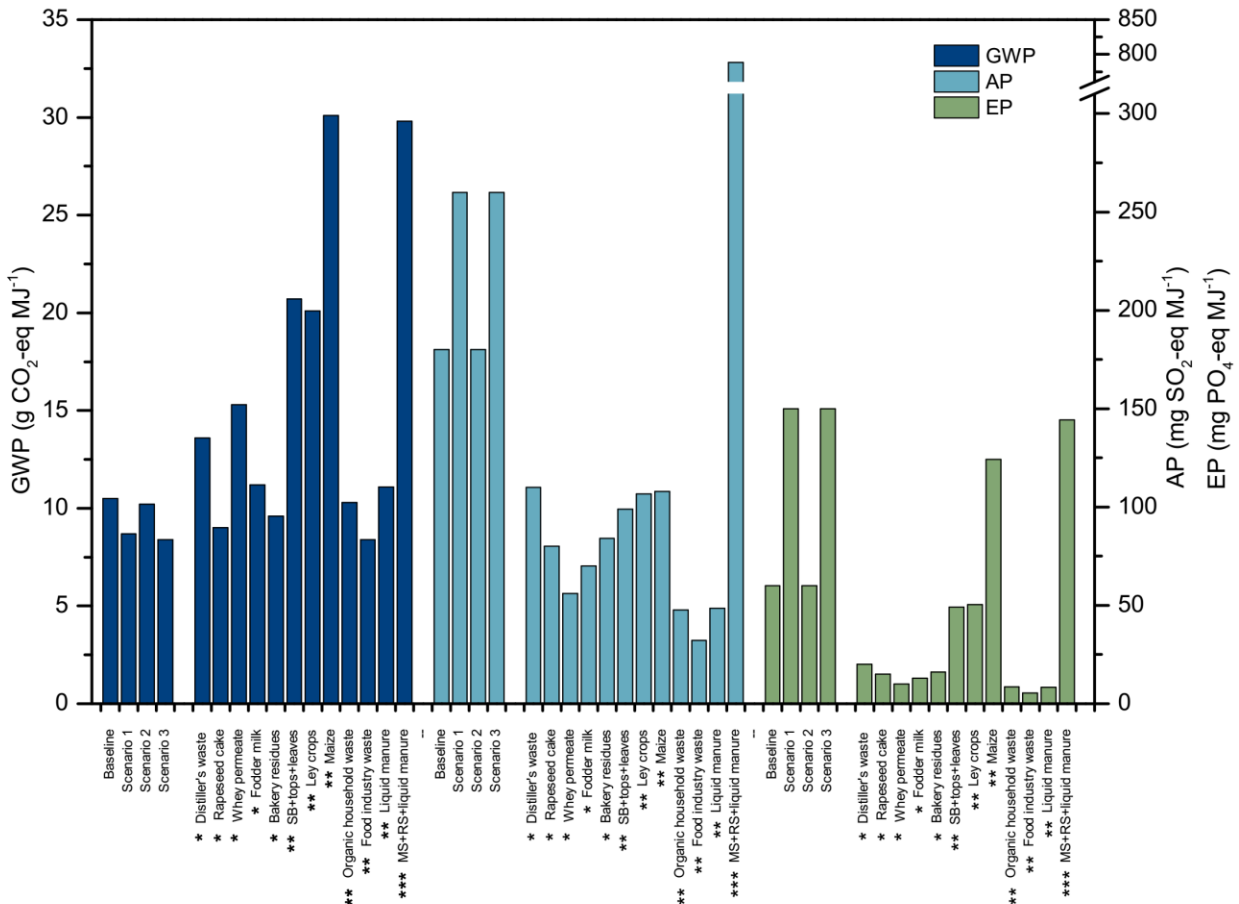


Figura 22. Comparison of the impact category results of this study with those of different LCA studies. SB: sugar beets; MS: maize silage; RS: rye silage. Source: *Tufvesson, Lantz, & Börjesson (2013), **Börjesson, Tufvesson, & Lantz (2010), ***Hahn, Hartmann, Bü

4.3.4. Sensitivity analysis

Previous LCA studies have shown that there are several parameters that give uncertainties during the LCA performed. However, since this study was based on experimental data, both in biomass production and in the conversion phase, these uncertainties can be assumed low under the conditions studied (Pål Börjesson, Prade, Lantz, & Björnsson, 2015). However, since nopal is a perennial crop, the climatic conditions of each particular year can strongly influence the biomass yield. Thus, taking into consideration that the NC yield presented in this study was from the first year of production, and that the yield is expected to increase until the third year when it stabilizes, a sensitivity analysis was performed based only on a variation in the NC yield. The NC yield variation was $\pm 50\%$ for both IFNCP and OFNCP, obtained experimentally using inorganic fertilizer or DCM. The results are illustrated in Cuadro 1.

Cuadro 10. Sensitivity analysis results for the yield variation.

	Δ GWP	Δ AP	Δ EP
Nopal cladode production yield (-50%)			
Baseline	16.34%	34.85%	89.04%
Scenario 1	3.65%	55.89%	95.79%
Scenario 2	16.80%	34.85%	89.04%
Scenario 3	3.77%	55.89%	95.79%
Nopal cladode production yield (+50%)			
Baseline	-7.32%	-11.98%	-30.07%
Scenario 1	-1.22%	-18.62%	-31.92%
Scenario 2	-7.52%	-11.98%	-30.07%
Scenario 3	-1.26%	-18.62%	-31.91%

According to the results, the NC yield had a negative correlation with all environmental impacts, although the change in the impact is not directly proportional to the NC yield variation.

For the GWP impact category, when the NC yield decreased 50 % the GWP value increased between 3.7 – 16.8 %, with the scenarios involving the use of organic fertilizer being the most affected. When the NC yield increased by 50 %, the GWP decreased between 1.2 – 7.3 %. When the NC yield decreased 50 %, the AP and EP impact category values increased in a range of 34.8 – 55.8 % and 89 – 95.7 %, respectively. Contrary to GWP, the scenarios with the use of inorganic fertilizers were the most affected when the NC yield decreased.

4.4. Conclusions

According to the results, the EROI for the baseline was 8.14, whereas for the three scenarios it ranged from 9.48 to 12.41; all of these values are considerably higher than the recommended minimum value (3.0). Based on the results, the highest specific energy consumption was for inorganic fertilizer production, followed by NCT.

In reference to environmental performance, all scenarios analyzed can provide a reduction in GWP compared to the baseline. By contrast, for AP and EP no differences were observed among scenarios with and without a roof to cover the digestate tank. The results suggest that the main contributor to AP and EP is the use of DCM as the fertilizer source. Therefore, the system using inorganic fertilizer had a better environmental performance in these impact categories.

Capítulo 5. Factibilidad económica de la producción de bioenergía a partir de nopal

Resumen

Los impactos negativos de los energéticos convencionales sobre el medioambiente justifican la investigación y desarrollo de fuentes energéticas renovables como la proveniente de la biomasa. Este estudio evaluó la factibilidad económica del nopal como cultivo energético en México y específicamente para la producción de biogás. Adicionalmente se analizaron tres diferentes vías de aprovechamiento del biogás: i) calor, ii) electricidad y iii) biometano. El análisis de costos y beneficios se realizó con base en un digestor anaeróbico de 250 m³ de capacidad. El costo del nopal se estableció como el costo de oportunidad del mismo respecto a su aprovechamiento como verdura. Los resultados mostraron que el calor fue la vía de aprovechamiento con menor inversión requerida (\$1,163,110), contrariamente la electricidad representó la tecnología con mayor inversión, sin embargo, esta última fue la que mayores beneficios generó. El costo de inversión en el establecimiento de la plantación requiere entre el 30 y 45 % de la inversión total. Los beneficios obtenidos son suficientes para cubrir el costo de conversión a bioenergía en todos los escenarios analizados, sin embargo, resultan insuficientes para recuperar el costo de oportunidad del nopal.

Palabras clave: costos, beneficios, créditos de carbono, digestato, bioenergía.

5.1. Introducción

La necesidad de mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) es uno de los principales motivos para indagar en novedosas fuentes de energía con emisiones de carbono neutras o bajas, como las fuentes de materia orgánica. Sin embargo, generalmente estos proyectos no son económicamente viables comparados con los recursos energéticos tradicionales como los fósiles; y por lo tanto requerirán de apoyos económicos y/o políticas públicas adecuadas para asegurar la factibilidad económica. Los principales instrumentos ampliamente adoptados para fomentar la producción e incrementar el consumo de estos productos han sido mezclas obligatorias en los

combustibles, exención de impuestos y subsidios (Sorda, Banse, & Kempfert, 2010). También los gobiernos han intervenido en la cadena de producción dando apoyo a la producción de las materias primas u otorgando incentivos para la reconversión energética o para el uso de los productos finales. Sin embargo, los incentivos públicos podrían distorsionar el mercado energético al generar competencia ineficiente frente a cultivos alimenticios para alimentos o ganado o al promover un mayor deterioro de los recursos naturales.

El biogás representa una de las opciones con un creciente interés, pues además de mostrar un alto potencial para la producción de energía y la reducción de GEI (Fruergaard & Astrup, 2011; Ishikawa, Hoshiba, Hinata, Hishinuma, & Morita, 2006; Lacour, Chinese, Alkadee, Perilhon, & Descombes, 2012), también promueve otras dimensiones de desarrollo sustentable especialmente en zonas rurales (Creutzig *et al.*, 2014). El biogás se produce cuando materia orgánica se digiere por un conjunto de microorganismos en ausencia de oxígeno dentro de un reactor, el biogás resultante de este proceso consiste principalmente de metano, dióxido de carbono, y otros gases inertes (Mel, Syamin Hisham Yong, Izan Ihsan, & Hendroko Setyobudi, 2015). También en proporciones menores se pueden encontrar sulfato de hidrógeno y vapor de agua, lo cual provoca que el biogás sea muy corrosivo por lo que es necesario un proceso de purificación.

El nopal (*Opuntia ficus-indica* (L.) Mill) tiene valor potencial para la producción de bioenergía, que junto con su alta producción de biomasa y su capacidad para crecer en condiciones climáticas adversas para la mayoría de los cultivos convencionales, hacen de este un cultivo de interés en la producción de biogás como lo muestran estudios recientes (N. a. Owen *et al.*, 2015; N. A. Owen & Griffiths, 2013; T. do N. Santos *et al.*, 2016; Yang *et al.*, 2015). Aunque la factibilidad económica del nopal como fuente de biomasa con fines bioenergéticos no está disponible en la literatura, es bien conocido que la digestión anaeróbica y el uso de biogás para la producción de energía on-site actualmente no compite económicamente con la energía producida por fuentes fósiles. Por lo que otros tipos de subproductos generados durante la producción toman relevancia para buscar la viabilidad financiera, como el digestato y los bonos de carbono.

En orden de contemplar e integrar los impactos ambientales identificados a través de metodologías como el Análisis de Ciclo de Vida (Iriarte, Rieradevall, & Gabarrell, 2010; Sanz Requena et al., 2011; Siregar, Tambunan, Irwanto, Wirawan, & Araki, 2015) varios autores han propuesto el proceso de monetización, que es, incorporar las externalidades, también llamados costos externos, en el análisis económico (Faaij, Bauen, Meuleman, & Rosillo-Calle, 1996; Menegaki, 2008; Silalertruksa, Bonnet, & Gheewala, 2012). En particular Faaij *et al.* (1996).

A pesar de la dificultad de determinar los valores monetarios de los impactos ambientales y la incertidumbre del proceso de valoración (Longo, Markandya, & Petrucci, 2008), el uso de valores monetarios hace que la estimación de los daños ambientales de los procesos de conversión de energía sea más comprensible en el mercado y por lo tanto más fácil de incorporar en la toma de decisiones.

El objetivo de este estudio fue evaluar la viabilidad económica de la producción y aprovechamiento in situ de biogás obtenido a través de la co-digestión anaeróbica de nopal-estiércol, mediante el análisis de tres diferentes vías de aprovechamiento del biogás, tomando en cuenta los costos y beneficios resultantes en la cadena de producción completa.

5.2. Materiales y Métodos

Para evaluar la factibilidad de la producción de bioenergía empleando nopal como fuente de biomasa, se asumió una granja familiar tipo, que cuanta con acceso a agua y produce estiércol bovino como desecho. Además, requiere energía en forma de calor (para el funcionamiento de los pasteurizadores de leche), electricidad (para la operación de equipos diversos e iluminación) y combustible (para el movimiento de vehículos). De esta manera, la bioenergía producida será para autoconsumo sustituyendo las fuentes energéticas convencionales (gal LP, electricidad de la red nacional o combustible de gasolineras). Esto evita los gastos de comercialización y los procesos de certificación o regulación que se presentarían si se vende a terceros, lo que corresponde a un escenario de mayor valor para la producción de bioenergía.

5.2.1. Descripción de los escenarios

Se analizaron tres posibles rutas de aprovechamiento del biogás producido a partir de la co-digestión anaeróbica de estiércol (S1) y nopal (S2) (Figura 23): i) producción de biogás (V1) que se aprovechará en forma de calor a través de la combustión directa del biogás en las calderas, con la ventaja de que no es necesario el enriquecimiento del biogás; ii) producción de electricidad (V2) en microturbinas de gas, esta tecnología es más cara que otros sistemas de producción de electricidad como las plantas de calor y energía, sin embargo, tiene una mejor eficiencia energética y mayor flexibilidad en operación por tolerar componentes traza y diferentes contenidos de metano; iii) producción de biometano (V3) para uso automotriz a través del enriquecimiento y compresión del biogás.

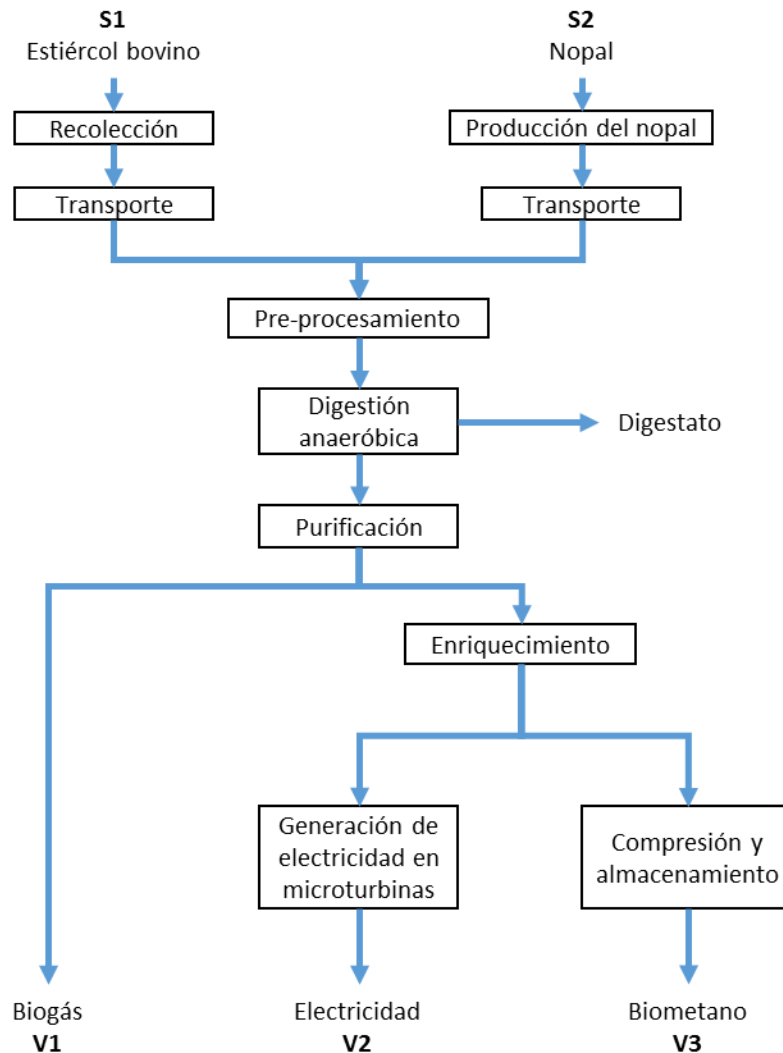


Figura 23. Diagrama de flujo de cada operación unitaria considerada en el análisis para las dos fuentes de biomasa y las tres vías de aprovechamiento.

Dado que este precio del nopal varía en forma inversa con la producción a lo largo del año (Figura 24), se consideraron dos grupos de escenarios. En el primer grupo de escenarios, llamados especializados, la totalidad de la producción de nopal se destina a la producción de bioenergía. En el segundo grupo de escenarios, denominados mixtos, solo se utiliza el nopal como materia prima en los meses que tiene precio bajo (de octubre a febrero); el resto de los meses se utilizaría estiércol como materia prima.

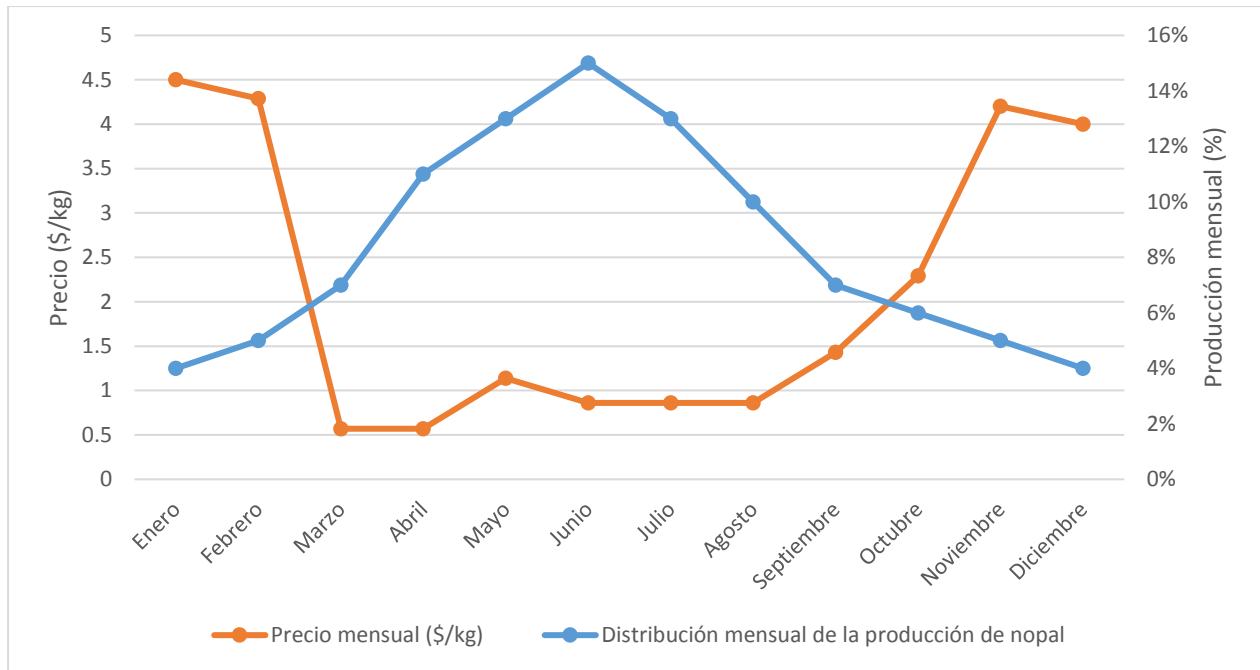


Figura 24. Distribución anual de la producción de nopal y estacionalidad del precio.

La producción de biogás diaria estimada para los diferentes escenarios se presenta en la Figura 25. En los escenarios especializados la generación de biogás es constante durante el año, sin embargo, el cambio de alimentación en los escenarios mixtos genera una perturbación en el sistema que provoca una reducción en la producción de biogás durante los meses alimentados únicamente con estiércol.

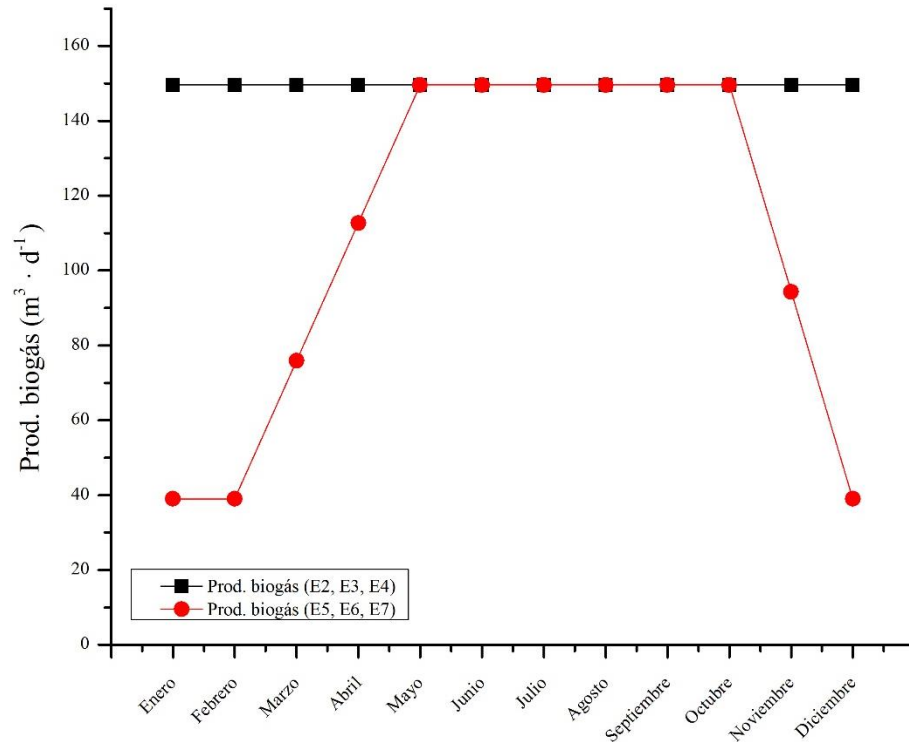


Figura 25. Producción de biogás

5.2.2. Costos de producción

5.2.2.1. Costos de la materia prima

El costo de la biomasa se consideró igual a su costo de oportunidad. En el caso del nopal el costo de oportunidad fue el volumen requerido de nopal por el precio en el mercado de nopal fresco, exceptuando los costos asociados a la comercialización. Por otro lado, el costo de oportunidad del estiércol se consideró igual a cero por tratarse de un residuo generado en la granja.

5.2.2.2. Costo de establecimiento del cultivo de nopal

Los costos del establecimiento de la plantación fueron calculados para 3 ha (superficie requerida para satisfacer las necesidades de alimentación del biodigestor) y se realizó sumando los elementos relativos a la preparación del terreno, fertilización, control de plagas y enfermedades, control de malezas, costo de la planta y plantación.

5.2.2.4. Costos de conversión de bioenergía

Los costos de conversión de bioenergía incluyeron la mano de obra y el mantenimiento de los equipos, el costo del agua no se consideró por ser un insumo disponible en la granja. Se consideró un digestor de laguna cubierta de 250 m³ de capacidad. Los costos de instalación de la planta de conversión incluyen el costo de los equipos, el costo de la construcción de obra civil, así como los materiales necesarios (cemento, varilla, tabique, arena, grava).

5.2.2.5. Costo de mantenimiento y operación

El costo de mantenimiento fue calculado como el 1.5% de la inversión total de la planta, lo cual es acorde a la literatura (Caputo, Palumbo, Pelagagge, & Scacchia, 2005).

El costo de operación fue determinado como la suma de los costos de mano de obra, el costo de insumos y materias primas. El estiércol no se consideró un costo adicional bajo el supuesto de que la planta de producción está integrada a industrias productoras de lácteos.

5.2.3. Evaluación de los beneficios

Para analizar los beneficios del uso de biogás empleamos la metodología descrita por Sinha y Kandpal (1990) con ligeras modificaciones adaptándolo a las condiciones de nuestro estudio. Los beneficios derivados del uso del biogás fueron evaluados en términos del valor monetario del recurso energético remplazado. Por lo tanto, en los escenarios donde el uso final del biogás es la producción de calor la evaluación de los beneficios ($B_{h,a}$) se realizó con base en el valor de gas LP desplazado. La ecuación 2 muestra la expresión matemática:

$$B_{a,h} = 365V\eta_h \frac{Q_m}{Q_{lp}} p_{lp} \quad \text{Ecuación (2)}$$

Donde:

$B_{a,h}$ = beneficio anual por remplazo de gas LP (\$)

V = volúmen diario de biogás producido (m^3)

η_h = fracción de metano contenido en el biogás

Q_m = valor calorífico del metano ($MJ \cdot m^{-3}$)

Q_{lp} = valor calorífico del gas LP ($MJ \cdot m^{-3}$)

p_{lp} = precio del gas LP ($\$ \cdot m^{-3}$)

Por su parte, la gasolina fue el energético de referencia en los escenarios donde el biogás es aprovechado como combustible para vehículos. Obteniéndose el beneficio a partir de la siguiente ecuación:

$$B_{a,g} = 365V\eta_g \frac{Q_m}{Q_g} p_g \quad \text{Ecuación (3)}$$

donde:

$B_{a,g}$ = beneficio anual por remplazo de gasolina (\$)

V = volumen de producción diaria de biogás (m^3)

η_g = fracción de metano contenido en el biogás purificado

Q_m = valor calorífico del metano ($MJ \cdot m^{-3}$)

Q_g = valor calorífico de la gasolina ($MJ \cdot m^{-3}$)

P_g = precio de la gasolina ($\$ \cdot m^{-3}$).

En los escenarios donde el uso del biogás fue la generación de electricidad el beneficio se calculó con la siguiente ecuación:

$$B_{a,e} = 365 E p_e \quad \text{Ecuación (4)}$$

donde:

$B_{a,e}$ = beneficio por el remplazo de energía eléctrica (\$)

E = generación diaria de electricidad (kWh)

p_e = precio de la electricidad (\$ · kWh⁻¹).

5.2.3.1. Valoración del digestato

El digestato puede ser usado como alternativa a los fertilizantes químicos en los cultivos agrícolas. Por ello, basamos la valorización en el contenido de nitrógeno, fosforo y potasio presente en el digestato y cuantificado a través de pruebas de laboratorio (ver cuadro). Acorde con (Walekhwa, Lars, & Mugisha, 2014) el beneficio económico (en términos de urea, superfosfato de calcio triple y cloruro de potasio) del digestato puede expresarse como:

$$Dt = 365 V_{Dt} [N_{Dt}(100/46)p_u + P_{Dt}(100/46)p_p + K_{Dt}(100/60)p_k] \quad \text{Ecuación (5)}$$

Donde

Dt = el valor del digestato (\$)

V_{Dt} = la cantidad de digestato generado diariamente (kg)

N_{Dt} = la fracción de nitrógeno presente en el digestato

p_u = el precio de la urea (\$ · kg⁻¹)

P_{Dt} = la fracción de fósforo presente en el digestato

p_p = el precio del superfosfato de calcio triple (\$ · kg⁻¹)

K_{Dt} = la fracción de potasio presente en el digestato

p_k = el precio del cloruro de potasio ($\$ \cdot \text{kg}^{-1}$).

5.2.3.2. Valoración de la mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero

Las externalidades positivas de la sustitución de energías convencionales por el biogás se valorizaron a partir del potencial de mitigación de gases de efecto invernadero.

$$BM = 365 V (e_{ref} - e_b) \cdot TC_{mex} \quad \text{Ecuación (6)}$$

Donde

BM= beneficio por la mitigación de GEI (\$)

V = La bioenergía generada por día (MJ)

e_{ref} = las emisiones de la producción de la energía de referencia ($\text{t CO}_2\text{e} \cdot \text{MJ}^{-1}$)

e_b = las emisiones generadas en la producción de energía en la planta de biogás en ($\text{t CO}_2\text{e} \cdot \text{MJ}^{-1}$)

TC_{mex} = El impuesto a las emisiones de GEI en México en ($\$ \cdot \text{t CO}_2\text{e}^{-1}$)

5.3. Resultados y discusión

5.3.1. Inversiones necesarias

Las inversiones para la conversión de energía son muy importantes (Cuadro 11) y se incrementan sensiblemente por la necesidad de invertir en la plantación de nopal. Esto representa una gran desventaja para una materia prima que se produce específicamente para la producción de bioenergía, ya que una materia prima de recolección, como el nopal silvestre por ejemplo o el uso de subproductos (como desechos de procesos agroindustriales), no tendrían que invertir en este concepto. Además, los programas de

apoyo a la producción de bioenergía en México subsidian parte de los equipos de conversión involucrados, pero no los costos de inversión para la producción de materia prima.

Cuadro 11. Inversiones necesarias por vía de aprovechamiento.

Vía de aprovechamiento de bioenergía	Inversión en la plantación (\$)	Inversión para conversión de bioenergía (\$)	Inversión total (\$)
Biogás	551,560	611,550	1,163,110
Electricidad	551,560	1,346,550	1,898,110
Biometano	551,560	1,211,550	1,763,110

Otro aspecto a considerar, es que el reducido tamaño de los equipos de conversión de energía analizados, implican costos de inversión por unidad de capacidad de conversión de energía más altos. Esto representa otra limitante para la producción de bioenergía para autoconsumo en unidades productivas relativamente pequeñas.

5.3.2. Estructura de beneficios y costos de la producción de bioenergía

La estructura de los beneficios de la producción de bioenergía muestra, como era de esperarse, que la bioenergía es el beneficio más importante, el 67% para la producción de calor, el 78% para la generación de electricidad y 74% para combustible. Sin embargo, en ese mismo orden los beneficios obtenidos del digestato representan 32%, 20% y 25%, lo cual es elevado para un subproducto, aunque estos resultados son acordes a otros estudios reportados. Walekhwa *et al.* (2014) reportaron que el beneficio del digestato representó hasta el 50 % de los beneficios totales anuales de una planta de digestión anaeróbica de pequeña escala, lo cual atribuyeron a los altos costos de los fertilizantes inorgánicos.

Finalmente, en ningún caso, los bonos de carbono representaron más del 2% de los beneficios (Cuadro 12). Esto está asociado a los bajos costos de los bonos de carbono en México. A diferencia de países como Suecia donde la tonelada de carbono ronda los

2500 pesos en México el precio es de 54 pesos. De acuerdo al estudio realizado por Ghafoori, Flynn, & Checkel (2007) los créditos de carbono en Canadá requeridos para cubrir los costos del proceso de digestión anaeróbica empleando estiércol deben ser superiores a 2250\$ por tonelada de CO₂.

Cuadro 12. Ingresos y costos de oportunidad en escenarios especializados.

CONCEPTO	Biogás	Electricidad	Biometano
1) Ingresos	335,097	532,301	429,950
Beneficio por sustitución energía	225,299	417,429	319,730
Digestato	106,059	106,059	106,059
Créditos de carbono	3,739	8,814	4,162
2) Costo de reconversión de energía	73,555	90,086	102,660
Mano de obra	60,000	60,000	60,000
Mantenimiento	6,116	13,466	12,116
3) Costo de oportunidad materia prima	1,134,943	1,134,943	1,134,943
4) Excedente después de pagar el costo de conversión de energía (1-2)	261,542	442,215	327,291
5) Utilidad (4-3)	-873,401	-692,728	-807,653

Los costos de conversión de energía en el total de los costos solo representan el 6.1% para la producción de biogás, el 7.4% para la generación de electricidad y 8.3% para biometano. El costo de oportunidad de la materia prima es por mucho el más importante. Así, si bien en todos los escenarios los beneficios son suficientes para cubrir los costos de conversión de energía y generar un excedente, este no es suficiente para cubrir el costo de oportunidad de la materia prima, es decir, el mercado en fresco del nopal es mejor alternativa que la producción de bioenergía (Cuadro 12).

La importancia que tiene el costo de oportunidad de la materia prima se aprecia mejor al analizar el comportamiento mensual del mismo (Figura 26). En efecto en la Figura 26, dicho costo corresponde a la diferencia entre los costos totales y los costos de conversión de energía, y es notable que los mayores déficits ocurren cuando el costo de oportunidad del nopal es más alto (noviembre, diciembre, enero y febrero).

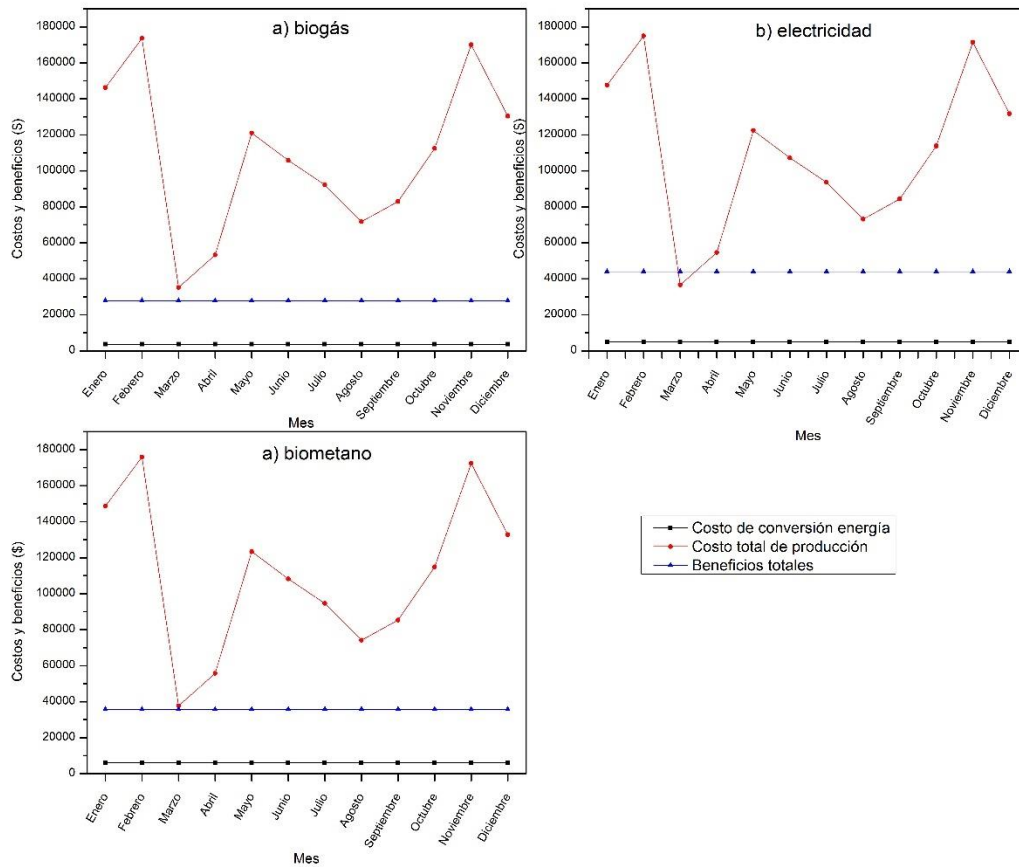


Figura 26. Costos y beneficios mensuales en los escenarios especializados.

El nopal, al igual que muchos otros productos frescos, presenta grandes fluctuaciones de precios, así en verano cuando la producción es alta los precios son bajos (37% abajo del promedio anual) mientras que en invierno cuando se reduce la producción los precios suben notablemente (167% arriba del promedio anual). Por ello se evaluaron escenarios mixtos donde la unidad de producción obtiene nopal para mercado en fresco en invierno y para bioenergía en verano. La Figura 27 muestra que estos escenarios generan excedentes económicos en los meses de invierno, ya que el estiércol tiene un costo de cero, pero no son capaces de cubrir el costo de oportunidad del nopal en los meses de precios bajos. Por lo que no tienen factibilidad económica.

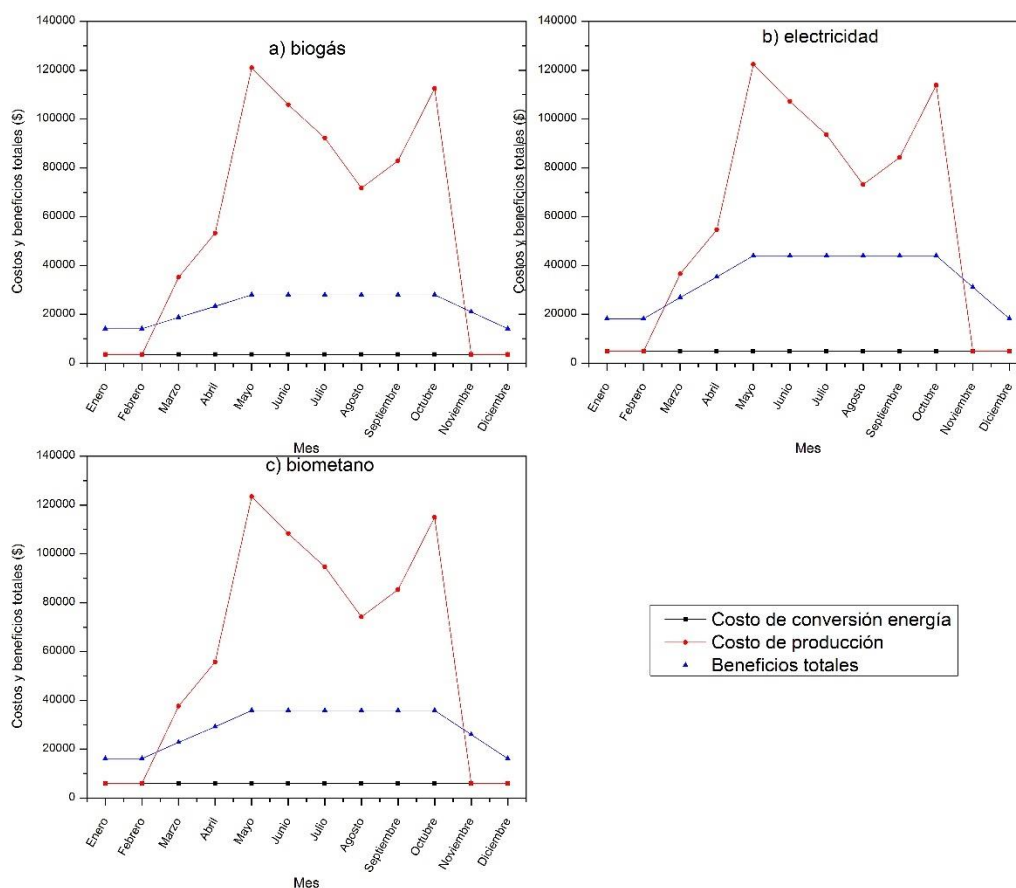


Figura 27. Costos y beneficios mensuales en los escenarios mixtos.

Esto confirma la relevancia de la selección adecuada de la materia prima para producir bioenergía, ya que, si los equipos seleccionados son alimentados con estiércol, se tendrían niveles de producción de energía menores, pero digestato y bonos de carbono similares, sin tener que realizar inversiones para establecer plantaciones o incurrir en altos costos de oportunidad para adquirir la materia prima. Así, aun con la baja escala aquí estudiada, las inversiones en los sistemas de conversión de energía se podrían recuperar en casi 5 años para la producción de calor, en 8.5 años para la generación de electricidad y en 10 años para combustible. Mientras que en los escenarios de aprovechamiento de nopal las inversiones no podrían ser recuperadas.

5.4. Conclusiones

El estudio permitió determinar que la producción de bioenergía a partir de nopal no es económicamente factible. por el alto costo de establecimiento de una plantación y por el elevado costo de oportunidad que tiene al ser un producto fuertemente valorado en la comida mexicana.

Este estudio también mostró que es importante una fuente fiable y de bajo costo de oportunidad para que las plantas de biogás de pequeña escala sean económicamente viables.

El digestato representa el beneficio económico que podría sustentar la viabilidad económica de los proyectos de inversión en digestores anaeróbicos. Por lo tanto, es necesario indagar sobre su capacidad real de desplazamiento de fertilizantes inorgánicos, así como el desarrollo de nichos de mercado.

Los créditos de carbono pondrían representar en el futuro un argumento firme para la inversión de proyectos encaminados a reducir emisiones de GEI, sin embargo, bajo los precios actuales, no significan un incentivo económico.

Conclusiones Generales

Partiendo de la primera pregunta de investigación *¿Cuáles son los retos y desafíos de la metodología del análisis del ciclo de vida en sistemas de producción de bioenergía?* el análisis del Capítulo 2 mostró que el ACV es una herramienta útil en el análisis de impactos ambientales ocasionados durante el proceso de producción de bioenergéticos. Los resultados indicaron que las cuestiones metodológicas y la disponibilidad de datos representan los principales retos del ACV. Entre las cuestiones metodológicas son tres elementos clave a considerar: *i) La unidad funcional*, es relevante identificar y hacer explícito la unidad funcional adecuada; *ii) Los límites del sistema*, son más importantes y son sensibles al objetivo y alcance del ACV. Un sistema indebidamente definido puede llevar a resultados no pertinentes; *iii) método de asignación*, existen varios métodos válidos de asignación de impactos; sin embargo, conducen a resultados muy distintos. El método de asignación, por lo tanto, parece ser al mismo tiempo la mayor fuente de diferencias en los resultados y la más difícil de abordar. Las opciones de asignación parecen ser una fuente mayor de variabilidad en las materias primas de residuos y desechos que para cultivos. En ausencia de consenso sobre un método de asignación preferido, el tratamiento indicado debe incluir en todos los estudios de caso un análisis de sensibilidad para los métodos de asignación más comúnmente utilizados, al menos sustitución, asignación basada en el contenido energético y asignación basada en el valor de mercado.

Los hallazgos encontrados también indican que en orden de analizar de manera global el potencial de la bioenergía es necesario el desarrollo de estándares metodológicos para ampliar el análisis incluyendo aspectos económicos y sociales.

Con respecto a la segunda pregunta de investigación *¿Qué cantidad de emisiones de gases de efecto invernadero se generan durante la producción de cladodios de nopal bajo diferentes sistemas de producción?* el Capítulo 3 aborda esta pregunta. Después de analizar dos sistemas de producción de nopal: 1) *Orgánico* e 2) *Inorgánico* se concluye lo siguiente. Con relación al CO₂ no existe una emisión neta en ningún sistema de producción. En cuanto al CH₄, el sistema de producción orgánico emite 661 gCH₄·ha⁻¹·a⁻¹

1. Por otro lado, el sistema de producción inorgánico es un sumidero de metano secuestrando $1,314 \text{ gCH}_4 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Por lo que se refiere a la emisión de NO_2 se emitieron 375 y 636 $\text{gNO}_2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ para el sistema de producción orgánico e inorgánico respectivamente. En consecuencia, la emisión de gases de efecto invernadero fue de 117,883 y 131,748 $\text{gCO}_2\text{-eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ para el sistema de producción orgánico e inorgánico respectivamente.

La tercera pregunta de investigación que se abordó en esta tesis fue *¿Cuál es el potencial del nopal, desde la perspectiva energética y ambiental, como biomasa para la producción de biogás?* En este caso, los resultados demostraron que energéticamente el sistema de producción exhibió potencial para la producción de bioenergía. En todos los escenarios analizados el índice de energía de retorno invertido (EROI por sus siglas en inglés) estuvo por encima de 3 que representa el límite mínimo de aceptabilidad. A su vez, el análisis de los impactos ambientales mostró que el sistema de producción orgánico disminuye el potencial de calentamiento global, pero incrementa las categorías de acidificación y eutrofización en comparación con el sistema de producción convencional. Adicionalmente también se evaluó el impacto de cubrir el tanque de almacenamiento del digestato, resultando en una reducción de 2.75 % de la emisión de GEI. En comparación con otras fuentes de biomasa para la producción de biogás, el potencial de calentamiento global fue más bajo que en aquellos donde se usan cultivos energéticos y similar cuando la materia prima proviene de residuos.

Pasando a la cuarta pregunta de investigación *¿Qué tan económicamente factible es la producción de biogás en pequeña escala?* Para dar respuesta a esta pregunta se evaluaron diferentes escenarios contemplando el costo de oportunidad del nopal y evaluando tres diferentes vías de aprovechamiento del biogás generado. Los resultados obtenidos en el Capítulo 5 mostraron que la inversión requerida en la plantación del nopal representa entre 30 y 48 % de la inversión total. La producción de electricidad fue la vía de aprovechamiento con mayor inversión requerida, pero también es la que mayores beneficios genera. Por el contrario, el uso como biogás representó la tecnología más económica, pero con los menores beneficios. Finalmente, los costos de conversión de bioenergía representan entre el 6.1 y 8.3 % de los costos totales, siendo los costos de

oportunidad los mayores costos. Por lo tanto, si bien en todos los escenarios analizados los beneficios son suficientes para cubrir los costos de conversión y generar un excedente, no es suficiente para cubrir el costo de oportunidad de la materia prima, es decir, el mercado en fresco del nopal es mejor alternativa que la producción de bioenergía.

Por último, respecto a la última pregunta de esta tesis *¿Cuáles son los elementos a considerar en la definición de política pública de la producción de bioenergéticos?* En este estudio el enfoque del análisis del ciclo de vida combinado con el análisis económico permitió detectar ciertos elementos para el diseño de políticas públicas en cuestión de bioenergéticos, particularmente para la producción de biogás. Los elementos clave se enlistan a continuación: *i) Potencial de mitigación de GEI del biogás a partir de nopal.* La principal razón para el desarrollo de bioenergéticos es la mitigación de GEI, en este sentido el biogás generado empleando nopal con esta característica en comparación con los combustibles fósiles como el gas LP, la gasolina o la electricidad. Sin embargo, cada vez es más importante analizar más categorías de impacto adicionales a los GEI. En este sentido, el biogás podría incluso ser superior en categorías como potencial de acidificación y potencial de eutrofización. De acuerdo a los resultados obtenidos el uso de fertilizantes inorgánicos representa uno de los principales factores en emisiones de GEI durante la producción de la biomasa. Por tal motivo, los aspectos reglamentarios de la política pública deberían considerar y reglamentar el uso de fertilizantes en la producción de cultivos energéticos. *ii) Elección de la tecnología de conversión.* La tecnología de conversión seleccionada también tiene influencia sobre el nivel de sustentabilidad de la producción de bioenergía. La elección de la tecnología debe considerar aspectos tanto como las condiciones locales, las necesidades energéticas y el nivel de emisión característico del energético a sustituir. *iii) Sustentabilidad económica:* Parte de la discusión del estudio va enfocado hacia el análisis de los costos y beneficios del proyecto, con lo cual se busca establecer la factibilidad económica de un proyecto de esta naturaleza. El estudio resaltó los costos de inversión en la producción de biogás. Los subsidios podrían ser justificados cuando el proyecto considere materias primas con bajos costos de oportunidad de lo contrario en el largo plazo no se recuperaría el costo

de la inversión, como fue el caso del caso bajo estudio. Este estudio dejar ver la importancia de asegurar una fuente de materia prima segura y de bajo costo para que las plantas de biogás de pequeña escala sean económicamente viables.

Literatura citada

- Aitken, D., Bulboa, C., Godoy-Faundez, A., Turrion-Gomez, J. L., & Antizar-Ladislao, B. (2014). Life cycle assessment of macroalgae cultivation and processing for biofuel production. *Journal of Cleaner Production*, 75, 45–56. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.080>
- Aké-Madera, M. (2014). *Nopal, fuente excepcional de energía renovable limpia y sustentable. "El oro verde de México". El Santo Grial de las energías renovables.* México: Editorial del Magisterio, SNTE.
- Argonne National Laboratory. (2015). GREET model: the greenhouse gases, regulated emissions, and energy use in transportation model.
- Bacenetti, J., Negri, M., Fiala, M., & González-García, S. (2013). Anaerobic digestion of different feedstocks: Impact on energetic and environmental balances of biogas process. *Science of the Total Environment*, 463–464, 541–551. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.058>
- Bacenetti, J., Sala, C., Fusi, A., & Fiala, M. (2016). Agricultural anaerobic digestion plants: What LCA studies pointed out and what can be done to make them more environmentally sustainable. *Applied Energy*, 179, 669–686. <http://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.029>
- Baldé, H., VanderZaag, A. C., Burt, S. D., Wagner-Riddle, C., Crolla, A., Desjardins, R. L., & MacDonald, D. J. (2016). Methane emissions from digestate at an agricultural biogas plant. *Bioresource Technology*, 216, 914–922. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.06.031>
- Barbera, G., Inglese, P., & Pimienta-Barrios, E. (1995). *Agro-ecology, cultivation and uses of cactus pear* (Vol. 132). FAO.

- Basile, F., & Foti, V. T. (1996). Economic features of cactus pear production in Italy. In */// International Congress on Cactus Pear and Cochineal 438* (pp. 139–150).
- Bernesson, S., Nilsson, D., & Hansson, P.-A. (2006). A limited LCA comparing large- and small-scale production of ethanol for heavy engines under Swedish conditions. *Biomass and Bioenergy*, 30(1), 46–57. <http://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.10.002>
- Bessou, C. (2009). Greenhouse gas emissions of biofuels , Improving Life Cycle Assessments by taking into account local production factors, 234.
- Bird, N., Cowie, A., Cherubini, F., & Jungmeier, G. (2011). Using a Life Cycle Assessment Approach to Estimate the Net Greenhouse Gas Emissions of Bioenergy. Retrieved from http://www.globalbioenergy.org/uploads/media/1110_IEA_Bioenergy_-_Using_a_LCA_approach_to_estimate_the_net_GHG_emissions_of_bioenergy.pdf
- Börjesson, P., Prade, T., Lantz, M., & Björnsson, L. (2015). Energy crop-based biogas as vehicle fuel-the impact of crop selection on energy efficiency and greenhouse gas performance. *Energies*, 8(6), 6033–6058. <http://doi.org/10.3390/en8066033>
- Börjesson, P., Tufvesson, L., & Lantz, M. (2010). *Life Cycle Assessment of Biofuels in Sweden*. Lund, Sweden: Lund University. Retrieved from <http://www.miljo.lth.se>
- Börjesson, P., & Tufvesson, L. M. (2011). Agricultural crop-based biofuels - Resource efficiency and environmental performance including direct land use changes. *Journal of Cleaner Production*, 19(2–3), 108–120. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.01.001>
- Brentrup, F., Kiisters, J., Lammel, J., & Kuhlmann, H. (2000). Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. *Int. J. Life Cycle Assess*, 5(6), 349–357. <http://doi.org/10.1007/BF02978670>
- Caballero-Nolasco, Y. (2016). *Codigestion anaeróbica opuntia ficus indica - estiércol de bovino: efecto de la perturbación de la carga orgánica. Ingeniería Agrícola y Uso Integral del Agua*. Universidad Autónoma Chapingo.

- Caputo, A. C., Palumbo, M., Pelagagge, P. M., & Scacchia, F. (2005). Economics of biomass energy utilization in combustion and gasification plants: Effects of logistic variables. *Biomass and Bioenergy*, 28(1), 35–51. <http://doi.org/10.1016/j.biombioe.2004.04.009>
- Cherubini, F., & Strømman, A. H. (2011). Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges. *Bioresource Technology*, 102(2), 437–451. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.08.010>
- Collet, P., Hélias, A., Lardon, L., Ras, M., Goy, R.-A., & Steyer, J.-P. (2011). Life-cycle assessment of microalgae culture coupled to biogas production. *Bioresource Technology*, 102(1), 207–14. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.154>
- Corrales-Garcia, J., Pena-Valdivia, C. B., Razo-Martinez, Y., & Sanchez-Hernandez, M. S. (2004). Acidity changes and pH-buffering capacity of nopalitos (*Opuntia* spp.). *Postharvest Biology and Technology*, 32(2), 169–174. <http://doi.org/10.1016/j.posthavbio.2003.11.008>
- Creutzig, F., Ravindranath, N. H., Berndes, G., Bolwig, S., Bright, R. M., Cherubini, F., ... Masera, O. (2014). Bioenergy and climate change mitigation : an assessment. *GCB Bioenergy*, 1–29. <http://doi.org/10.1111/gcbb.12205>
- Cushman, J. C., Davis, S. C., Yang, X., & Borland, A. M. (2015). Development and use of bioenergy feedstocks for semi-arid and arid lands. *Journal of Experimental Botany*. <http://doi.org/10.1093/jxb/erv087>
- Da Costa Gomez, C. (2013). *Biogas as an energy option: an overview*. (A. Wellinger, J. Murphy, & B. David, Eds.) *The biogas handbook Science, production and applications* (IEA Bioene). Woodhead Publishing. <http://doi.org/10.1533/9780857097415.frontmatter>
- De Andrade-Ferreira, M., Valencia-Bispo, S., Rocha-Filho, R. R., Antas-Urbano, S., & Ferreira-Costa, C. T. (2013). Uso del nopal como forraje para vacas lecheras en

regiones semiáridas de Brasil. *En: C. Mondragón (Compilador) 1er SIMPOSIUM INTERNACIONAL TUNA-NOPAL 2013: Las Nuevas Tendencias de La Cadena Agroalimentaria En El Mundo. Puebla, Pue., 106–117.*

Dubeux Jr, J. C. B., dos Santos, M. V. F., de Andrade Lira, M., dos Santos, D. C., Farias, I., Lima, L. E., & Ferreira, R. L. C. (2006). Productivity of *Opuntia ficus-indica* (L.) Miller under different N and P fertilization and plant population in north-east Brazil. *Journal of Arid Environments*, 67(3), 357–372. <http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.02.015>

Edwards, R., Larive, J.-F., Rickeard, D., & Weindorf, W. (2013). Well-to-Wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context WELL-TO-TANK (WTT) Report. Version 4. *Joint Research Center of the EU (JRC): Ispra, Italy*, 1–133. <http://doi.org/10.2790/95629>

El Kossori, R. L., Villaume, C., El Boustani, E., Sauvaire, Y., & Méjean, L. (1998). Composition of pulp, skin and seeds of prickly pears fruit (*Opuntia ficus indica* sp.). *Plant Foods for Human Nutrition*, 52(3), 263–270. <http://doi.org/10.1023/A:1008000232406>

Ennouri, M., Evelyne, B., Laurence, M., & Hamadi, A. (2005a). Fatty acid composition and rheological behaviour of prickly pear seed oils. *Food Chemistry*, 93(3), 431–437. <http://doi.org/10.1016/j.foodchem.2004.10.020>

Ennouri, M., Evelyne, B., Laurence, M., & Hamadi, A. (2005b). Fatty acid composition and rheological behaviour of prickly pear seed oils. *Food Chemistry*, 93(3), 431–437. <http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.foodchem.2004.10.020>

Faaij, A., Bauen, A., Meuleman, B., & Rosillo-Calle, F. (1996). Externalities of bio-energy in Dutch and British regions - A preliminary analysis. *Biomass for Energy and the Environment*, 1909–1915. <http://doi.org/10.1016/B978-0-08-042849-9.50080-X>

FAO. (2007). *Sustainable energy: A framework for decision makers. A Framework for*

Decision Makers (Vol. p). Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Sustainable+Bioenergy:+A+Framework+for+Decision+Makers#0>

FAO. (2010). Bioenergía y Seguridad Alimentaria; El Marco analítico BEFS.

Feugang, J. M., Konarski, P., Zou, D., Stintzing, F. C., & Zou, C. (2006). Nutritional and medicinal use of Cactus pear (*Opuntia* spp.) cladodes and fruits. *Front Biosci*, 11(1), 2574–2589.

Flores-Hernández, A., Orona-Castillo, I., Murillo-Amador, B., Garcia-Hernandez, J. L., & Troyo-Diequez, E. (2004). Yield and physiological traits of prickly pear cactus “nopal” (*Opuntia* spp.) cultivars under drip irrigation. *Agricultural Water Management*, 70(2), 97–107. <http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2004.06.002>

Fruergaard, T., & Astrup, T. (2011). Optimal utilization of waste-to-energy in an LCA perspective. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 31(3), 572–82. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.09.009>

Fusi, A., Bacenetti, J., Fiala, M., & Azapagic, A. (2016). Life Cycle Environmental Impacts of Electricity from Biogas Produced by Anaerobic Digestion. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 4(March), 1–17. <http://doi.org/10.3389/fbioe.2016.00026>

Gallegos-Vázquez, C., & Méndez-Gallegos, S. J. (2000). La tuna: Criterios y técnicas para su producción comercial. *Universidad Autónoma Chapingo, Colegio de Postgraduados Y Fundación Produce Zacatecas. Chapingo.*

Gallegos-Vázquez, C., & Mondragón-Jacobo, C. (2011). *Cultivares selectos de tuna de México al mundo*. Chapingo, México: Servicio Nacional de Inspección y Certificación de Semillas, Secretaria de Agricultura, Ganadería. Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SNICS-SAGARPA) y Universidad Autónoma Chapingo.

Gallegos-Vázquez, C., Valdez-Cepeda, R. D., Barrón-Macías, M., Barrientos-Priego, A.

- F., Andrés-Agustín, J., & Nieto-Ángel, R. (2006). Caracterización morfológica de 40 cultivares de nopal de uso como hortaliza del banco de germoplasma del CRUCEN-UACH. *Revista Chapingo Serie Horticultura*, 12(1), 41–49.
- García-de Cortázar, V., & Nobel, P. S. (1991). Prediction and measurement of high annual productivity for *Opuntia ficus-indica*. *Agricultural and Forest Meteorology*, 56(3), 261–272. [http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0168-1923\(91\)90095-8](http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0168-1923(91)90095-8)
- Ghafoori, E., Flynn, P. C., & Checkel, M. D. (2007). Carbon Credits Required to Make Manure Biogas Plants Economic. *International Journal of Green Energy*, (November 2014), 37–41. <http://doi.org/10.1080/15435070701332187>
- González-Rangel, M. del C. (2011). *Caracterización del funcionamiento de un biodigestor en la empresa la hondonada S.P.R. de R.L. de I.C.* Universidad Autónoma Chapingo.
- Góralczyk, M. (2003). Life-cycle assessment in the renewable energy sector. *Applied Energy*, 75(3–4), 205–211. [http://doi.org/10.1016/S0306-2619\(03\)00033-3](http://doi.org/10.1016/S0306-2619(03)00033-3)
- GreenDelta. (2015). Open LCA 1.4.2.
- Gurbachan, Singh, & Felker, P. (1998). Cactus: new world foods. *Indian Horticulture*, 43, 29–31.
- Gutierrez, E. C., Xia, A., & Murphy, J. D. (2016). Can slurry biogas systems be cost effective without subsidy in Mexico? *Renewable Energy*, 95, 22–30. <http://doi.org/10.1016/j.renene.2016.03.096>
- Hahn, H., Hartmann, K., Bühle, L., & Wachendorf, M. (2015). Comparative life cycle assessment of biogas plant configurations for a demand oriented biogas supply for flexible power generation. *Bioresource Technology*, 179, 348–358. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.007>
- Hall, C. A. S., Balogh, S., & Murphy, D. J. R. (2009). What is the minimum EROI that a sustainable society must have? *Energies*, 2(1), 25–47.

<http://doi.org/10.3390/en20100025>

Hauschild, M., & Wenzel, H. (1988). Environmental assessment of products. Scientific Background, vol. 2. *Institute for Product Development, Technical University of Denmark*.

Hernández, O. (2016). Generan energía a través del nopal; producen biogás en SLP. Retrieved from <http://www.excelsior.com.mx/nacional/2016/04/17/1087021>

Hijazi, O., Munro, S., Zerhusen, B., & Effenberger, M. (2016). Review of life cycle assessment for biogas production in Europe. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 1291–1300. <http://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.013>

Hutchinson, G. L., & Mosier, a. R. (1981). Improved Soil Cover Method for Field Measurement of Nitrous Oxide Fluxes. *Soil Science Society of America Journal*, 45(2), 311. <http://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500020017x>

IEA. (2016). *Key world energy statistics*. Available in: <https://www.iea.org/publications/freepublications/publication/KeyWorld2016.pdf>: International Energy Agency.

INE-DGICURG-DICA. (2005). *Factores de emisión y consumo de combustible*. México. Retrieved from http://www.inecc.gob.mx/descargas/calaires/2005_inf_fac_emis_combus.pdf

Inglese, P., Basile, F., & Schirra, M. (2002). Cactus pear fruit production. *Cacti Biology and Uses*. University of California Press, USA, 163–183.

IPCC. (2014). *AR5 - Working Group 3, Mitigation of Climate Change - Contribution of Working Group III*. Retrieved from http://report.mitigation2014.org/spm/ipcc_wg3_ar5_summary-for-policymakers_approved.pdf

Iriarte, A., Rieradevall, J., & Gabarrell, X. (2010). Life cycle assessment of sunflower and

- rapeseed as energy crops under Chilean conditions. *Journal of Cleaner Production*, 18(4), 336–345. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.11.004>
- Ishikawa, S., Hoshihara, S., Hinata, T., Hishinuma, T., & Morita, S. (2006). Evaluation of a biogas plant from life cycle assessment (LCA). *International Congress Series*, 1293, 230–233. <http://doi.org/10.1016/j.ics.2006.02.008>
- ISO. (2006). 14040: 2006. *Environmental Management-Life Cycle Assessment-Principles and Framework*. European Committee for Standardization.
- Jigar, E., Sulaiman, H., Asfaw, A., & Bairu, A. (2011). Study on renewable biogas energy production from cladodes of *Opuntia ficus indica*. *ISABB Journal of the Science of Food and Agriculture*, 1(3), 44–48.
- Jury, C., Benetto, E., Koster, D., Schmitt, B., & Welfring, J. (2010). Life Cycle Assessment of biogas production by monofermentation of energy crops and injection into the natural gas grid. *Biomass and Bioenergy*, 34(1), 54–66. <http://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.09.011>
- Just, R. E., Hueth, D. L., & Schmitz, A. (2005). *The welfare economics of public policy: a practical approach to project and policy evaluation*. Edward Elgar Publishing.
- Koszel, M., & Lorencowicz, E. (2015). Agricultural Use of Biogas Digestate as a Replacement Fertilizers. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 7, 119–124. <http://doi.org/10.1016/j.aaspro.2015.12.004>
- Kuloyo, O. O., du Preez, J. C., García-Aparicio, M. del P., Kilian, S. G., Steyn, L., & Görgens, J. (2014). *Opuntia ficus-indica* cladodes as feedstock for ethanol production by *Kluyveromyces marxianus* and *Saccharomyces cerevisiae*. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 30(12), 3173–3183. <http://doi.org/10.1007/s11274-014-1745-6>
- Lacour, S., Chinese, T., Alkadee, D., Perilhon, C., & Descombes, G. (2012). Energy and environmental balance of biogas for dual-fuel mobile applications. *Renewable and*

Sustainable Energy Reviews, 16(3), 1745–1753.
<http://doi.org/10.1016/j.rser.2011.11.029>

Lijó, L., González-García, S., Bacenetti, J., Fiala, M., Feijoo, G., & Moreira, M. T. (2014). Assuring the sustainable production of biogas from anaerobic mono-digestion. *Journal of Cleaner Production*, 72, 23–34.
<http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.022>

Lima, G. F. C., Rego, M. M. T., Silva, J. G. M., Aguiar, E. M., Dantas, F. D. G., Guedes, F. X., & Novaes, L. P. (2013). Situación actual de las técnicas de producción de nopal forrajero en Brasil: avances y limitaciones. In *Simposio Internacional Tuna Nopal* (Vol. 1, pp. 94–105).

Longo, A., Markandya, A., & Petrucci, M. (2008). The internalization of externalities in the production of electricity: Willingness to pay for the attributes of a policy for renewable energy. *Ecological Economics*, 67(1), 140–152.
<http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.12.006>

Loomis, J., & Haefele, M. (2017). Quantifying Market and Non-market Benefits and Costs of Hydraulic Fracturing in the United States: A Summary of the Literature. *Ecological Economics*, 138, 160–167.
<http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.03.036>

Mason, P. M., Glover, K., Smith, J. A. C., Willis, K. J., Woods, J., & Thompson, I. P. (2015). The potential of CAM crops as a globally significant bioenergy resource: moving from “fuel or food” to “fuel and more food.” *Energy & Environmental Science*, 8(8), 2320–2329. <http://doi.org/10.1039/C5EE00242G>

McManus, M. C., Taylor, C. M., Mohr, A., Whittaker, C., Scown, C. D., Borrion, A. L., ... Yin, Y. (2015). Challenge clusters facing LCA in environmental decision-making—what we can learn from biofuels. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(10), 1399–1414. <http://doi.org/10.1007/s11367-015-0930-7>

- Mel, M., Syamin Hisham Yong, A., Izan Ihsan, S., & Hendroko Setyobudi, R. (2015). Simulation Study for Economic Analysis of Biogas Production from Agricultural Biomass. *Energy Procedia*, 65, 204–214. <http://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.01.026>
- Méndez-Gallegos, S. J., Rössel, D., Amante-Orozco, A., Gómez-González, A., & García-Herrera, J. E. (2010). El nopal en la producción de biocombustibles. *Revista Salud Pública Y Nutrición, Edición Es(5)*.
- Menegaki, A. (2008). Valuation for renewable energy: A comparative review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 12(9), 2422–2437. <http://doi.org/10.1016/j.rser.2007.06.003>
- Mezzullo, W. G., McManus, M. C., & Hammond, G. P. (2013). Life cycle assessment of a small-scale anaerobic digestion plant from cattle waste. *Applied Energy*, 102, 657–664. <http://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.08.008>
- Morales, M., Quintero, J., Conejeros, R., & Aroca, G. (2015). Life cycle assessment of lignocellulosic bioethanol: Environmental impacts and energy balance. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42, 1349–1361. <http://doi.org/10.1016/j.rser.2014.10.097>
- Muench, S., & Guenther, E. (2013). A systematic review of bioenergy life cycle assessments. *Applied Energy*, 112, 257–273. <http://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.06.001>
- Murphy, J., Bochmann, G., Weiland, P., & Wellinger, A. (2011). Biogas from Crop Digestion. *IEA Bioenergy - Task 37*, 24. Retrieved from http://www.iea-biogas.net/files/daten-redaktion/download/publi-task37/Update_Energy_crop_2011.pdf
- Ndimba, B. K., Ndimba, R. J., Johnson, T. S., Waditee-Sirisattha, R., Baba, M., Sirisattha, S., ... Rakwal, R. (2013). Biofuels as a sustainable energy source: An update of the

- applications of proteomics in bioenergy crops and algae. *Journal of Proteomics*, 93, 234–244. <http://doi.org/10.1016/j.jprot.2013.05.041>
- Nemecek, T., & Schnetzer, J. (2012). Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems. *Agroscope Reckenholz-Tanikon Research Station*, 0(15), 34.
- Nobel, P. S., García-Moya, E., & Quero, E. (1992). High annual productivity of certain agaves and cacti under cultivation. *Plant, Cell & Environment*, 15(3), 329–335.
- Orona-Castillo, I., Troyo-Diequez, E., Nieto-Garibay, A., & Beltrán-Morales, L. F. (2003). Uso de riego de alta tecnología en la producción de nopal. In *El Nopal, alternativa para la agricultura de zonas áridas en el siglo XXI*. (pp. 95–116). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC La Paz, BCS México.
- Owen, N. a., Fahy, K. F., & Griffiths, H. (2015). Crassulacean acid metabolism (CAM) offers sustainable bioenergy production and resilience to climate change. *GCB Bioenergy*, n/a-n/a. <http://doi.org/10.1111/gcbb.12272>
- Owen, N. A., & Griffiths, H. (2013). Marginal land bioethanol yield potential of four crassulacean acid metabolism candidates (agave fourcroydes, agave salmiana, agave tequilana and opuntia ficus-indica) in australia. *GCB Bioenergy*, pp. 687–703. <http://doi.org/10.1111/gcbb.12094>
- Ozeler, D., Yetiş, U., & Demirer, G. N. (2006). Life cycle assessment of municipal solid waste management methods: Ankara case study. *Environment International*, 32(3), 405–411. <http://doi.org/http://doi.org/10.1016/j.envint.2005.10.002>
- Pacetti, T., Lombardi, L., & Federici, G. (2015). Water–energy Nexus: a case of biogas production from energy crops evaluated by Water Footprint and Life Cycle Assessment (LCA) methods. *Journal of Cleaner Production*, 101, 278–291. <http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.084>
- Pachauri, R. K., Meyer, L., Van Ypersele, J.-P., Brinkman, S., Van Kesteren, L., Leprince-

- Ringuet, N., & Van Boxmeer, F. (2014). *Climate Change 2014 Synthesis Report The Core Writing Team Core Writing Team Technical Support Unit for the Synthesis Report. Russian Federation), Hoesung Lee (Republic of Korea) Scott B. Power (Australia) N.H. Ravindranath (India).*
- Parkin, T., Mosier, A., Smith, J., Venterea, R., Johnson, J., Reicosky, D., ... Baker, J. (2003). USDA-AR S GRAC Enet Chamber-based Trace Gas Flux Measurement Protocol. *Small*.
- Pierie, F., van Someren, C. E. J., Benders, R. M. J., Bekkering, J., van Gemert, W. J. T., & Moll, H. C. (2015). Environmental and energy system analysis of bio-methane production pathways: A comparison between feedstocks and process optimizations. *Applied Energy*, 160, 456–466. <http://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.09.066>
- Ramadan, M. F., & Mörsel, J. T. (2003). Oil cactus pear (*Opuntia ficus-indica* L.). *Food Chemistry*, 82(3), 339–345. [http://doi.org/10.1016/S0308-8146\(02\)00550-2](http://doi.org/10.1016/S0308-8146(02)00550-2)
- Ravi, S., Lobell, D. B., & Field, C. B. (2014). Tradeoffs and Synergies between Biofuel Production and Large Solar Infrastructure in Deserts. *Environmental Science & Technology*, 48(5), 3021–3030. <http://doi.org/10.1021/es404950n>
- Reyes-Agüero, J. A., Aguirre-Rivera, J. R., Carlín-Castelán, F., & González-Durán, A. (2009). *Cátalogo de las principales variantes silvestres y cultivadas de opuntia en la Altipanicie Meridional de México.*
- Riva, C., Orzi, V., Carozzi, M., Acutis, M., Boccasile, G., Lonati, S., ... Adani, F. (2016). Short-term experiments in using digestate products as substitutes for mineral (N) fertilizer: Agronomic performance, odours, and ammonia emission impacts. *Science of the Total Environment*, 547, 206–214. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.156>
- Sáenz, C. (2006). Los nopales como recurso natural. In FAO (Ed.), *Utilización agroindustrial del nopal*. Boletín de servicios agrícolas de la FAO, No162.

- Sáenz, C., Estévez, A. M., Sepúlveda, E., & Mecklenburg, P. (1998). Cactus pear fruit: A new source for a natural sweetener. *Plant Foods for Human Nutrition*, *52*(2), 141–149. <http://doi.org/10.1023/A:1008033704523>
- SAGARPA. (2016). Proyectos verdes para favorecer al campo. Retrieved from <http://www.gob.mx/sagarpa/articulos/proyectos-verdes-para-favorecer-al-campo>
- Santos, T. do N., Dutra, E. D., Gomes do Prado, A., Leite, F. C. B., de Souza, R. de F. R., dos Santos, D. C., ... Menezes, R. S. C. (2016). Potential for biofuels from the biomass of prickly pear cladodes: Challenges for bioethanol and biogas production in dry areas. *Biomass and Bioenergy*, *85*, 215–222. <http://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.12.005>
- Santos, I. F. S. dos, Barros, R. M., & Tiago Filho, G. L. (2016). Electricity generation from biogas of anaerobic wastewater treatment plants in Brazil: an assessment of feasibility and potential. *Journal of Cleaner Production*, *126*, 504–514. <http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.072>
- Santoyo-Castelazo, E., Gujba, H., & Azapagic, A. (2011). Life cycle assessment of electricity generation in Mexico. *Energy*, *36*(3), 1488–1499. <http://doi.org/10.1016/j.energy.2011.01.018>
- Sanz Requena, J. F., Guimaraes, A. C., Quir??s Alpera, S., Relea Gangas, E., Hernandez-Navarro, S., Navas Gracia, L. M., ... Fresneda Cuesta, H. (2011). Life Cycle Assessment (LCA) of the biofuel production process from sunflower oil, rapeseed oil and soybean oil. *Fuel Processing Technology*, *92*(2), 190–199. <http://doi.org/10.1016/j.fuproc.2010.03.004>
- Silalertruksa, T., Bonnet, S., & Gheewala, S. H. (2012). Life cycle costing and externalities of palm oil biodiesel in Thailand. *Journal of Cleaner Production*, *28*, 225–232. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.07.022>
- SIMS, R. E. H., HASTINGS, A., SCHLAMADINGER, B., TAYLOR, G., & SMITH, P.

- (2006). Energy crops: current status and future prospects. *Global Change Biology*, 12(11), 2054–2076. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01163.x>
- Sinha, C. S., & Kandpal, T. C. (1990). A framework for the financial evaluation of household biogas plants in India. *Biomass*, 23(1), 39–53. [http://doi.org/10.1016/0144-4565\(90\)90072-R](http://doi.org/10.1016/0144-4565(90)90072-R)
- Siregar, K., Tambunan, A. H., Irwanto, A. K., Wirawan, S. S., & Araki, T. (2015). A Comparison of Life Cycle Assessment on Oil Palm (*Elaeis guineensis* Jacq.) and Physic Nut (*Jatropha curcas* Linn.) as Feedstock for Biodiesel Production in Indonesia. *Energy Procedia*, 65, 170–179. <http://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.01.054>
- Sommer, S. G., & Hutchings, N. J. (2001). Ammonia emission from field applied manure and its reduction - Invited paper. *European Journal of Agronomy*, 15(1), 1–15. [http://doi.org/10.1016/S1161-0301\(01\)00112-5](http://doi.org/10.1016/S1161-0301(01)00112-5)
- Sorda, G., Banse, M., & Kemfert, C. (2010). An overview of biofuel policies across the world. *Energy Policy*, 38(11), 6977–6988. <http://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.06.066>
- Tufvesson, L. M., Lantz, M., & Börjesson, P. (2013a). Environmental performance of biogas produced from industrial residues including competition with animal feed - Life-cycle calculations according to different methodologies and standards. *Journal of Cleaner Production*, 53, 214–223. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.005>
- Tufvesson, L. M., Lantz, M., & Börjesson, P. (2013b). Environmental performance of biogas produced from industrial residues including competition with animal feed – life-cycle calculations according to different methodologies and standards. *Journal of Cleaner Production*, 53, 214–223. <http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.005>
- Turker, N., Coçskuner, Y., Ekiz, H. İ., Aksay, S., & Karababa, E. (2001). The effects of fermentation on the thermostability of the yellow-orange pigments extracted from

- cactus pear (*Opuntia ficus-indica*). *European Food Research and Technology*, 212(2), 213–216. <http://doi.org/10.1007/s002170000247>
- Uribe, J. M., Varnero, M. T., & Benavides, C. (1992). Biomasa de tuna (*Opuntia ficus-indica* (L.) Mill.) como acelerador de la digestión anaeróbica de guano de bovino. *Simiente*, 62(1), 14–18.
- Valdez-Cepeda, R. D., Blanco-Macías B., F., Murillo-Amador, B., García-Hernández, J. L., Ruiz-Garduño, R. R., Márquez-Madrid, M., ... Macías-Rodríguez, F. J. (2003). Fertilización, nutrición y propagación en nopal: resultados 2000. *Esparza-Frausto, G., M.A. Salas-Luévano, J. Mena-Covarrubias Y R.D. Valdez-Cepeda (Eds.). Memorias Del IX Congreso Nacional Y VII Congreso Internacional Sobre Conocimiento Y Aprovechamiento Del Nopal*. Universidad Autónoma Chapingo. Zacatecas, Méx.
- Van Stappen, F., Mathot, M., Decruyenaere, V., Lories, A., Delcour, A., Planchon, V., ... Stilmant, D. (2016). Consequential environmental life cycle assessment of a farm-scale biogas plant. *Journal of Environmental Management*, 175, 20–32. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.020>
- Vazquez-Alvarado, R. E., & Gallegos-Vazquez, C. (1998). Efecto del estiércol vacuno en el segundo año de producción de nopal verdura. In R. E. Vázquez-Alvarado, C. Gallegos-Vázquez, N. Treviño-Hernández, & Y. Díaz-Torres (Eds.), *VII Congreso Nacional y V Internacional* (pp. 148–149). Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, N. L.
- Walekhwa, P. N., Lars, D., & Mugisha, J. (2014). Economic viability of biogas energy production from family-sized digesters in Uganda. *Biomass and Bioenergy*, 70, 26–39. <http://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.03.008>
- Wang, M., Huo, H., & Arora, S. (2011). Methods of dealing with co-products of biofuels in life-cycle analysis and consequent results within the U . S . context. *Energy Policy*, 39(10), 5726–5736. <http://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.03.052>

Wayland Morales, R. (n.d.). Nopal, un combustible excepcional.

Webb, J., Pain, B., Bittman, S., & Morgan, J. (2010). The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response-A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 137(1–2), 39–46. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2010.01.001>

Wong, A. P. (2015). Alistan planta que genera electricidad con nopal. Retrieved from http://www.milenio.com/cultura/Alistan-planta-genera-electricidad-nopal_0_515348478.html

Wong, A. P., & San Juan, A. (2015). Pasos de producción. Retrieved from http://www.milenio.com/cultura/Nopal_MILIMA20150510_0032_1.jpg

Wu, B., Zhang, X., Bao, D., Xu, Y., Zhang, S., & Deng, L. (2016). Biomethane production system: Energetic analysis of various scenarios. *Bioresource Technology*, 206, 155–163. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.086>

Yang, L., Lu, M., Carl, S., Mayer, J. a., Cushman, J. C., Tian, E., & Lin, H. (2015). Biomass characterization of Agave and Opuntia as potential biofuel feedstocks. *Biomass and Bioenergy*, 76, 43–53. <http://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.03.004>

Zhang, S., Bi, X. T., & Clift, R. (2013). A Life Cycle Assessment of integrated dairy farm-greenhouse systems in British Columbia. *Bioresource Technology*, 150, 496–505. <http://doi.org/http://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.09.076>

Zhou, S., Yong, Y., Cao, B., Tao, H., Zhuang, L., & Cao, B. (2015). Bioenergy and Its Environmental Impacts *Photoenergy*, 2015.

Zika, M., & Erb, K. H. (2009). The global loss of net primary production resulting from human-induced soil degradation in drylands. *Ecological Economics*, 69(2), 310–318. <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.06.014>