



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD

IMPACTOS EN BIODIVERSIDAD, AMBIENTE Y SOCIEDAD DE LA PRODUCCIÓN
DE CARNE BOVINA EN EL TRÓPICO MEXICANO, EVALUADOS DESDE UN
ENFOQUE DE ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE
DOCTORA EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD

PRESENTA:
ADRIANA RIVERA HUERTA

TUTOR PRINCIPAL
DRA. LEONOR PATRICIA GÜERECA HERNÁNDEZ
INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR
DRA. MARÍA DE LA SALUD RUBIO LOZANO
FACULTAD DE MEDICINA VETERINARIA Y ZOOTECNIA, UNAM

DR. VÍCTOR ARROYO RODRÍGUEZ
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS
Y SUSTENTABILIDAD, UNAM

CIUDAD UNIVERSITARIA, CIUDAD DE MÉXICO, DICIEMBRE 2020



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Coordinación de Estudios de Posgrado
Ciencias de la Sostenibilidad
Oficio: CEP/PCS/123/20
Asunto: Asignación de Jurado

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar
Universidad Nacional Autónoma de México
Presente

Me permito informar a usted, que el Comité Académico del Programa de Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, en su quincuagésima sesión del 10 de septiembre de 2019, aprobó el jurado para la presentación del examen para obtener el grado de **DOCTORA EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD**, de la alumna **Rivera Huerta Adriana** con número de cuenta **85182453** con la tesis titulada "Impactos en biodiversidad, ambiente y sociedad de la producción de carne bovina en el trópico mexicano, evaluados desde un enfoque de Análisis de Ciclo de Vida", bajo la dirección de la Dra. Leonor Patricia Güereca Hernández.

PRESIDENTE: DR. ITZKUAUHTLI BENEDICTO ZAMORA SAENZ
VOCAL: DRA. MARÍA ASUNCIÓN ANTÓN VALLEJO
SECRETARIO: DRA. MARÍA DE LA SALUD RUBIO LOZANO
VOCAL: DR. JUAN CARLOS KU VERA
VOCAL: DR. VÍCTOR ARROYO RODRÍGUEZ

Sin más por el momento me permito enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE,

"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"

Cd. Universitaria, Cd. Mx., 12 de noviembre de 2020.



Dr. Alonso Aguilar Ibarra
Coordinador
Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, UNAM

A mis padres.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS.....	4
RESUMEN.....	6
ABSTRACT.....	7
INTRODUCCIÓN.....	8
Preguntas de investigación.....	20
Objetivos.....	21
Lista de artículos.....	22
ARTÍCULO 1.....	23
ARTÍCULO 2.....	57
ARTÍCULO 3.....	86
ARTÍCULO 4.....	102
DISCUSIÓN.....	123
CONCLUSIONES.....	127
REFERENCIAS.....	128
ANEXO. ARTÍCULO RELACIONADO CON LA TESIS DE DOCTORADO.....	146

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), programa del cual me siento orgullosa de egresar. Al Programa de Becas para Estudios de Posgrado de la UNAM de quien recibí apoyo económico durante el primer año del doctorado, así como al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada durante los tres últimos años de estudio. Además, para este trabajo recibí recursos financieros del Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) a través del proyecto IV200715 “*Sustentabilidad pecuaria: la relación entre la prestación de servicios ecosistémicos (i.e., mitigación de cambio climático, biodiversidad, bienestar animal) y la producción ganadera en el trópico*” gracias al cual esta investigación fue posible. Al Programa de Apoyo a los Estudios de Posgrado (PAEP) de la UNAM por la ayuda económica para participar en un congreso internacional.

Agradezco a la Dra. Leonor Patricia Güereca, tutora principal de esta tesis, por sus enseñanzas, confianza y motivación permanente. A los miembros del comité tutor, Dra. María de la Salud Rubio Lozano por respaldarme y alentarme a dar siempre un poco más de mí y ver más allá de lo evidente, y al Dr. Víctor Arroyo Rodríguez, por sus valiosas sugerencias y consideraciones durante el desarrollo de la investigación. A todos les reconozco, no solo su calidad profesional, sino también su gran calidad humana.

Al resto de los miembros del jurado Dra. María Asunción Antón, Dr. Itzkuauhtli Zamora y Dr. Juan Carlos Ku, les agradezco profundamente su tiempo y dedicación para la corrección del manuscrito final y fungir como miembros del jurado evaluador.

Agradezco la invaluable ayuda recibida por parte del grupo de alumnos tanto de la Dra. Patricia Güereca del Instituto de Ingeniería como de la Dra. María de la Salud Rubio de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, quienes contribuyeron para la consecución exitosa de este proyecto. Especialmente agradezco a la Mtra. María Elena Villalba Pastrana por su colaboración en la captura y evaluación de datos, al Mtro. Alejandro Frías Villegas por su participación en el análisis estadístico y al Mtro. Francisco Ruíz López en la recolección de datos.

Durante el doctorado se llevó a cabo el muestreo y clasificación de escarabajos del estiércol cuyos resultados fueron clave para la culminación exitosa de una parte fundamental de este proyecto. En

este sentido, agradezco al Dr. Federico Escobar Sarria del Instituto de Ecología - Xalapa y a su equipo de trabajo, que de manera desinteresada apoyaron en el diseño experimental, recolección y clasificación de escarabajos del estiércol. Particularmente agradezco la colaboración del Mtro. Jibram León González, quien llevó a cabo la recolección en campo.

A todos los ganaderos, quienes me abrieron sus puertas y me compartieron la información de sus unidades de producción, así como a su personal, quienes me facilitaron datos, no solo de su importante trabajo, sino de su vida personal; sin ellos, no se hubiera logrado el objetivo de este proyecto.

A mi familia, por todo su cariño, por la comprensión que siempre mostraron al haberlos dejado de lado durante este largo trayecto que significa un doctorado. Ellos, sin duda, siempre han sido mi pilar.

A Martín, mi esposo y compañero de vida, quien nunca escatimó en motivaciones para que no renunciara en alcanzar esta gran meta.

A mis compañeros del Instituto de Ingeniería de la UNAM, quienes siempre me alentaron y dieron su apoyo de diferentes formas a lo largo del doctorado. Al grupo de colegas de estudio del Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, por su ayuda, ese extraordinario grupo de mujeres que no permite que ninguna se quede en el camino.

RESUMEN

La producción de carne bovina ejerce una fuerte presión ambiental y genera impactos que pueden afectar a sus grupos de interés. Lo anterior, plantea un desafío a la sociedad para lograr la seguridad alimentaria sin comprometer la resiliencia del planeta y el bienestar social. En esta tesis se propone como objetivo general, identificar los impactos ambientales más significativos de los sistemas productivos ganaderos del trópico mexicano, particularmente en la biodiversidad y el cambio climático, así como los impactos sociales desde la perspectiva de Análisis de Ciclo de Vida (ACV), con el propósito de que los resultados apoyen al establecimiento de políticas públicas que contribuyan al cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030 de las Naciones Unidas. La investigación consideró la producción de becerros para engorda, la Unidad Funcional analizada fue 1 kg de peso vivo de becerro y se enfocó en tres sistemas productivos: silvopastoril nativo (SPN), silvopastoril intensivo (SPI) y monocultivo (MC). El Análisis de Ciclo de Vida Social (ACV Social) evaluó 18 indicadores de relevancia para los sistemas ganaderos, agrupados en las categorías: derechos humanos, condiciones laborales, salud y seguridad, repercusiones socioeconómicas y gobernanza, considerando una escala de desempeño de 1 (muy pobre) a 4 (sobresaliente). Para medir el daño a la biodiversidad de los sistemas ganaderos, se estimaron factores de caracterización, consistentes en cifras adimensionales que representan el daño potencial causado por una unidad de área de suelo de pastoreo (pérdida potencial de especies por m²). Los factores de caracterización se calcularon mediante el modelo relación especie-área (SAR) de campo propuesto por la UNEP/SETAC para tres niveles de intensidad de uso de suelo (mínimo/SPN, ligero/SPI e intenso/MC) y para un grupo de invertebrados (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). Las emisiones de metano entérico de los sistemas productivos estudiados se determinaron mediante la metodología Tier 2 del IPCC. El ACV Social mostró que existe similitud en el desempeño de los sistemas productivos en el trópico mexicano, revelando un impacto pobre en los aspectos sociales, lo que evidencia deficiencias institucionales en el monitoreo y la vigilancia del cumplimiento del marco legal, principalmente hacia los trabajadores, prevaleciendo la falta de condiciones de trabajo decente y la falta de salarios justos. Los factores de caracterización desarrollados probaron que la metodología SAR de campo permitió proyectar la pérdida potencial de especies considerando un gradiente de intensidad del uso de suelo de pastoreo. Los resultados del ACV indican menor impacto ambiental del MC en cuatro de siete categorías analizadas, destacando la menor contribución de este sistema al cambio climático y a la reducción en la pérdida de especies (-12% y -68% comparado con el SPN y -7% y -52% con respecto al SPI); estos resultados se atribuyen a la mayor productividad en menos suelo. Sin embargo, comparado con el SPN, en el MC se incrementa significativamente el consumo de agua (99%) y la escasez de recursos fósiles (78%), lo que implica un mayor consumo de insumos externos al sistema como los granos usados en la dieta. Para alcanzar una ganadería sostenible deben considerarse las compensaciones que pueden surgir en la elección de las mejoras ambientales de los sistemas de producción ganadera en el trópico mexicano, tanto a nivel de la unidad de producción, como de los hogares, la equidad de género, el trabajo decente y la seguridad alimentaria.

ABSTRACT

Beef production exerts strong environmental pressure and generates impacts that can negatively affect its stakeholders. To reduce these negative effects, society faces the challenge of achieving food security in a way that does not compromise the planet's resilience or the social wellbeing of its inhabitants. In this thesis, I aim to identify the most significant environmental impacts of livestock production systems in the Mexican tropics with particular attention to the impact on biodiversity and climate. Using Life Cycle Assessments (LCAs), I examine the social impacts of beef production to produce results that support the establishment of public policies that contribute to the fulfillment of the United Nations Sustainable Development Goals 2030 Agenda. My research considers the stage of calf production for fattening using 1 kg live weight of calf as the functional unit and focuses on three productive systems: native silvopastoral (NSP), intensive silvopastoral (ISP) and monoculture (MC). Using a social life cycle assessment (Social-LCA), I evaluate 18 relevant social and socioeconomic indicators for livestock systems, grouped into three categories: human rights, working conditions, health and safety, socio-economic repercussions and governance; the results are considered on a performance scale from 1 (very poor) to 4 (outstanding). For projecting the biodiversity damage of land use associated with livestock systems, characterization factors were estimated, consisting of dimensionless figures that represent the potential for damage caused per a unit area of pasture land (potential species loss per m²). The characterization factors were calculated using the countryside species-area relationship (SAR) model proposed by UNEP/SETAC for three levels of land use intensity (minimal/SPN, light/SPI and intense/MC) and a group of invertebrates (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). Enteric methane emissions from the production systems studied were determined using the IPCC Tier 2 methodology. The results of the social LCA showed similarity in the social performance of the productive systems, which revealed a deficient social impact with scores between 1 (very poor) and 2 (poor) and showed the structural deficiencies in the monitoring and surveillance of compliance with the legal framework in livestock, mainly toward workers. The characterization factors developed proved that the countryside SAR methodology allows projecting the potential loss of species, considering a gradient of intensity of pasture land use, which constitutes the first effort in the development of characterization factors for impact measurement of the livestock sector on biodiversity from the approach of LCA in Mexico. The results of the LCA indicate a lower environmental impact of the MC in four of the seven categories analyzed, highlighting its lower contribution to climate change and the reduction in the loss of species (-12% and -68% concerning the NSP and -7% and -52% compared to ISP); results are attributable to higher productivity in less soil. However, compared to the NSP, in the MC, the consumption of water (99%) and the scarcity of fossil fuel resources (78%) increased due to intensification, which implies greater consumption of external inputs to the system. To achieve sustainable livestock farming, the compensations that may arise in the choice of environmental improvements of livestock production systems in the Mexican tropics must be considered, both at the production unit level, as well as at the household level, economic benefits, equity gender, decent work, and food security.

INTRODUCCIÓN

El sistema alimentario mundial es un impulsor clave de los impactos antropogénicos en los ecosistemas naturales (Foley et al. 2011). Dentro del sistema alimentario, la ganadería bovina es una de las actividades más agresivas con el medio ambiente, ya que tiene elevadas demandas de recursos (e.g., suelo, energía, agua) y resulta en grandes emisiones globales de gases efecto invernadero (Bowles, Alexander y Hadjikakou, 2019). En el contexto del cambio climático, la creciente competencia por los recursos naturales y los requerimientos crecientes de carne están presionando al sector ganadero para que obtenga rendimientos más sostenibles (FAO, 2016). Por tanto, la evaluación de los impactos ecológicos y sociales de la producción de ganado mediante métodos que permitan identificar sus puntos críticos es de suma importancia para una propuesta orientada a la sostenibilidad sector pecuario.

Los recursos de tierra y agua actualmente se están volviendo más escasos a causa de la degradación del suelo, la salinización de las áreas irrigadas y la competencia por otros usos diferentes a la producción de alimentos. Por lo anterior, lograr aumentos en la producción de carne bovina que satisfagan la demanda de la población humana, no será más fácil que en el pasado, incluso puede ser lo contrario (Alexandratos y Bruinsma, 2012).

Durante las últimas décadas, el debate sobre el ganado se ha centrado en cómo producir para alimentar a 9,800 millones de personas para el año 2050. Sin embargo, la Agenda 2030 de las Naciones Unidas para el Desarrollo Sostenible (U.N., 2015), con sus 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), ha agregado una dimensión nueva y más amplia a la discusión y ha cambiado el enfoque de fomentar la producción ganadera sostenible *per se*, a mejorar la contribución del sector al logro de los ODS (FAO, 2018c). Pero ¿existe un sistema productivo ganadero que permita reducir la demanda de recursos naturales, disminuya los impactos ambientales y favorezca el bienestar de sus grupos interesados de modo tal que mejore la contribución del sector al logro de los ODS? Para responder a esta interrogante se deben estudiar y comparar los impactos de los sistemas actuales de producción de ganado bovino a través de una metodología que permita distinguir las sinergias y compensaciones (trade-offs).

Estado global de la ganadería

A nivel mundial la ganadería tiene efectos tanto positivos como negativos en la base de los recursos naturales, la salud pública, la equidad social y el crecimiento económico (World Bank, 2009). En 2014, la participación del sector ganadero en el producto interno bruto agrícola en los países

desarrollados representó el 40% y en las economías en desarrollo el 20% (FAO, 2018c) (FAO, 2018c). Por lo que los sistemas ganaderos son un activo global significativo con un valor de al menos \$1.4 billones (Thornton, 2010). Tales sistemas están cada vez más organizados en largas cadenas de valor que emplean hasta 1,300 millones de personas en todo el mundo y apoyan directamente a los medios de vida de 600 millones de pequeños productores en el mundo en desarrollo (Perry y Sones, 2007; Herrero et al., 2009). Por ello, la ganadería es una estrategia clave de reducción de riesgos para las comunidades vulnerables, y es un importante proveedor de nutrientes y de tracción para los cultivos en los sistemas de pequeña escala. Los productos derivados de este sector contribuyen globalmente a la dieta humana con 17% del consumo de calorías y el 33% del consumo de proteínas (Thornton, 2010; FAO, 2018c).

Se estima que la demanda de productos ganaderos se incrementará en 1.3% anual hasta 2050 (Alexandratos y Bruinsma, 2012); atribuible a una combinación del crecimiento demográfico y a cambios en los patrones de consumo de alimentos causados por la urbanización y el aumento de los ingresos en los países en desarrollo (Alexandratos y Bruinsma, 2012; Thornton, 2010; IAASTD, 2009). Para abastecer esta demanda se requerirá una gran cantidad de recursos que tendrán diferentes impactos no sólo ambientales sino también sociales.

Extensión de la ganadería

Uno de los principales impactos ambientales atribuibles a la ganadería es el uso de amplias extensiones de suelo por la presión que ejerce sobre la biodiversidad (FAO, 2016). Las tierras usadas en la ganadería cubren alrededor del 22% del suelo libre de hielo en la Tierra, el mayor uso de suelo en el planeta, 18% destinado a pastizales y 4% a cultivos alimentarios para el ganado (Mottet et al., 2017). Las áreas ocupadas, comprenden las tierras más adecuadas para esta actividad: gran parte del resto está cubierta por desiertos, montañas, tundra, ciudades, reservas ecológicas y otras tierras no aptas para el sector agropecuario (Ellis et al., 2010). En tan solo 20 años, entre 1985 y 2005, las tierras de cultivo y los pastos del mundo se expandieron alrededor del 3%. El aumento neto incluyó una expansión significativa en los trópicos, y pequeños cambios o una disminución en las zonas templadas. Además, se proyecta que para 2050 la base de tierra requerida para apoyar la producción ganadera en los trópicos supere el 30–50% de las áreas agrícolas actuales (Machovina, Feeley y Ripple, 2015). El resultado es una redistribución neta de tierras agropecuarias hacia los trópicos, con implicaciones para los medios de vida de grupos de la población altamente rezagados

que viven en bosques o selvas, la producción de alimentos, la seguridad alimentaria¹ y el medio ambiente (Foley et al., 2011). Previéndose los mayores aumentos en las presiones ambientales para las emisiones de gases efecto invernadero (70 a 78% de las emisiones agrícolas totales), para la demanda de uso de suelo, uso de agua azul (10%), así como la aplicación de nitrógeno y fósforo (20 a 25% cada uno) (Springmann et al., 2018).

Impactos ambientales de la ganadería

En general, los impactos ambientales de la ganadería incluyen los causados por su expansión (i.e., cuando las tierras de cultivo y los pastos se extienden a nuevas áreas, reemplazando los ecosistemas naturales) y los causados por la intensificación (i.e., cuando las tierras existentes se manejan para ser más productivas, a menudo mediante la concentración de ganado, el uso de riego, fertilizantes, biocidas y mecanización) (Foley et al., 2011). Por una parte, la expansión de la frontera agropecuaria en los trópicos ha tenido enormes impactos en los hábitats, la biodiversidad, el almacenamiento de carbono y las condiciones del suelo. Esta expansión resulta preocupante, dado que los bosques tropicales son reservorios importantes de biodiversidad y servicios ecosistémicos (Foley et al., 2007). Aunado a lo anterior, la tala de bosques tropicales derivada de las actividades ganaderas, es una fuente importante de emisiones de gases efecto invernadero con alrededor del 12% de las emisiones antropogénicas totales de CO₂ (Friedlingstein et al., 2010). Por otra parte, la intensificación de la ganadería, que por definición usa menos tierra por unidad de producto, se asocia con un mayor uso de insumos (incluyendo servicios externos) y mayores concentraciones de animales (FAO, 2016; Bebe, Udo y Thorpe, 2002), lo que puede conducir a la contaminación del aire y del suelo por nutrientes como la acidificación y eutrofización (por emisiones de nitrógeno y fósforo) (Machovina, Feeley y Ripple, 2015), a la toxicidad de ecosistemas por productos como los pesticidas y productos veterinarios (i.e., hormonas, antibióticos y desparasitantes) (Teillard et al., 2016), así como el agotamiento de recursos (i.e., agua, suelo) (Steinfeld et al., 2006). Por tanto, disminuir o detener la expansión de la agricultura en los trópicos, no sólo reducirá las emisiones de carbono y la pérdida de biodiversidad (Foley et al., 2011), sino también contribuirá a reducir el impacto negativo en las poblaciones humanas que habitan en ellos.

¹ Para la FAO, la seguridad alimentaria existe cuando todas las personas, en todo momento, tienen acceso físico y económico a alimentos suficientes, seguros y nutritivos que satisfacen sus necesidades dietéticas y preferencias alimentarias para una vida activa y saludable (FAO, 1996). Las cuatro dimensiones de la seguridad alimentaria son disponibilidad de alimentos; acceso a los alimentos; utilización de alimentos; y estabilidad del sistema alimentario. Para alcanzar los objetivos de seguridad alimentaria, las cuatro dimensiones deben cumplirse simultáneamente.

La ganadería en México

En México, las primeras cabezas de ganado fueron introducidas en la región tropical del sureste con la llegada de los españoles. A partir de entonces, el ganado bovino se convirtió en el agente transformador del territorio mexicano y en un factor determinante de la modificación del paisaje agrícola y natural (Hernández, 2001). Actualmente, la ganadería bovina es una de las actividades primordiales del sector agropecuario mexicano, con una participación del 12% del valor total de la producción primaria (FIRA, 2018), y un inventario nacional ganadero calculado en 34 millones de cabezas (SAGARPA, 2014) que ocupa aproximadamente 1.09 millones de km², equivalente a casi el 56% del territorio nacional (SEMARNAT, 2008). De este inventario, el 41% se encuentra alojado en la región tropical del sureste de México (SAGARPA, 2014).

La producción ganadera en el trópico mexicano

Los sistemas de producción ganadera en el mundo están incluidos en dos amplias agrupaciones, los sistemas sin tierra (intensivos) y los basados en pastizales (o pastoreo) (Steinfeld et al., 2006). En el trópico mexicano predominan los sistemas basados en pastizales, con variantes en sus prácticas de gestión (e.g., mecanización, irrigación) y uso de insumos (e.g., concentrados, fertilizantes, pesticidas). El 78% de la población de ganado en esta región se caracteriza por ser manejado bajo sistemas de doble propósito, sistemas destinados a producir carne y leche y que tienen como valor agregado la generación de mano de obra (Rojo-Rubio et al., 2009). En el trópico mexicano, existen diferentes sistemas productivos de ganado basados en pastoreo que, de acuerdo con sus técnicas y características socioeconómicas, se pueden clasificar en: 1) nativo o tradicional, 2) monocultivo, y 3) sistemas silvopastoriles que recientemente se han ido incorporando. En el sistema tradicional o nativo, el ganado usado está bien adaptado a las condiciones locales, los animales dependen del pasto natural y regularmente recorren largas distancias para pastar. En este sistema el productor no usa alimentos concentrados lo que resulta en un pobre desempeño del ganado. El sistema de monocultivo está especializado únicamente en la producción ganadera, es decir, no tienen una producción mixta basada en la agricultura y la producción de animales, como frecuentemente sucede en los sistemas tradicionales. Bajo este sistema, los ganaderos suelen contar con asistencia técnica y sus potreros están integrados de pastos introducidos. En general, los sistemas de monocultivo utilizan fertilizantes, cuentan con sistemas de riego, tienen un control estricto de la vegetación no deseada (“maleza”) a partir de pesticidas, y se caracterizan por tener baja diversidad en la comunidad de plantas. Su densidad promedio de población animal es notablemente mayor con respecto a los otros tipos de ganadería basados en pastizales. Como consecuencia, este sistema productivo ha favorecido la degradación ambiental y el cambio climático porque va en contra de la

dinámica natural de los ecosistemas forestales tropicales. (Steinfeld et al., 2006; Wassenaar et al., 2007).

Con la intención de contribuir a la ganadería sostenible, los sistemas silvopastoriles han sido introducidos paulatinamente al trópico mexicano. Estos sistemas son arreglos agroforestales que combinan intencionalmente plantas forrajeras, como pastos y leguminosas, con arbustos y árboles para la nutrición animal y usos complementarios. Con base a lo anterior, los sistemas silvopastoriles permiten la intensificación de la producción ganadera basada en procesos naturales. Son considerados sostenibles ya que promueven interacciones ecológicas beneficiosas que se manifiestan como un mayor rendimiento por unidad de área comparados con los sistemas donde el ganado es alimentado con pastos únicamente, tienen mayor eficiencia en el uso de los recursos, mejoran el bienestar animal, proporcionan una mayor provisión de servicios ambientales al contribuir a la mitigación y adaptación al cambio climático, y mejoran la seguridad alimentaria (Chará et al., 2019; Broom, Galindo y Murgueitio, 2013).

La ganadería es considerada uno de los principales responsables de la destrucción de los bosques tropicales, con un daño irreversible para los ecosistemas de esta región, por ello, es calificada como incompatible con la conservación de este tipo de hábitat (Barrance, Schreckenber y Gordon, 2009; Perfecto y Vandermeer, 2010; Murgueitio et al., 2011). Sin embargo, los objetivos de la producción ganadera y la conservación de la naturaleza no son necesariamente antagónicos; el pastoreo se usa con frecuencia para mejorar los servicios ecosistémicos. Por ejemplo, es favorable para mejorar la conectividad del hábitat a través de la dispersión de semillas transportadas en los intestinos y en la capa de los animales; para prevenir la erosión y degradación del suelo mediante el pastoreo en suelos muy pobres en donde se gestiona su manejo con el estado fenológico de las plantas y la biodiversidad en general; asimismo, en suelos pobres el aporte de la materia orgánica del estiércol (además del nitrógeno y fósforo), es valioso en el mantenimiento de la estructura del suelo y su fertilidad (Hoffmann, From y Boerma, 2014). En general, los grupos más importantes de servicios de hábitat proporcionados por el ganado son aquellos que contribuyen a la creación de paisajes en mosaico y mini hábitats que sostienen la biodiversidad, aquellos que apoyan el mantenimiento de los ciclos de vida de las especies y los relacionados con la conexión de hábitats como la dispersión de semillas (Hoffmann, From y Boerma, 2014).

Recientemente, un creciente número de investigaciones ha demostrado que ciertos tipos de producción ganadera pueden mantener una parte importante de la biodiversidad nativa al usar arbustos y árboles nativos en la alimentación del ganado y en su uso potencial maderable (Broom,

Galindo y Murgueitio, 2013; Murgueitio et al., 2011). En este sentido, los sistemas silvopastoriles, los cuales combinan pastizales, arbustos, árboles y cercas vivas, han sido descritos como importantes reservorios de diversidad y funciones ecosistémicas en paisajes ganaderos tropicales (Giraldo et al., 2011). La biodiversidad es un concepto multifacético que abarca diferentes niveles jerárquicos de vida (genes, especies, poblaciones y ecosistemas) y sus diversos atributos (composición, función y estructura), incluidas dinámicas espaciales y temporales fuertes (MEA, 2005b). A pesar de la fuerte relación entre la ganadería y la biodiversidad, muchas evaluaciones e iniciativas sobre el desempeño ambiental del sector ganadero han tenido un fuerte enfoque en las emisiones de gases efecto invernadero y la evaluación de la biodiversidad había sido ignorada; lo que se atribuye principalmente a la complejidad intrínseca de este concepto, a los problemas de escala y a los desafíos significativos asociados con la reducción del objetivo de evaluación de la biodiversidad (FAO, 2019).

Contribución de la ganadería a los Objetivos de Desarrollo Sostenible

Como se mencionó previamente, uno de los desafíos de la ganadería, es su contribución a los ODS de la Agenda 2030 de la ONU, aunque todos los ODS se consideran relevantes para este sector (FAO, 2018c), de acuerdo con Tullo et al. (2019) cinco de los 17 son claves: ODS 1 (fin de la pobreza), ODS 2 (hambre cero), ODS 13 (acción por el clima), ODS 15 (vida de ecosistemas terrestres) y ODS 17 (alianzas para lograr los objetivos), a los cuales se puede agregar el ODS 12 (producción y consumo responsables) el cual incluye la participación de todas las partes interesadas en el mejor desempeño de la ganadería.

Todos los sistemas ganaderos son potencialmente vulnerables o sostenibles. Esta variabilidad tiene sus raíces en el sistema agroalimentario mundial, que ha dado lugar a diferencias regionales y funcionales en todo el mundo, cuyos efectos sociales, económicos y ecológicos aún no se han evaluado ni comparado (IAASTD, 2009). Por lo que, la contribución de la ganadería a los ODS depende de la gestión efectiva de una gama de recursos físicos y naturales interdependientes (i.e., tierra, agua, energía, capital, entre otros), así como de la internalización total de los costos actualmente externalizados. Encontrar formas de lidiar con los grandes desafíos que enfrenta la ganadería es un tema de gran controversia: las estrategias difieren porque se basan en diferentes visiones de la ganadería, diferentes intereses y valores divergentes (IAASTD, 2009). No obstante, es importante evaluar y comparar los sistemas de producción ganadera existentes en el trópico para identificar aquel que mejor contribuya a los ODS.

Dado lo anterior, para estudiar la ganadería se debe de usar una metodología que refleje las preocupaciones ambientales y sociales de la producción animal, cuyos resultados ayuden a alcanzar una visión equilibrada de la gestión de los sistemas ganaderos predominantes y sus innovaciones (Hoffmann, From y Boerma, 2014; Thornton, 2010). En este estudio consideramos la perspectiva de Análisis de Ciclo de Vida para evaluar los impactos del sector ganadero debido a su visión sistémica.

Análisis de Ciclo de Vida

El ACV es una metodología que permite cuantificar los posibles impactos ambientales de un producto durante su ciclo de vida completo; desde la extracción de las materias primas hasta la gestión al final de su vida útil (Organización Internacional de Normalización (ISO), 2006). El ACV apoya a identificar los hotspots (i.e., procesos de producción con impactos particularmente altos) a lo largo del ciclo de vida de un producto, por lo que permite a los tomadores de decisiones desarrollar soluciones específicas para reducir los impactos adversos sobre el medio ambiente. De acuerdo con las normas ISO 14040/14044, el ACV consta de las siguientes cuatro fases: I. Definición del objetivo y alcance, II. Análisis del inventario del ciclo de vida (ICV), III. Evaluación del impacto del ciclo de vida (EICV) y IV. Interpretación (ISO, 2006a; b). En la fase I, se definen la unidad funcional (i.e., la base de cálculo del estudio, la cual es usada como valor de referencia) los objetivos y el alcance del estudio, incluidas las razones, la aplicación y la audiencia prevista. En la fase de ICV, se recopilan los datos para todas las entradas (i.e., materiales y energía) y salidas (i.e., emisiones al aire, agua o suelo) del sistema de producto estudiado. En la fase III (EICV), los datos del inventario se transfieren a través de modelos de evaluación a los resultados del indicador de impacto (e.g., cambio climático, eutrofización, toxicidad) (Huijbregts et al., 2016). En la última fase (IV), los resultados de la fase de EICV, se resumen y discuten como base para dar conclusiones y recomendaciones, y para la toma de decisiones de acuerdo con la definición del objetivo y el alcance.

Evaluación del impacto ambiental de la ganadería mediante el ACV

El ACV ha sido ampliamente aceptado para la evaluación de la ganadería, sin embargo, es común que en las evaluaciones basadas en esta perspectiva, se investigue un conjunto estrecho de impactos ambientales para simplificar los resultados dirigidos a los tomadores de decisiones, lo que dificulta la comprensión total de las compensaciones entre los impactos ambientales e identificar las opciones de mitigación más relevantes (McClelland et al., 2018). Las categorías de impacto (i.e., los problemas ambientales de interés a los cuales se pueden asignar los resultados del análisis del

inventario del ciclo de vida) más frecuentemente incluidas en los ACVs de los sistemas ganaderos son el cambio climático, el agotamiento de recursos, la eutrofización, la acidificación y el uso de suelo, y escasamente ha sido abordado el estudio de la evaluación del impacto en la biodiversidad (Mattsson, Cederberg y Blix, 2000; McClelland et al., 2018), siendo que la ganadería puede ejercer presión importante sobre la biodiversidad mediante la conversión de hábitats naturales y el cambio en el uso de suelo (FAO, 2016).

Evaluación del impacto del uso de suelo en la biodiversidad

La inclusión de la biodiversidad en la evaluación ambiental, es un área de trabajo emergente que cada vez cobra mayor relevancia por ser un factor clave para el sector agropecuario y para el bienestar humano (FAO, 2018a; Alexandratos y Bruinsma, 2012). Sin embargo, es un desafío incluir este concepto en las evaluaciones ambientales debido principalmente a su complejidad intrínseca, a problemas de escala y a la dificultad significativa asociada con la reducción de la evaluación de la biodiversidad a una sola medida u objetivo de conservación. La FAO (2019), recomendó el uso de indicadores cuantitativos y métodos de evaluación, para evaluar la biodiversidad junto con otros criterios ambientales, los cuales además de apoyar al cumplimiento de los compromisos internacionales sobre la biodiversidad, ayudarán a evitar el riesgo de cambio de carga entre los criterios ambientales (e.g., reducir las emisiones de CO₂ pero aumentar la presión sobre la biodiversidad) o entre diferentes etapas del ciclo de vida de los productos.

Debido a que el uso de suelo es el principal impulsor de la pérdida global de biodiversidad, no se puede ignorar en la toma de decisiones ambientales (Sala et al., 2000; MEA, 2005b; Alkemade et al., 2009). Dado que la ganadería utiliza grandes extensiones de suelo, a la fecha varias iniciativas han intentado abordar la relación entre la biodiversidad y la producción ganadera (FAO, 2019). Por ejemplo, la Iniciativa de Ciclo de Vida del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente/Sociedad de Toxicología y Química Ambientales (UNEP/SETAC), trabajó en la inclusión de los impactos del uso del suelo en la biodiversidad en sus evaluaciones mediante el ACV. Otras iniciativas han abordado el tema, a nivel global (e.g., a través de los Indicadores de Biodiversidad del Convenio para la Diversidad Biológica (CDB) para la producción de productos básicos, y la Iniciativa Central del Programa Marco de 10 años de la FAO-UNEP), a nivel regional (Huella ambiental de productos de la Unión Europea) y a nivel sectorial (e.g., Cool Farm Tool, la Plataforma de Iniciativas de Agricultura Sostenible y la Federación Internacional de Lácteos). En 2019, la Alianza sobre la Evaluación Ambiental y el Desempeño Ecológico de la Ganadería (LEAP, por sus siglas en inglés), iniciativa conformada por múltiples partes con un interés directo en el desarrollo de guías científicas, transparentes y pragmáticas para medir y mejorar el desempeño

ambiental de los productos ganaderos, creada por la FAO, desarrolló los “Principios para la evaluación de los impactos de la ganadería en la biodiversidad” (FAO, 2016). A partir de estos Principios, se desarrollaron las “Guías para la evaluación cuantitativa de los impactos de la ganadería en la biodiversidad” que recomiendan la metodología ACV para medir los impactos en la biodiversidad asociados con la ganadería (FAO, 2019).

La necesidad de indicadores cuantitativos para medir los impactos sobre la biodiversidad

Hasta el momento se ha alcanzado un consenso metodológico sobre cómo cuantificar las emisiones de gases efecto invernadero y otros impactos ambientales (e.g., el ciclo de los nutrientes y el agua) de las cadenas de abasto de ganado (FAO, 2019). La LEAP, ha permitido proponer una serie de evaluaciones cuantitativas y opciones técnicas y políticas para mitigar la contribución ganadera al cambio climático. En particular, ha sugerido aumentar la eficiencia y la intensidad de la ganadería como una opción de mitigación, ya que los sistemas de producción mixta más intensivos con una parte de la alimentación de subproductos de cultivo, tienen menos emisiones de gases efecto invernadero o emisiones de nutrientes por unidad de producto, en comparación con los sistemas basados en pastizales (Gerber et al., 2010, 2014). Sin embargo, el cambio de sistemas extensivos a la intensificación e insumos altos podría tener un mayor impacto en la biodiversidad debido a los cambios de hábitat asociados (e.g., pastos naturales a pastos mejorados, pastizales a terrenos de cultivo de piensos) y efectos negativos de la extracción de agua, pesticidas o fertilizantes inorgánicos. Por el contrario, los sistemas basados en grandes extensiones de pastizales pueden proporcionar hábitats de biodiversidad cruciales, pero con mayores emisiones de gases efecto invernadero por unidad de producto, en comparación con los sistemas de manejo intensivo, porque estas unidades de producto generalmente se centran en piensos o proteínas y no tienen en cuenta otros servicios sociales y ecosistémicos (FAO, 2019). Desentrañar las complejidades que significa el análisis de las compensaciones entre la mejora en el uso de piensos para reducir las emisiones de metano del ganado, o el uso de pastizales para proporcionar hábitats de biodiversidad, es un desafío del sector ganadero. Por ello, los análisis de todo el sistema y del ciclo de vida que evalúan la gama completa de costos y beneficios relevantes, se han vuelto cada vez más importantes para desentrañar estas complejidades (Thornton, 2010).

Para incorporar la biodiversidad a la evaluación ambiental de la ganadería, son necesarias las evaluaciones cuantitativas (Curran et al., 2016; FAO, 2019). Las evaluaciones cuantitativas de la biodiversidad son relevantes para respaldar los acuerdos internacionales que reconocen la importancia de su conservación, como las Metas Aichi para 2020 establecidas por el CDB y los ODS, específicamente el número 15 “Gestionar de manera sostenible los bosques, combatir la

desertificación, detener y revertir la degradación de la tierra y detener la pérdida de biodiversidad”. Así también, después de la decisión de la Conferencia sobre Cambio Climático de 2017 (COP23), de abordar la agricultura en el proceso de negociación (que ayudará a los países a desarrollar y a implementar nuevas estrategias de adaptación y mitigación del cambio climático (CMNUCC, 2018)) existe un potencial para la integración y las sinergias entre la biodiversidad, la mitigación del cambio climático y el manejo de nutrientes (e.g., CMNUCC y CDB, ODS 13, 14 y 15) en la transición hacia la producción ganadera sostenible (FAO, 2018c, 2019).

Factores de caracterización, necesarios para la evaluación cuantitativa de los efectos de la ganadería en la biodiversidad

En ACV, los impactos en la biodiversidad debido al uso de suelo, son calculados por la multiplicación del inventario (i.e., ocupación de suelo en $m^2 \times \text{año}$) por los factores de caracterización (FC, i.e., los factores que indican el daño a la biodiversidad causado por la unidad de área de un uso de suelo particular) (Chaudhary et al., 2015). El ACV modela cuantitativamente los impactos acumulativos a lo largo de las cadenas de causa-efecto² ambiental, utilizando modelos y factores de caracterización (ISO, 2006b). La cadena causa-efecto es la base para proponer indicadores (denominados indicadores de categoría) cuantitativos medibles y simples a fin de evaluar los posibles efectos de la producción ganadera en la biodiversidad (FAO, 2019). El cálculo de las magnitudes de estos indicadores requiere de factores de caracterización, que son los valores utilizados para convertir las emisiones y los recursos del inventario de ciclo de vida en unidades de impacto comunes para hacerlos comparables (FAO 2016, p. 27), los que a su vez requieren modelos de caracterización para ser derivados.

Actualmente, en ACV, las evaluaciones de la biodiversidad dependen de pocos métodos disponibles los cuales tienen una serie de restricciones. Por ejemplo, frecuentemente se centran en los impactos a través del uso de suelo (i.e., no se consideran otros tipos de impactos a través de la contaminación o el cambio climático); consideran amplias clases de uso de suelo (e.g., impacto en la biodiversidad de los pastizales frente a las tierras de cultivo), y se centran en la riqueza de especies como indicador de biodiversidad (FAO, 2019). Adicionalmente, los modelos de evaluación no consideran la inclusión de indicadores cuantitativos que permitan distinguir el impacto de la intensidad de los sistemas de producción ganadera, aspecto que la UNEP/SETAC (2016) ha recomendado que se

² La cadena conceptual de causa-efecto, o vía de impacto, vincula los flujos de inventario asociados con la producción ganadera (e.g., uso de la suelo o transformación de la suelo para pastos y/o producción de cultivos) con los impactos resultantes en la biodiversidad (e.g., cambios en la diversidad funcional, abundancia y composición de especies) y finalmente a los efectos sobre la estructura y función del ecosistema (FAO, 2019).

incorpore a los factores de caracterización, lo cual a la fecha sigue siendo un reto. Para evaluar el impacto de la ganadería en la riqueza de especies, se ha propuesto un grupo de factores de caracterización usando diferentes modelos ecológicos, cobertura taxonómica y resolución espacial. Sin embargo, aún no existe un consenso sobre qué factores de caracterización reflejan mejor el daño infligido a la biodiversidad por este sector.

Importancia de basar el cálculo de emisiones del metano entérico en datos específicos

Como se mencionó anteriormente, la contribución de la ganadería al cambio climático será una de las principales presiones de este sector a partir del incremento de la demanda de carne a nivel global. Por ello, es pertinente usar datos y metodologías que permitan reflejar de forma precisa las emisiones de metano entérico, principal contribuyente al cambio climático de la ganadería. En México, la ganadería bovina se destaca por ser una de las fuentes principales de emisión de gases efecto invernadero, siendo responsable del 10.09% (70,567.60 Gg de CO₂e (±4.78%)) del total de las emisiones (el total fue de 682,959.1 Gg de CO₂-e (±7.68%) en 2015), de esta cantidad el 76% correspondió a la fermentación entérica del ganado bovino (53,442.72 Gg de CO₂e [±6.11%]) y el manejo de excretas representó el 24% de las emisiones con 17,124.88 Gg de CO₂e [±4.96%]) (SEMARNAT/INECC, 2018). Por lo tanto, existe un interés particular en reducir las emisiones de metano por esta fuente.

Actualmente, los inventarios nacionales de emisiones de CH₄ proveniente de la fermentación entérica del ganado son estimados usando la metodología Tier 1 del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC) (Dong et al., 2006), el cual calcula las emisiones de metano (CH₄) por categoría de animal, multiplicando su población por un factor de emisión promedio, asociado con la categoría animal específica. En esta metodología se asume que el peso, edad, sexo y sistemas de alimentación son similares dentro de la categoría animal, por lo cual se considera que la estimación tiene alta incertidumbre. Mediante el uso de estas estimaciones se determinó que el ganado bovino contabiliza el 87.46% de las emisiones del sector ganadero en México (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales e Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático 2018), lo cual, *a priori*, sugiere una sobrestimación sustancial debido a que la metodología Tier 1 del IPCC, utiliza el mismo factor de conversión de metano y no tiene en cuenta las pérdidas de energía de CH₄ más bajas como proporción de los gases efecto invernadero en dietas de menor calidad, como es el caso de los animales en condiciones de pastoreo (Ricci et al., 2013).

El IPCC, exhorta a que los países con un elevado inventario ganadero, como es el caso de México con 33,918,906 cabezas (9º lugar a nivel mundial; FAOSTAT, 2017), estime sus propios factores de

emisión de metano para obtener inventarios de emisiones más precisos. Por lo tanto, las emisiones directas del ganado, como el metano entérico, deben calcularse usando factores de emisión locales basados en datos específicos de la región (Dong et al., 2006), sobre todo en países donde la población ganadera es importante y así evitar el uso de factores por defecto, los cuales pueden derivar en interpretaciones erróneas de la realidad. Es así que la generación de factores de emisión locales para rumiantes es un reto para México (FAO y New Zealand Agricultural Greenhouse Gas Research Centre, 2017).

Evaluación del impacto social de la ganadería mediante el ACV

La ganadería es una actividad con gran relevancia para apoyar la vertiente social de la sostenibilidad, principalmente en los países en desarrollo, sin embargo, los análisis de los sistemas ganaderos en estos países, generalmente se centran en sus impactos ambientales y de productividad, pasando por alto o minimizando sus efectos sociales (Riethmuller, 2003). Diferentes autores, consideran que el desafío de la evaluación de los impactos sociales, positivos y negativos de la ganadería, consiste en obtener valores que muestren la contribución del sector ganadero a esta dimensión, basados en principios sólidos (Riethmuller, 2003; de Freitas, de Oliveira y de Oliveira, 2019). Tales principios deben permitir reflejar la responsabilidad social del sector para mejorar su desempeño social a la par del mejoramiento en el desempeño ambiental y de una rentabilidad económica sostenida, desde la perspectiva de contribuir sensiblemente a un mayor bienestar del ser humano (UNEP/SETAC, 2009).

Los indicadores de desempeño social, dentro de la responsabilidad social, están enfocados a proveer información sobre cómo afectan las actividades, productos y servicios de una organización al sistema social en donde opera, incluyendo el lugar en donde tales productos son fabricados, utilizados, dispuestos, almacenados y manejados (UNEP/SETAC, 2009). Lo anterior, ha sido considerado por la UNEP/SETAC en las Directrices para el Análisis del Ciclo de Vida Social de los productos (ACV Social). El ACV Social evalúa los impactos sociales y socioeconómicos encontrados a lo largo del ciclo de vida, con datos genéricos y específicos del sitio y se diferencia de otras técnicas por sus objetos de estudio: productos y servicios, y por su alcance: el ciclo de vida completo. Los aspectos que evalúa el ACV Social pueden estar vinculados al comportamiento de las empresas, a los procesos socioeconómicos o al impacto en el capital social (UNEP/SETAC, 2009). Asimismo, complementa al ACV y puede aplicarse solo o en conjunto con esta metodología.

Preguntas de investigación

Con base en los desafíos descritos en la sección anterior, para evaluar las dimensiones social y ambiental de la sostenibilidad del sector ganadero del trópico mexicano, esta tesis aborda las siguientes preguntas de investigación:

1. ¿Cómo influye el nivel de tecnificación en el desempeño social de los sistemas ganaderos establecidos en el trópico mexicano?
2. ¿Cómo está asociada la pérdida de biodiversidad con la intensificación de los sistemas ganaderos?
3. ¿Qué efectos tiene la utilización de factores de emisión estimados con la metodología Tier 2 del IPCC en el valor de las emisiones de metano por la fermentación entérica del ganado comparadas con el valor calculado mediante los factores predeterminados para la metodología Tier 1?
4. ¿Qué impactos tiene la intensificación de los sistemas ganaderos del trópico mexicano en su desempeño ambiental?

Objetivos

Objetivo General

El objetivo general de esta tesis es identificar los impactos significativos de los sistemas productivos ganaderos del trópico mexicano en el ambiente; particularmente en la biodiversidad y el cambio climático, así como en la sociedad, desde la perspectiva de Análisis de Ciclo de Vida, con el propósito de que los resultados apoyen al establecimiento de políticas públicas que contribuyan a los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030 de las Naciones Unidas.

Objetivos específicos

1. Analizar los impactos sociales de los sistemas productivos de ganado bovino del trópico mexicano desde una perspectiva de ciclo de vida.
2. Generar factores de caracterización de ciclo de vida específicos para calcular los impactos de los sistemas ganaderos del trópico mexicano en la biodiversidad, considerando un gradiente de intensidad del uso de suelo.
3. Determinar los factores de emisión de metano entérico de nivel Tier 2 de acuerdo con el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático para los tres sistemas de producción de ganado bovino existentes en el trópico mexicano: silvopastoril nativo, silvopastoril intensivo y monocultivo.
4. Evaluar los impactos ambientales de tres sistemas de producción de ganado bovino en el trópico mediante una perspectiva de Análisis de Ciclo de Vida.

Lista de artículos

Los siguientes artículos han sido generados como parte de esta tesis:

- I. Rivera-Huerta A, Rubio Lozano M de la S, Padilla-Rivera A, Güereca LP (2019) Social Sustainability assessment in livestock production: A Social Life Cycle Assessment approach. *Sustainability* 11:4419. doi: 10.3390/su11164419
- II. Rivera-Huerta A, Rubio Lozano M de la S, Güereca LP. Regional characterization factors to evaluate the impact of cattle pasture land intensification on biodiversity. **Manuscrito terminado que será sometido al Journal of Cleaner Production** (este trabajo fue sometido al International Journal of Life Cycle Assessment en donde no fue aceptado, pero dieron correcciones que fueron atendidas en su totalidad en esta versión que se presenta).
- III. Rivera-Huerta A, Rubio Lozano M de la S, Güereca LP and Ku-Vera JC. Methane emission factors for cattle in the Mexican tropics using the IPCC Tier 2 methodology. **Manuscrito**
- IV. Rivera-Huerta A, Rubio Lozano M de la S, Güereca LP. Evaluación ambiental de la producción de ganado en el trópico mediante un enfoque de Análisis de Ciclo de Vida. **Manuscrito.**

Artículo relacionado incluido en la tesis

Esta tesis forma parte del Proyecto “Sustentabilidad Pecuaria: la relación entre la prestación de servicios ecosistémicos (i.e. mitigación de cambio climático, biodiversidad, bienestar animal) y la producción ganadera en el trópico” del Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica” número PAPIIT IV200715. Ser parte de este programa, dio lugar a la siguiente colaboración, que se incluye en el Anexo:

- Rivera-Huerta, A., Pérez-Lombardini, F., Galindo-Maldonado, F., Rubio Lozano, M. de la S., and Güereca, L.P., 2020. Comparative assessment of two tools for evaluating livestock sustainability: In the Mexican context. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 23, pp.1–11. ISSN: 1870-0462.




ARTÍCULO 1

PUBLICADO EN *SUSTAINABILITY*

DOI: 10.3390/su11164419

Article

Social Sustainability Assessment in Livestock Production: A Social Life Cycle Assessment Approach

Adriana Rivera-Huerta ¹, Maria de la Salud Rubio Lozano ² , Alejandro Padilla-Rivera ¹  and Leonor Patricia Güereca ^{1,*} 

¹ Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México 04510, Mexico

² Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México 04510, Mexico

* Correspondence: LGuerecaH@ingen.unam.mx; Tel.: +52-55-5623-3601

Received: 15 May 2019; Accepted: 11 August 2019; Published: 15 August 2019



Abstract: This study evaluates the social performance of monoculture (MC), intensive silvopastoral (ISP), and native silvopastoral (NSP) livestock production systems in the tropical region of southeastern Mexico through a social life cycle assessment (SCLA) approach. The methodological framework proposed by the United Nations Environmental Program/Society of Environmental Toxicology and Chemistry (UNEP/SETAC) (2009) was employed based on a scoring approach with a performance scale ranging from 1 (very poor) to 4 (outstanding). Twelve livestock ranches for calf production were evaluated using 18 impact subcategories associated with the categories “human rights”, “working conditions”, “health and safety”, “socioeconomic repercussions”, and “governance”. The stakeholders evaluated were workers, the local community, society, and value chain actors. The ranches had performance scores between 1.78 (very poor) and 2.17 (poor). The overall average performance of the ranches by production system was 1.98, 1.96, and 1.97 for the MC, ISP, and NSP systems, respectively. The statistical analysis shows that there is no significant difference in the social performance of the livestock production systems. This assessment indicates that the cattle ranches analyzed in Mexico have poor or very poor social performance. The results show that socioeconomic and political contexts exert a greater influence on the social performance of livestock production systems than does their type of technology.

Keywords: social sustainability; livestock production systems; social life cycle assessment; tropical livestock; monoculture; silvopastoral

1. Introduction

Animal husbandry is an activity with important positive social and economic effects. Livestock systems contribute 40% to global agricultural GDP [1] and are organized in long market chains that employ at least 1.3 billion people globally and directly support the livelihoods of 600 million smallholder farmers in the developing world [2,3]. At the same time, livestock is an important source of nourishment. Livestock products contribute 17% to global kilocalorie consumption and 33% to global protein consumption [2]. Mexico is one of the countries with the highest number of livestock; in 2017, it accounted for 2.2% of the global population and ranked ninth in the number of livestock (33,918,906) [4].

In Mexico, animal husbandry is an activity that takes place throughout the country; however, the tropical region stands out, having 33% of the population of national cattle [5,6]. In the tropical region, livestock production is characterized by the use of grazing under two predominant systems: the traditional or native system and the monoculture (MC) system. Recently, silvopastoral systems have

been introduced in this region because they have been shown to be potentially more productive than the predominant grazing systems, increasing the biological and economic efficiency of livestock [7].

To date, several studies on grazing systems have been conducted, showing and comparing their environmental impacts [8–12]. However, analyses of livestock systems in developing countries generally overlook or downplay the social contribution or impacts made by this sector. In this sense, the social functions of cattle raising are important; in this regard, the problem consists of obtaining values that show the social contribution made by the livestock sector and that are based on sound principles [13,14].

Therefore, researchers and policy advisers face the difficulty of agreeing on which social functions are important. Understanding the social and socioeconomic characteristics of different livestock production systems are fundamental for the creation of policy and planning instruments that promote the shift towards sustainable systems [15].

Social life cycle assessment (SLCA) evaluates the social impacts of a product or service throughout its life cycle with the aim of protecting human dignity and well-being [16] and supporting decision makers in selecting products that are socially acceptable [17]. SLCA is based on the life cycle assessment (LCA) framework [18,19], and the methodology is holistic, systemic, and rigorous in regard to accessing information about the potential and real impacts of a product's life cycle. Thus, this tool is useful for results communication, supporting decision makers in developing public policies, and in selecting products, inputs, and processes that are socially acceptable [17] and supporting the transition of production systems towards sustainability. Therefore, this methodology is considered an appropriate framework for evaluating the social performance of livestock. Previously, Revéret et al. [20] and Chen and Holden [21] analyzed the socioeconomic impacts of the milk production sector in Canada and Ireland, respectively, using SLCA. In this article, SLCA is adapted for the first time to the livestock sector in Mexico.

The main goal of this study is to analyze the three most relevant livestock production systems in the Mexican tropics through SLCA, for which specific data were used. Through this study, we seek to identify the critical points of animal husbandry from the social dimension of sustainability and to identify which system has the best performance.

2. Materials and Methods

The study involves four steps that were performed in alignment with the SLCA methodology and followed ISO 14040/44 [18,19]: (1) the definition of the goal and scope, (2) life cycle inventory analysis, (3) impact assessment, and (4) interpretation

2.1. Definition of the Goal and Scope

The goal of this SLCA was to assess the social implications associated with three livestock production systems over their life cycle [17].

This paper adopts a SLCA approach without considering a complete cradle-to-grave system. Importantly, there are different boundaries of SLCA, as found in the systematic review performed by Petti et al. [22]. Of the 35 papers reviewed, 24% focus on the gate-to-gate approach [23–25], while only 32% evaluate a cradle-to-grave system product. Therefore, in this study, the system boundaries were from the gate to the gate of the farm and consider the cow-calf system, which includes the reproductive management of cattle, pregnancy and calving, as well as lactation and the weaning of the calf (Figure 1).

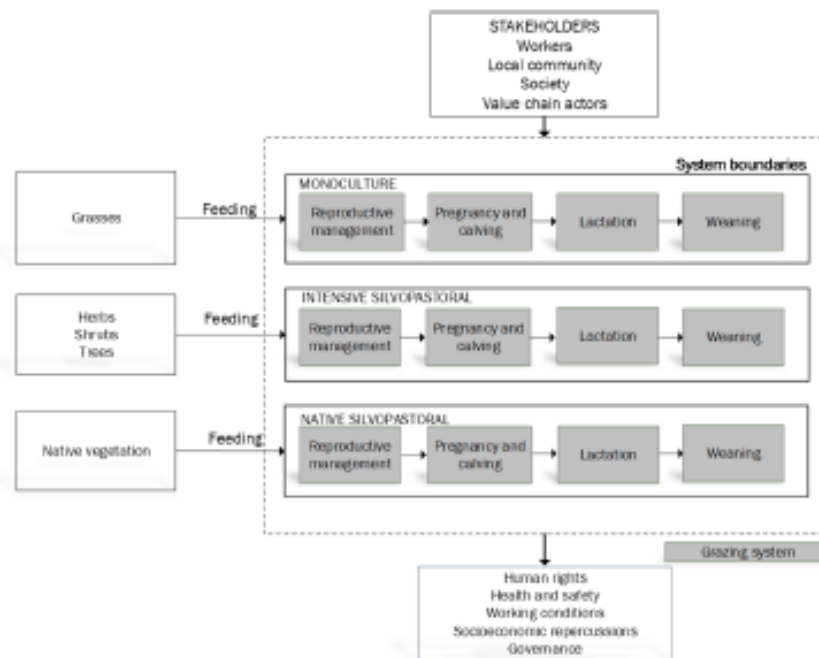


Figure 1. System description.

For the purposes of this study, three grazing livestock systems, the monoculture (MC), intensive silvopastoral (ISP), and native silvopastoral (NSP) systems, were analyzed in two states of the Mexican tropics, Veracruz (V) and Yucatan (Y), with information from 2014 and 2015 collected. This study was based on 12 private cow-calf ranches: three MC, five ISP, and four NSP ranches.

In the Mexican tropics, calf production is characterized by cow-calf herds (*Bos indicus* × *Bos taurus*) maintained on tropical pasture. Nonetheless, there is considerable variability in the management strategies of pasture and supplementation. The main characteristics of the livestock systems studied are mentioned below.

The MC system is characterized by the use of cultivated grasses as the main diet of livestock plus a commercial supplement. The ISP system includes cultivated grasses and legumes, such as *Leucaena leucocephala*, as the basis of the diet, which is also complemented with commercial concentrate. Finally, the NSP system is characterized by the presence of little infrastructure, and the diet is based on native vegetation; grazing is carried out in the forest (Figure 1). The ranches analyzed are considered medium-sized producers. The herd is composed of cows, heifers and bulls; on average, the MC, ISP, and NSP ranches have 75, 23, and 2, 95, 19, and 2, and 47, 9, and 1 heads per type of animal, respectively. All ranches evaluated produce calves; however, one out of four ISP ranches and two out of five NSP ranches are dual purpose (i.e., produce calves and milk). The MC, ISP, and NSP ranches consist of, on average, 145, 96, and 74 ha of land, respectively. The average number of workers per system is 4, 4, and 3 for the MC, ISP, and NSP systems, respectively. The calves produced in the three systems studied are sold to cattle fattening farms located in different regions of the country.

To collect data on the operation of each livestock system, face-to-face interviews were conducted with the managers of each of the 12 ranches. Semi-structured face-to-face interviews were also conducted with each of the workers present at the time of the visits. In some ranches, it was not possible to interview all of the workers because they were in remote areas within the ranch or were on their day off; thus, a total of 25 out of 40 workers were interviewed. The total number of workers

interviewed at each ranch are presented in Table S2 (see supplementary). Additionally, a total of 508 residents of the local communities were surveyed.

In this analysis, the results are not related to a functional unit because there is no direct correlation [26]. However, for communication purposes, 1 kg of live calf is established as the functional unit, which has been used by other authors in LCA studies [11,27]. The assessment took place in the tropical region of southeastern Mexico in the states of V (in the municipalities of Ursulo Galvan and San Andres Tuxtla) and Y (in the municipalities of Tizimin, Tzucacab, and Merida). V is the main cattle-producing state in Mexico, with 11% of the national inventory of cattle [6], while Y, over the last five decades, has deforested 29% of its land due to the increase in the use of livestock land [28]. Therefore, promoting sustainable livestock systems is desired.

2.2. SLCA Inventory Analysis

The data collection consisted of designing questionnaires and conducting surveys and interviews. The questionnaires were customized for the workers, the local community, the value chain actors and the managers of the ranches. They included closed-ended (yes/no) questions, multiple choice questions and open-ended questions through which semiquantitative or quantitative data were collected. The questionnaires were completed through surveys and face-to-face interviews with the stakeholders.

Determination of Impact Categories, Subcategories, and Data Sources

This study included 18 impact subcategories associated with five impact categories: “human rights”, “working conditions”, “health and safety”, “socioeconomic repercussions”, and “governance” (Table 1). Four stakeholder groups were selected: workers (permanent employees of the ranches), the local community (people living in the communities closest to the ranches), society (people living in the states of V and Y), and value chain actors (suppliers of inputs and buyers of calves from the ranches).

2.3. Social Life Cycle Impact Assessment

After completing the social life cycle inventory data collection, the next step is to determine whether the data indicate good or poor social performance with regard to the specific social aspect. According to the United Nations Environmental Program/Society of Environmental Toxicology and Chemistry (UNEP/SETAC) [17], inventory data can be evaluated and interpreted using a scoring system. The evaluation of social impacts was based on the scoring approach method proposed by Padilla-Rivera et al. [29], to which specific rating criteria were incorporated by subcategory of impact for the allocation of performance value.

To evaluate the social impacts of livestock, social life cycle impact assessment (SLCIA) is the criterion for assigning performance values that are specific to each subcategory based on national and international regulations (see supplementary Table S1). The subcategories “freedom of association and collective bargaining”, “social benefits/social security”, “job satisfaction”, and “social acceptance” were characterized by estimating the percentages of the values collected for these subcategories and classifying the percentages as 0–33%, 33–66% and 66–100% [30]. According to this scoring system, if the percentage is greater than 66%, then the performance is rated as 3 (acceptable/yellow).

For semiquantitative indicators with yes/no responses, the “acceptable” rating (3) was allocated when the response values met the established reference value (RV) (see supplementary Table S1); a “poor” value (2) was assigned when the RV was not met. If, in addition to not meeting the RV, the ranch carried out practices (commercial or labor) that are detrimental with respect to the indicator, then it was assigned the “very poor” value (1). The highest value was allocated when the ranches presented at least one proactive practice with respect to the RV, reflecting the company’s interest in the indicator.

Table 1. Categories and subcategories of social impact evaluation and social inventory indicators, with the reference framework specified.

Impact Categories	Impact Subcategories	Inventory Indicators	Reference Framework
Human rights	Child labor (W)	Number of people under 15 working	ILO, Convention No. 138 [31] UN Global Compact, Principles 1 and 5 [32] ILO Convention No. 184 [33]
	Equal opportunities/discrimination (W)	Number of incidents of discrimination Percentage of working women	CEDAW [34]
	Freedom of association and collective bargaining (W)	Percentage of workers who are members of a labor union	ILO, Convention No. 11 [35] ILO, Convention No. 87 [36] UN Global Compact, Principle 3 [32] ILO, Convention No. 141 [37]
Health and safety	Health and safety (W)	Number of work accidents Presence of a formal policy concerning health and safety	ILO, Convention No. 155 [38] ILO, Convention No. 184 [33] LFT [39]
	Safe and healthy living conditions (Lc)	Number of programs to improve the health or safety of the community	ISO 26000 [40] UN Global Compact, Principle 1 [32] IFC Performance Standard 4 [41]
Working Conditions	Fair salary (W)	Average household income per capita from the income of the worker	WB [42]
	Working hours (W)	Average number of hours worked/week	ILO, Convention No. 30 [43] ILO, Convention No.184 [33] LFT [39]
	Forced labor (W)	Number of hours of forced labor identified during the study period	ILO, Convention No. 105 [44] UN Global Compact, Principle 4 [32]
	Social benefits/social security (W)	Average percentage of workers who receive the minimum social benefits established by law (vacation, days off, Christmas bonus, social security, flexible hours, written contract, and training)	LFT [39]
	Job satisfaction (W)	Percentage of workers who would change jobs	ORC International [45]

Table 1. Cont.

Impact Categories	Impact Subcategories	Inventory Indicators	Reference Framework
Governance	Community engagement (Lc)	Existence of a mechanism to receive and take into account the opinion of the community	ISO:26000 [40] IFC Performance Standard 4 [41]
	Public commitments to sustainability issues (S)	Presence of documents concerning agreements on sustainability issues available to the public	ISO:26000 [40] IFC Performance Standard 4 [41]
	Fair competition (Vc)	Documented declaration or procedures (policies, strategies, etc.) to avoid becoming involved or being accomplices in anticompetitive behavior	UN Global Compact, Principle 2 [32]
	Promoting social responsibility (Vc)	Among suppliers, the presence of an explicit code of conduct that protects the human rights of workers	ISO:26000 [40]
Socioeconomic repercussions	Access to material resources (Lc)	Number of programs that aim to create infrastructure for the mutual benefit of the organization and the community	UN Global Compact, Principle 2 [32]
	Access to immaterial resources (Lc)	Number of education programs for the community	ISO:26000 [40]
	Local employment (Lc)	Percentage of workers belonging to local communities	LFT [39]
	Social acceptance (Lc)	Percentage of respondents who consider the existence of ranches to be positive for the community	IFC Performance Standard 4 [41] UN Global Compact, Principle 1 [32]

W = Workers, S = Society, Lc = Local community, Vc = Value chain actors.

2.4. Sensitivity Analysis

The sensitivity analysis consisted of evaluating four ranches belonging to educational institutions, called institutional ranches, in which management practices are carried out in accordance with the law. These ranches were used as “controls” and were intended to serve as guides for other ranches in the region. These ranches allowed us to analyze the relationship between social performance and formal management.






The Kruskal–Wallis H test ($p < 0.05$) was used to identify whether there was a difference between institutional and private (noninstitutional) ranches based on performance values (ranging from 1 to 4). Additionally, multivariate hierarchical clustering was used to analyze whether it was possible to obtain clusters of the ranches studied. For hierarchical cluster analysis (HCA), first, the optimum number of clusters that should be used in the classification was obtained through a stability function. Subsequently, the variables that are significant for each grouping, that is, those that are statistically significant for determining each of the clusters, were identified. Finally, analysis of the p -values for the hierarchical clusters via resampling by multiscale bootstrapping (also known as “pvclust”) was performed to determine whether the groups formed by hierarchical clustering are statistically significant under a hypothesis test based on resampling [46].

HCA was based on the inventory data, the Euclidean distance was adopted as the dissimilarity measurement, and averaging was employed when defining the clusters. The analyses were performed using R statistical software [47].

In this study, the sensitivity analysis also considered a statistical analysis to determine whether there are statistically significant differences in the social performance of the 12 selected private ranches. Since the performance results are given in whole numbers between 1 and 4 (discrete numerical variables of ordinal type), the nonparametric Kruskal–Wallis H test was used.

Another analysis developed was the calculation of a global social performance index, which, from the assignment of weights, seeks to identify whether there are significant differences between private ranches. The calculation associates all the indicators established in Table 2 with the indicator “contribution to local employment”, which is considered strategic in the social performance of the ranches because it contributes to local economic development. This indicator was obtained from the number of employees at each ranch and from the number of people employed in the local community [48]. Based on these data, the percentage of contribution to local employment was estimated for each system (MC, ISP, and NSP) analyzed. The percentage contribution of each system represents a weight by which each of the evaluated indicators was multiplied (see supplementary Table S4). The sum of the products generated the global performance index per system.

Table 2. Description of the social performance scale.

Level	Scale	Social Performance	Rating Criteria
	4	Outstanding	Proactive behavior in relation to the reference value
	3	Acceptable	Meets the reference value
	2	Poor	Does not meet the reference value
	1	Very poor	Does not meet the reference value and operation of the organization in an unfavorable context (i.e., physical, psychological, or security risks, or in violation of human rights)
	0	No data	No reported data

3. Results and Discussion

3.1. Social Impact Assessment by State

Table 3 shows the data inventory and social performance of the 12 private ranches in five out of 18 subcategories of impact analyzed. Data inventory of all impact subcategories is available as supplementary material (see supplementary Table S6). Figure 2 illustrates the average performance score of the ranches for each production system and state (V and Y). This figure shows that in V, all systems have the same social performance level (1.89). In Y, the MC system is best (2.03), while the ISP system is the worst (1.98). Comparing the three livestock production systems between states, we find that those in Y have a better score. On the other hand, the average performance of ranches by stakeholders showed that workers have the lowest performance level (1.73) compared to the stakeholders in the local community (2.31), society (2.00), and the value chain (2.00).

As shown in Figure 2, ranches located in the state of Y had better social performance than those located in V, which can be attributed to the social and socioeconomic conditions of each of the study sites. V has a GDP of 2.3, while Y has a GDP of 3.2. Another determinant of this result could be the Human Development Index (HDI), which combines life expectancy at birth, education, and GDP per capita; this value is higher for Y, having a value of 0.82, than for V, having a value of 0.78 (see supplementary Table S3). This result could indicate that, at a general level, the positive social impacts of livestock systems are higher when they are found in better social, socioeconomic, and geographic contexts.

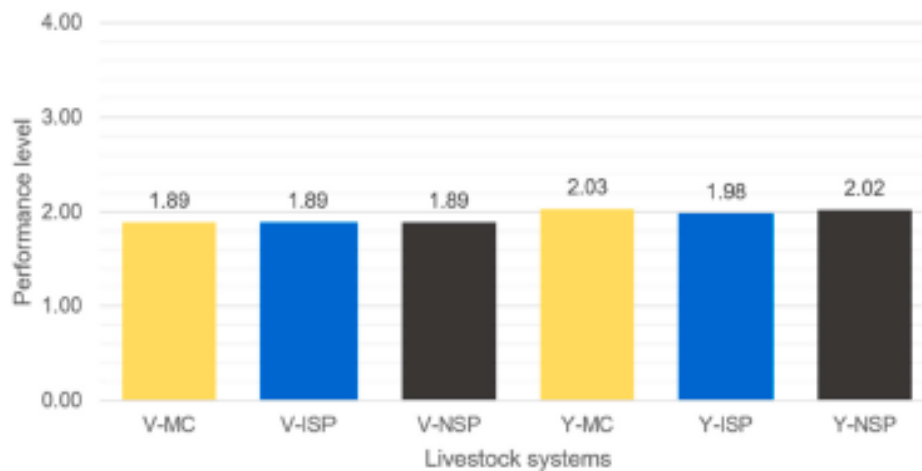


Figure 2. Comparative results of the average performance of livestock systems by state. V = Veracruz, Y = Yucatan, MC = monoculture; ISP = intensive silvopastoral; NSP = native silvopastoral. Performance level: 0 = no data, 1 = very poor, 2 = poor, 3 = acceptable, and 4 = outstanding.

Table 3. Data inventory by indicator for each of the cases studied for five impact subcategories.

Subcategory/Inventory Indicator	VMC1	VMC2	VMC3	VISP1	YISP2	YISP3	YISP4	VNSP1	VNSP2	YNSP3	YNSP4	YNSP5
Freedom of association and collective bargaining (W)												
Percentage of workers who are members of a labor union	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)
Number of people under 15 working	1.00 (2)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	2.00 (1)	0.00 (3)
Child labor (W)												
Fair salary (W)												
Average household income per capita from the income of the worker	1.25 (1)	2.50 (2)	1.59 (1)	1.97 (1)	1.74 (1)	1.66 (1)	1.51 (1)	1.89 (1)	1.00 (1)	2.13 (1)	0.95 (1)	0.94 (1)
Working hours (W)												
Forced labor (W)												
Average number of hours worked/week	63 (1)	64 (1)	44 (3)	52 (2)	63 (1)	36 (1)	48 (3)	49 (2)	40 (1)	57 (2)	31.50 (1)	35 (1)
Number of hours of forced labor identified during the study period	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)

V = Veracruz, Y = Yucatan, MC = monoculture, ISP = intensive silvopastoral, NSP = native silvopastoral, W = workers, Lc = local community, S = society, Vc = value chain actors. The numbers in parentheses indicate the performance level: 0 = no data, 1 = very poor, 2 = poor, 3 = acceptable, and 4 = outstanding. Data inventory of all impact subcategories is available as supplementary material (see supplementary Table S6).

3.2. Analysis by Impact Category

3.2.1. Human Rights

The comparison of the average normalized values of the subcategories included in the human rights category (“child labor”, “equal opportunities and discrimination”, and “freedom of association and collective bargaining”) among the ranches evaluated showed that all ranches have a very poor performance level (1 in Table 3) (Figure 3).



Figure 3. Comparison of the social performance of noninstitutional ranches by impact category. Performance level: 0 = no data, 1 = very poor, 2 = poor, 3 = acceptable, and 4 = outstanding.

Child Labor

The law forbids the employment of children under 15 years of age, and those over this age can provide their services within the limitations established by law [31,39]. In the current study, child labor was identified at two ranches during the period evaluated; the working children were the children of the farm owners. The law indicates that child labor will be allowed only in productive family activities for self-consumption [39], which does not apply in this case because the production is also intended for sale; therefore, these ranches are violating the law.

Child labor was identified in VMC1, where the owner requires his son, under 15, to work at the ranch because the owner considers that, in this way, his son will grow as a man. At YNSP4, the two children of the owner work during their school vacation periods; they are 6 and 12 years old. The participation of children in some types of work, such as helping at home or in a family business, can be beneficial for personal training since it gives children the possibility of acquiring skills for adulthood [49]; however, activities in the field represent a physical risk for children. Although there were no reported work-related accidents involving children in the period studied, we believe that child labor should not be allowed since more than 21% of accidents in field activities involve children and practically all accidents in field activities involve family members [50].

Freedom of Association and Collective Bargaining

The International Labor Organization (ILO) [36] states that “Workers and employers have the right to establish and, subject only to the statutes of the corresponding organization, to join organizations of their own choosing without prior authorization”. In this study, restrictions on workers’ freedom of association were not found; however, at none of the ranches were workers associated with a labor union, which may be due to ignorance of their rights, as noted in the interviews. The lack of workers’ associations is a common characteristic of rural employment in Latin American regions, and it strongly limits the protection of workers’ rights [51], facilitating the existence of precarious working conditions that, in turn, cause discontent and social dissatisfaction that can lead to the abandonment of the countryside.

Equal Opportunities and Discrimination

In the present analysis, no incidents of discrimination by employers or workers were identified; however, none of the ranches met the RV for this subcategory because the participation of women in the work of the ranches was almost nil and only one working woman was identified at one of the ranches (YNSP4). The low participation of women in agricultural work is understandable because the work is hard and those responsible prefer to hire male labor, as was mentioned by some of the ranch owners. This result is similar to that found by Chen and Holden [21] in Irish dairy farms, where labor is also dominated by men. Brandth [52] considers that this phenomenon may be related to family structures and property; at the ranches, there is discrimination by employers against women since employers prefer to hire men due to their greater capacity to put forth physical effort, which reduces the chances for women to work and become independent.

The results identified the low participation of rural women in wage labor as an example of the few opportunities that exist for women's development and as an example of women's economic dependence on men. In Latin America, the cultural assignment of differentiated social roles, where men are providers and women are responsible for reproduction, the childrearing, and housework, has caused the late incorporation of women into work. This concept is the basis of much discrimination against women, especially in rural areas [53]. These issues emphasize the need to close the gender gap to include rural women in wage labor, which is contained in the fifth Sustainable Development Goal concerning gender equality [54].

3.2.2. Health and Safety

The "health and safety" category was evaluated through the subcategories "health and safety" and "safe and healthy living conditions". To assess the "health and safety" subcategory, two inventory indicators were used: the "number of work accidents" and "presence of a formal policy concerning health and safety". Although only four of the 12 noninstitutional ranches reported work accidents during the study period, none had an acceptable level of social performance in this subcategory since all of them lacked a formal policy for health and safety according to the standards established in by law [39].

The agricultural sector is considered one of the three most dangerous sectors in the world [33,55]; therefore, the existence of a formal policy concerning health and safety in organizations is a requirement established by law. It is necessary for livestock organizations to meet legal requirements to prevent accidents at work since they can result in serious injuries [56] with negative effects on family income by reducing the employee's physical capacity to work or through job dismissal. It is necessary to establish monitoring plans regarding health and safety that rely on external representatives who are not ranch workers and who visit the ranches to monitor legal compliance.

The main impact on human health generated by livestock is direct; that is, it is on the workers. In this regard, no complaints were identified by the community; however, in the "healthy living conditions" subcategory, the ranches obtained poor social performance scores (performance level = 2) because they do not include programs that contribute to the prevention of diseases in the community.

3.2.3. Working Conditions

The "working conditions" category included the subcategories "fair salary", "working hours", "forced labor", "social benefits/social security", and "job satisfaction". Figure 3 shows that three ranches had a poor performance level and that nine had a very poor level. This result differs from that obtained by Chen and Holden [21], who obtained favorable results in most of the indicators for worker stakeholders.

Fair Salary

According to the inventory data (Table 3), the workers with the highest per capita income and the only workers who are above the income poverty line are from ranch YMC2. Those with the lowest income work at ranch YNSP5 (2.50 vs. 0.94 USD/d). That is, in 92% of the ranches, the workers have an income that places them in a situation of extreme poverty. This result is in line with the findings reported by Hurst [55]. Some of the characteristics of the payment of salaries include the lack of payment of overtime at all the ranches and payment in kind with the milk produced; these practices violate labor rights [39].

Working Hours

In the “working hours” subcategory, only two ranches (YMC3 and YISP4) met the RV (performance level 3 in Table 3), three ranches (VNSP1, VISP1, and YNSP3) has poor performance (2 in Table 3), and the remaining ranches had very poor performance (1 in Table 3).

Four ranches (VNSP2, YISP3, YNSP4, and YNSP5) had a very poor performance level (1 in Table 3) because they presented conditions of underemployment (under 42 h per week). Underemployment is frequently observed in the agricultural sector and is an important cause of poverty for workers in this sector [57].

The average number of working hours per week per worker in the evaluated ranches is in the range of 32 to 63, but we found that at a ranch, employees can work up to 84.5 h per week (Table 3). The excess number of working hours identified in this study coincides with other activities of the agricultural sector in Latin America, as reported by Franze and Ciroth [51] in regard to the production of roses in Ecuador. This study observed that the distribution of workers by weekly working hours is as follows: only 28% work the number of hours established by law, 24% work between 48 and 57 h, another 24% are underemployed, and the remaining 24% work more than 57 h; that is, 72% of workers are in precarious conditions of work in relation to the “working hours” subcategory. The workers did not mention conflicts at work and expressed a good relationship with their employers; however, a general disagreement about work schedules was identified. The number of working hours is recognized as a fundamental factor in the well-being of workers and their families; therefore, it is important to have effective monitoring of legal compliance regarding this issue. The ideal is to achieve the full employment of people, with workers achieving high productivity and being able to develop their skills [58] without affecting their well-being and that of their families. Achieving this ideal would contribute to achieving Sustainable Development Goal 8 (decent work and economic growth) [54].

Forced Labor

In the interviews with the workers, forced labor was not identified; thus, the performance of the ranches with respect to this subcategory was acceptable (3 in Table 3). This result coincides with that reported by Franze and Ciroth [51] in an SLCA carried out in Ecuador, a country in which the conditions of production in the field are similar to those prevalent in Mexico.

However, the working conditions present at some ranches (VMC1 and YISP2) showed violations of both legal and human rights, e.g., prolonged working hours without overtime payment and a lack of provision of, or the conditioning of, days off. Although the aforementioned practices do not coincide with the ILO definition of forced labor, they show clear features of abuse and the inhumane treatment of workers.

Social Benefits/Social Security

In this subcategory, 100% of the ranches fail to meet the RV. The lack of social benefits in employment is common in rural areas in developing countries [57], which coincides with the report of Franze and Ciroth [51] but contradicts the report of Chen and Holden [21] regarding Ireland and

the Netherlands, where social benefits are granted. Therefore, the intervention of national agencies is important to ensure compliance with national and international laws in this regard.

Although workers in the livestock sector are formally categorized under the national law [39] as “field workers” with specific rights, this group of workers is truly unprotected since the laws and regulations regarding social benefits do not apply in the ranches analyzed because at these ranches, work is performed under informal conditions. The benefits granted to the workers at the evaluated ranches are as follows: 77% receive a Christmas bonus; 52% receive days off; 44% receive vacation, but the number of days granted is less than what is established by law; and 12% receive social security.

Regarding worker training, only two ranches, YMC2 and YNSP5, provide this benefit. Therefore, the possibility that a worker can gain access to a better salary as a skilled laborer does not exist, which confirms that rural poverty is related to unskilled labor, a common characteristic of work in the Mexican countryside [57]. Through the interviews, it was identified that some workers have trained on their own initiative because they want to access jobs with better incomes and know that training is a tool for job growth.

Working conditions must be recorded in written contracts [39]; however, in this SLCA, none of the private ranches analyzed met the RV. In Mexico, there are usually few written contracts in the agricultural sector; verbal agreements prevail, but they leave workers, who do not know their rights and do not have an organization to support them, at a clear disadvantage [57].

Job Satisfaction

Job satisfaction is understood as “the feeling of well-being derived from working conditions, the performance of tasks, belonging to an organization and achieving professional goals and achievements” [59], which is considered to be closely linked to company productivity; therefore, a lower intention to change jobs shows greater job satisfaction [60]. To determine job satisfaction, workers were asked about their desire to change jobs. Forty-six percent answered that they would change jobs, motivated by better working conditions and better remuneration. The results of the evaluation show that only five ranches met the RV, two ranches had a poor performance level, and five ranches had very poor performance. Job satisfaction increases commitment and loyalty to an organization; therefore, there is a low desire to change jobs, which was not found in the context of the livestock ranches evaluated [61].

3.2.4. Governance

The four impact subcategories included in the category “governance” (“community engagement”, “public commitments to sustainability issues”, “fair competition”, and “promoting social responsibility”) reached a performance level equal to 2, equivalent to a poor rating (Figure 3).

Community Engagement

An important feature of organizations in the community is recognizing and taking into account the interests and legal rights of their stakeholders and responding to expressions of their concerns, in addition to evaluating and taking into account the relative capacity of stakeholders to contact, participate in, and influence the organization [40,41]. Due to the lack of formal mechanisms for including the opinion of the community in the decisions made by the ranches, the 12 private ranches analyzed had a poor performance level (equivalent to 2) in this subcategory (Figure 3).

Public Commitments to Sustainability Issues

In this subcategory, all the ranches had poor performance (equivalent to 2) because they lack agreements and/or reports regarding their environmental, social, and economic performance. In Mexico, it is difficult for this type of practice to be carried out in livestock organizations such as those that were evaluated since informality is a characteristic that prevails in these systems.

Fair Competition and Promotion of Social Responsibility

Both “fair competition” and “promotion of social responsibility” are subcategories associated with value chain actors. Additionally, they are framed in principle 2 of the UN Global Compact [32], which stipulates that companies must ensure that they are not accomplices in the violation of the human rights of interested parties, either by an act or by omission, which occurs more often in areas with weak governance. In relation to “fair competition”, the ranches do not have policies or strategies to avoid the involvement of the company in anticompetitive practices. Furthermore, among the suppliers of the ranches or the buyers of their products, there is no explicit code of conduct that protects the human rights of workers. Therefore, the livestock ranches analyzed in this study do not meet the RV.

3.2.5. Socioeconomic Repercussions

The social performance of the ranches in the “socioeconomic repercussions” category was poor (Figure 3). The subcategories evaluated in this impact category were “access to material resources”, “access to immaterial resources”, “local employment”, and “social acceptance”; of these subcategories, only the “local employment” subcategory achieved a rating of 4 for all ranches, and the “social acceptance” subcategory met the RV at two ranches.

Access to Material Resources and Access to Immaterial Resources

The performance of the ranches in the subcategories “access to material resources” and “access to immaterial resources” was poor (performance level = 2) because the ranches do not have programs, formal or informal, that aim to support education, create infrastructure, or improve the health of local communities. Participation in the improvement of the community both in infrastructure and in the development of residents is part of corporate social responsibility [40]. The decision of the organizations to positively contribute to the improvement of the local community is a voluntary decision that means an opportunity to support the protection of human rights in socially underdeveloped communities [32]. The owners of the ranches could improve their social performance by supporting improvements in the community.

Social Acceptance

The behavior of the ranches towards local communities is reflected in the “social acceptance” subcategory, which was evaluated by asking local residents whether they consider the existence of the ranches to be positive for the community. In this subcategory, only two ranches (16.6%) meet the RV. It was identified that there is a perception that the owners of the ranches are concerned about only their own interests, that they cause deforestation and pollution and that the jobs they offer are scarce and poorly paid. However, some interviewees (VMC1, VISP1, VNSP1, and NSP2) considered that the existence of the ranches is favorable because they are a source of employment, promote agriculture, sometimes support traditional festivals, and sell locally produced food.

Local Employment

The generation of local employment by companies is considered a generator of economic development. In this study, the 12 ranches analyzed had an outstanding performance in the “local employment” subcategory because 100% of their employees belong to nearby communities. However, the jobs offered by the ranches are scarce; thus, the positive impact of this subcategory is low.

3.3. Sensitivity Analysis

3.3.1. Institutional Ranches

The results obtained from the sensitivity analysis for the institutional ranches showed that management is the most relevant variable that influences the social performance of ranches in the

Mexican tropics since the institutional ranches presented better performance than the private ranches in four out of five impact categories evaluated (Figure 4). This result is in line with Siebert et al. [62], who state that the social implications are associated with the conduct of the organizations along the life cycle.

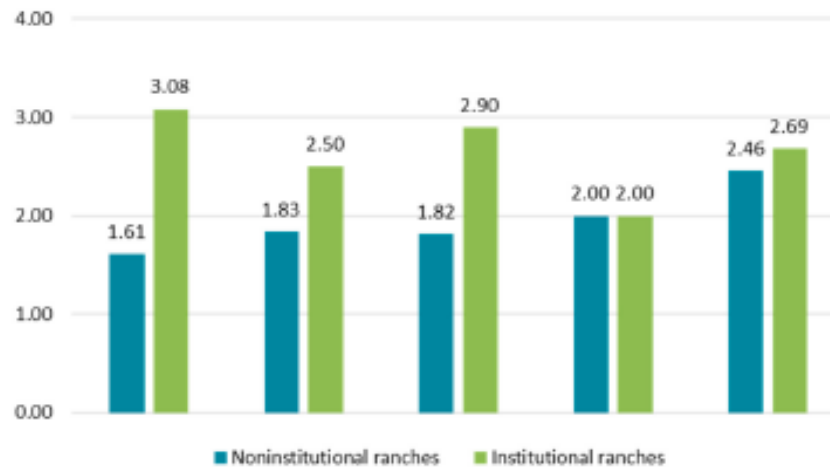


Figure 4. Comparison of the social performance of the institutional and noninstitutional ranches by impact category. Performance level: 0 = no data, 1 = very poor, 2 = poor, 3 = acceptable, and 4 = outstanding.

However, the institutional ranches achieved acceptable performance only in the category “human rights”. In the categories “health and safety”, “working conditions”, “governance”, and “socioeconomic repercussions”, they showed poor performance.

The best performance of the institutional ranches was in the “human rights” category since the workers are affiliated with a union and no child labor was identified during the evaluated period. However, in the “equal opportunities/discrimination” subcategory, no working women were identified in three of the institutional ranches; therefore, they had a very poor performance rating.

Regarding the “health and safety” category, all institutional ranches met the RV; however, in the “safe and healthy living conditions” subcategory, their performance was poor. In the “working conditions” impact category, the institutional ranches met the RV of the “forced labor”, “social benefits/social security”, and “job satisfaction” subcategories; however, in the “fair salary” category, none of the ranches met the RV, and in the “working hours” category, only two ranches met the RV.

In the “fair salary” subcategory, none of the institutional ranches met the RV. The ranches comply with paying workers the minimum wage established by law; however, this salary is not above the poverty line established in this study as a RV. Educational institutions are obliged to pay only the current minimum wage established by law, a salary that does not guarantee that workers and their families can cover their basic needs. However, the institutional ranches in this subcategory have a higher average performance value than do the noninstitutional ranches (1.5 vs. 1.1).

In the “working hours” subcategory, during the evaluated period, two of the institutional ranches (I-VMC1 and I-VMC2) had very poor performance because of the existence of underemployment due to few working hours.

In the “socioeconomic repercussions” category, the institutional ranches did not reach an acceptable performance level because only two out of four impact subcategories (“access to immaterial resources” and “local employment”) met the RV.

The dendrogram obtained by the HCA using the *pvcust* package (95%) (cluster analysis) shows the agglomeration of the 16 ranches in three groups (Figure 5). This grouping has a probability greater than 95%, as indicated by the AU *p*-values in the dendrogram. Cluster A groups the four institutional

ranches; Cluster B includes five ranches, two with the ISP system, and three with the NSP system; and Cluster C includes the seven remaining ranches: three ranches with the MC system, three with the ISP system, and one with the NSP system (all noninstitutional). According to the *cutreevar* function of the “ClustOfVar” method, an R package for the clustering of variables, the similarity variables of Cluster A are the “labor benefits” and “fair salary” subcategories, as these ranches had the best performance value in these subcategories; in Cluster B, the similarity variables are “working hours” and “social acceptance”; and in Cluster C, the similarity feature is “job satisfaction”.

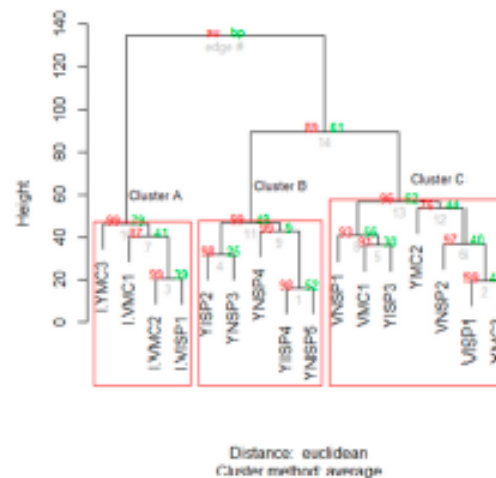


Figure 5. Hierarchical clustering tree of the 16 ranches (institutional (I) and noninstitutional). The vertical axis represents the distance in similarity between ranches. Values at branches are AU *p*-values (left), BP values (right), and cluster labels (bottom).

The reason for the best performance of the institutional ranches with respect to noninstitutional ranches is that these ranches are obliged by a labor contract to comply with the law, especially with regard to the workers.

In accordance with the above results, diverse socioeconomic conditions act on workers in a way that favors abuse by employers, including the lack of legal orientation, the lack of education and the ignorance of their labor rights, such that they do not find effective ways to negotiate better labor and salary conditions, which is in line with the findings reported by Contreras [56]. This phenomenon is exacerbated by socioeconomic situations of poverty that lead to the acceptance of unfavorable and unfair working conditions [63].

One relevant factor that makes possible the poor social performance of the livestock production systems studied is the lack of vigilance in compliance with legal frameworks regarding social matters, which is why establishing adequate monitoring instruments is necessary. Doing so will mean the development of local norms that cover the particular requirements of the economic activities of the field and the creation of a monitoring agency (governmental or civil) that supervises and receives complaints concerning noncompliance with laws regarding social matters and that has the abilities to intervene to rectify violations by the ranches. The above will support improving the working conditions of workers and, in general, improve the welfare of all stakeholders in livestock systems.

Additionally, it would be appropriate to implement social agriculture programs to increase the empowerment of women, provide social assistance to children, and promote the recovery of the dignity of the rural worker, practices that are widespread in Europe and that should be applied in developing countries such as Mexico.

The sensitivity analysis shows that even when institutional ranches comply with legal requirements, they do not achieve acceptable social performance because the RVs for evaluating the impact subcategories established in this study were based not only on compliance with legal requirements but

also on human rights. Therefore, it is necessary to reformulate the laws regarding social matters by considering the basic well-being requirements of people based on local social and cultural situations.

Establishing local standards will support obtaining more accurate results through the use of SLCA, achieving better coverage when evaluating social impacts. Such results will reflect the points of opportunity to raise the quality of life of stakeholders and thus promote human dignity and well-being.

3.3.2. Private Ranches

The results of the Kruskal–Wallis H test showed that there is no significant difference ($p > 0.05$) in the social performance of the 12 noninstitutional or private ranches.

The results of the global performance index calculated from the contribution to local employment did not allow us to distinguish significant differences in social aspects between the systems analyzed. However, the results of this analysis are considered “inconclusive” since it is not unlikely that there would be an important impact (the 95% confidence interval across the threshold for what is considered to be an important effect). The social performance scores were 0.30, 0.35, and 0.35 for the MC, ISP, and NSP systems, respectively (see supplementary Tables S4 and S5). The reason may be that the social performance of livestock activities is the result of a complex interaction of the social, economic, and political factors involved in the region. Thus, the results for the livestock systems evaluated can mainly be explained by their social context and not by the type of agricultural production system.

Regarding the social context, southeastern Mexico is the region with the lowest economic development in the country, with an average annual growth in GDP of 1.3% (56% less than the rest of the country, which is above 3%) [64]. Furthermore, this region has the largest national indigenous population (56.26%) [65], which is considered a vulnerable group due to conditions of social marginalization (e.g., high levels of illiteracy, lack of access to social security, and lack of access to food) [66] (In addition, lower levels of education in the employed population are present in this region [57]). This context leads farmers to provide unfavorable working conditions and precarious salaries to their employees and to show indifference to or little interest in contributing to improving local social well-being. Our results are in line with those of Dumont and Baret [67], who note that the socioeconomic and political context, history, work orientation, and sociocultural heritage exert a greater influence on producers’ working conditions than does their degree of mechanization.

At the same time, the agricultural sector has conditions of economic lag compared to other sectors. Its participation in the generation of jobs is the lowest, and it contributes only 11% of the employed population, while the services, secondary, and commercial sectors show percentages of employment of 44%, 25%, and 18%, respectively [57]. Additionally, the labor markets, particularly the agricultural markets, tend to be informal [64,68], which favors legal noncompliance.

From the perspective of the sustainability of the sector, the above results are worrisome since the informality of these producers (most of them are small) prevents them from accessing financing programs for the acquisition of technological tools, infrastructure, or specialized advice, perpetuating low economic growth. In addition, the precarious working conditions of the agricultural sector have caused the abandonment of agriculture and have increased nonagricultural rural work (e.g., small shops and transport services), leading to, among other things, the transformation of societies in rural areas and the loss of their cultural identity [69].

4. Conclusions and Recommendations

The results shown in this work can contribute to both the livestock and SLCA fields because the data provided present real case studies that move towards a full SLCA. Although this work is not a full SLCA, it can be considered an innovative social sustainability evaluation, and therefore, it can be considered a tool for achieving the sustainable development of livestock production.

The scoring approach methodology with a life cycle perspective allowed us to objectively evaluate the social performance of ranches using three tropical livestock systems in Mexico. Based on the results, in the social context, the ISP system does not have a better social impact than the MC and NSP systems.

The average value of performance of the noninstitutional or private ranches with the MC system was better in the impact subcategories “health and safety”, “social benefits”, and “social acceptance”; the ranches with the ISP system had better performance in “child labor”; and those with the NSP system had better performance in the subcategory “equal opportunities/discrimination”. Nonetheless, all these ranches had poor performance.

The results showed that there is no relationship between social performance and the production system. Rather, it depends on the management practices of each ranch and on complex socioeconomic processes. We suggest that the behavior of livestock ranches is a reflection of the social, economic, and cultural realities in the study sites. With more research and more documentation drawing from practice, where the uncertainty in SCLA mostly comes from will become clearer. For the moment, one idea would be to qualitatively document uncertainty at the unit process level and according to which type of data collection is used and how the data are aggregated. Additionally, a stochastic analysis should be implemented to explore the entire feasible weight space using probabilistic weights.

The results obtained in this SLCA have high precision since the data used were obtained at the farm level, that is, at the local level, and were specific to the livestock sector. In this study, rigorous RVs were used to rate the performance of the ranches; therefore, because rural economic activities in Mexico are usually informal, it is understandable that the social performance levels of the ranches were poor. However, the completeness and rigor of the methodology used allowed us to understand the reality of the performance of ranches in southeastern Mexico.

This study showed unfavorable results for a sector with a strategic function to reduce rural poverty and ensure food security in Mexico; therefore, in conclusion, the livestock ranches evaluated are not sustainable from the social perspective. To improve the social impacts of livestock ranching, institutional involvement in monitoring legal compliance and in developing and implementing strategies that support the transition to sustainable livestock systems is essential. A coordinated effort that addresses a wide variety of economic, social, cultural, and legal problems is required to prevent abuse of workers, to reduce their vulnerability, and to generate greater positive social impacts. Within the possibilities for improving this sector that exist, labor inspection is essential to guarantee that labor legislation is applied. The participation of ranches in improving the well-being of local communities and in including their opinions and concerns in decision making within the ranches is also essential. Additionally, it is necessary to reformulate laws regarding social matters by considering the basic well-being requirements of people based on local social and cultural situations.

To have a complete SLCA, future work should include consumer interest groups. Additionally, it is necessary to incorporate indicators that include cultural, social, and economic contexts and to analyze institutional performance and its impact on the livestock sector.

Finally, further research is needed, and there is room for improvement. This paper shows that there are limitations and challenges to developing SLCA in light of social sustainability. We identified four main challenges: those concerning generalization (this research is based on case studies, and therefore, the results cannot be applied for local or regional decision making), data uncertainty, extension of the indicators used, and the lack of measurement of positive impacts.

Supplementary Materials: The following are available online at <http://www.mdpi.com/2071-1050/11/16/4419/s1>, Table S1: Inventory indicators with reference values and evaluation criteria, Table S2: Characteristics of the ranches analyzed, total number of workers interviewed at each ranch, and local inhabitants surveyed, Table S3: Socioeconomic data of the sites where the ranches are located, Table S4: Score for the subcategories of impact and global social performance index at each ranch, Table S5: Weight associated with the contribution to local employment by livestock system, Table S6: Data inventory by indicator for each of the cases studied.

Author Contributions: Conceptualisation, L.P.G., A.R.-H., M.d.I.S.R.L. and A.P.-R.; methodology, L.P.G., A.R.-H. and A.P.-R.; data collection, A.R.-H. and A.P.-R.; data analysis, A.R.-H.; writing—original draft preparation, A.R.-H.; writing—review and editing, L.P.G., A.R.-H., A.P.R. and M.d.I.S.R.L.

Funding: This research was funded by by “Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica” grant number PAPIIT IV 200715.

Acknowledgments: The first author gratefully acknowledges the National Council of Science and Technology (CONACYT) for her Ph.D. scholarship and the Program in Sustainability Sciences, UNAM (Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, Universidad Nacional Autónoma de México). We appreciate the valuable collaboration of Francisco A. Ruiz López in the data collection, María E. Villalba Pastrana for her support in the data collection and analysis, and Alejandro Frias Villegas for his support in the statistical analysis.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

- Steinfeld, H.; Gerber, P.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; de Haan, C. *Livestock's Long Shadow: Environmental Issues and Options*; Food and Agriculture Organization of the United Nations: Rome, Italy, 2006.
- Herrero, M.; Thornton, P.K.; Gerber, P.; Reid, R.S. Livestock, livelihoods and the environment: Understanding the trade-offs. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* **2009**, *1*, 111–120. [CrossRef]
- Perry, B.; Sones, K. Poverty reduction through animal health. *Science* **2007**, *315*, 333–334. [CrossRef] [PubMed]
- FAOSTAT. Food and Agriculture Data. Livestock primary. Rome: Statistics Division Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2017. Available online: <http://www.fao.org/faostat/en/#home> (accessed on 12 September 2018).
- Rojó-Rubio, R.; Vázquez-Armijo, J.E.; Pérez-Hernández, P.; Mendoza-Martínez, G.D.; Salem, A.Z.M.; Albarrán-Portillo, B.; González-Reyna, A.; Hernández-Martínez, J.; Rebollar-Rebollar, S.; Cardoso-Jiménez, D.; et al. Dual purpose cattle production in Mexico. *Trop. Anim. Health Prod.* **2009**, *41*, 715–721. [CrossRef]
- SIAP. Estadísticas de Producción ganadera para México. 2017. Available online: <https://www.gob.mx/siap/acciones-y-programas/produccion-pecuaria> (accessed on 8 February 2019).
- Ibrahim, M.; Guerra, L.; Casasola, E.; Neely, C. Importance of silvopastoral systems for mitigation of climate change and harnessing of environmental benefits. In *Grassland Carbon Sequestration: Management, Policy and Economics*; FAO Integrated Crop Management, FAO: Rome, Italy, 2010; Volume 11, pp. 189–196.
- Pelletier, N.; Pirog, R.; Rasmussen, R. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *J. Agric. Syst.* **2010**, *103*, 380–389. [CrossRef]
- Rivera-Huerta, A.; Güereca, L.P.; Rubio, M. Environmental impact of beef production in Mexico through life cycle assessment. *Resour. Conserv. Recycl.* **2016**, *109*, 44–53. [CrossRef]
- Souza, D.M.; De Petre, R.; Jackson, E.; Hadarits, M.; Pogue, S.; Carlyle, C.N.; Bork, E.; Mcallister, T. Value Chain: State-of-the-Art and Recommendations for Future Improvements. *Animals* **2017**, *7*, 26. [CrossRef] [PubMed]
- Willers, C.D.; Maranduba, H.L.; Neto, J.A.; Rodrigues, L.B. Environmental Impact assessment of a semi-intensive beef cattle production in Brazil's Northeast. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2017**, *22*, 516–524. [CrossRef]
- Zhuang, M.; Gongbuzeren, L.W. Greenhouse gas emission of pastoralism is lower than combined extensive/intensive livestock husbandry: A case study on the Qinghai-Tibet Plateau of China. *J. Clean. Prod.* **2017**, *147*, 514–522. [CrossRef]
- De Freitas, D.S.; de Oliveira, Y.E.; de Oliveira, J.M. Sustainability in the Brazilian pampa biome: A composite index to integrate beef production, social equity, and ecosystem conservation. *Ecol. Indic.* **2019**, *98*, 317–326. [CrossRef]
- Riethmuller, P. The social impact of livestock: A developing country perspective. *Anim. Sci. J.* **2003**, *74*, 245–253. [CrossRef]
- Angelsen, A.; Kaimowitz, D. (Eds.) *Agricultural Technologies and Tropical Deforestation*; CABI Publishing: Wallingford, UK, 2001.
- Chhipi-Shrestha, G.K.; Hewage, K.; Sadiq, R. “Socializing” sustainability: A critical review on current development status of social life cycle impact assessment method. *Clean Technol. Environ. Policy* **2015**, *17*, 579–596. [CrossRef]
- UNEP/SETAC. *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products*; UNEP/SETAC Life Cycle Initiative: Paris, France, 2009.
- ISO. *ISO 14040—Environmental Management—Life Cycle Assessment—Goal and Scope—Principles and Framework*; International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland, 2006.
- ISO. *ISO 14044—Environmental Management—Life Cycle Assessment—Requirements and Guidelines*; International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland, 2006.

20. Revéret, J.-P.; Couture, J.-M.; Parent, J. *Socioeconomic LCA of Milk Production in Canada*; Social Life Cycle Assessment. An Insight; Muthu, S., Ed.; Springer: Singapore, 2015; pp. 25–69. [CrossRef]
21. Chen, W.; Holden, N.M. Social life cycle assessment of average Irish dairy farm. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2017**, *22*, 1459–1472. [CrossRef]
22. Petti, L.; Serreli, M.; Di Cesare, S. Systematic literature review in social life cycle assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2018**, *23*, 422–431. [CrossRef]
23. Arcese, G.; Lucchetti, M.; Merli, R. Social Life Cycle Assessment as a Management Tool: Methodology for Application in Tourism. *Sustainability* **2013**, *5*, 3275–3287. [CrossRef]
24. Falcone, P.; Imbert, E. Social Life Cycle Approach as a Tool for Promoting the Market Uptake of Bio-Based Products from a Consumer Perspective. *Sustainability* **2018**, *10*, 1031. [CrossRef]
25. Takeda, S.; Keeley, A.; Sakurai, S.; Managi, S.; Norris, C. Are Renewables as Friendly to Humans as to the Environment?: A Social Life Cycle Assessment of Renewable Electricity. *Sustainability* **2019**, *11*, 1370. [CrossRef]
26. Dreyer, L.; Hauschild, M.; Schierbeck, J. A Framework for Social Life Cycle Impact Assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2006**, *11*, 88–97. [CrossRef]
27. Ruviaro, C.; de Léis, C.; Lampert, V.; Jardim, B.; Dewes, H. Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: A case study. *J. Clean. Prod.* **2015**, *96*, 235–443. [CrossRef]
28. Ellis, E.; Hernández-Gómez, I.; Romero-Montero, J. Los procesos y causas del cambio en la cobertura forestal de la Península Yucatán, México. *Ecosistemas* **2017**, *26*, 101–111. [CrossRef]
29. Padilla-Rivera, A.; Morgan-Sagastume, J.M.; Noyola, A.; Güereca, L.P. Addressing social aspects associated with wastewater treatment facilities. *Environ. Impact Assess. Rev.* **2016**, *57*, 101–113. [CrossRef]
30. Yıldız, G.; Altun, Ç.; Neşet, K. Social life cycle assessment of different packaging waste collection system. *Resour. Conserv. Recycl.* **2017**, *124*, 1–12. [CrossRef]
31. ILO. International Labor Organization Convention, No. 138. 1973. Available online: https://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=NORMLEXPUB:12100:0:NO:P12100_ILO_CODE:C138 (accessed on 15 August 2018).
32. UN. Global Compact. *The Power of Principles*. 2017. Available online: <https://www.unglobalcompact.org/what-is-gc/mission/principles/principle-2> (accessed on 25 August 2018).
33. ILO. Safety and Health in Agriculture Convention, No. 184. 2001. Available online: https://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=NORMLEXPUB:12100:0:NO:P12100_ILO_CODE:C184 (accessed on 1 September 2018).
34. CEDAW. Convention on the Elimination of All Forms of Discrimination against Women. UN: New York, NY, USA, 18 December 1979. Available online: <http://www.un.org/womenwatch/daw/cedaw/cedaw.htm> (accessed on 15 January 2019).
35. ILO. Convention concerning the Rights of Association and Combination of Agricultural Workers (No. 11). 1921. Available online: https://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=NORMLEXPUB:12100:0:NO:P12100_ILO_CODE:C011 (accessed on 20 September 2018).
36. ILO. Convention concerning Freedom of Association and Protection of the Right to Organise. Convention 1948 (No. 87). Available online: https://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=NORMLEXPUB:12100:0:NO:P12100_ILO_CODE:C087:NO (accessed on 20 August 2018).
37. ILO. Rural Workers' Organisations Convention, No. 141. 1975. Available online: https://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=NORMLEXPUB:12100:0:NO:P12100_ILO_CODE:C141 (accessed on 20 August 2018).
38. ILO. Occupational Safety and Health Convention, No. 155. 1981. Available online: https://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=normlexpub:12100:0:no:p12100_instrument_id:312300 (accessed on 23 August 2018).
39. LFT. *Ley Federal del Trabajo, Diario Oficial de la Federación*; Distrito Federal México, Mexico, 2015.
40. ISO. ISO 26000. In *Guidance on Social Responsibility*; International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland, 2010.
41. IFC. International Finance Corporation Performance Standar 4. World Bank Group, 2012. Available online: http://www.ifc.org/wps/wcm/connect/topics_ext_content/ifc_external_corporate_site/sustainability-at-ifc/policies-standards/performance-standards/ps4 (accessed on 30 June 2018).
42. WB. LAC Equity Lab: Poverty. The World Bank, 2017. Available online: <http://www.worldbank.org/en/topic/poverty/lac-equity-lab1/poverty> (accessed on 9 October 2017).
43. ILO. Hours of Work (Commerce and Offices) Convention. 1930. No. 30. Available online: https://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=NORMLEXPUB:12100:0:NO:P12100_INSTRUMENT_ID:312175 (accessed on 17 August 2018).

44. ILO. Abolition of Forced Labour Convention. 1957. No. 105. Available online: http://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=NORMLEXPUB:12100:0:NO:P12100_ILO_CODE:C105 (accessed on 25 August 2018).
45. ORC International. Global Perspectives 2015: Worldwide trends in employee engagement. www.OCInternational.com(Decente et al., n.d.)(Decente et al., n.d.)(Decente et al., n.d.) 2015. Available online: <https://orcinternational.com/report/2015-worldwide-trends-in-employee-engagement/> (accessed on 15 October 2018).
46. Suzuki, R.; Shimodaira, H. Pvcust: An R package for assessing the uncertainty in hierarchical clustering. *Bioinformatics* **2006**, *22*, 1540–1542. [CrossRef] [PubMed]
47. R Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*; R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria, 2016. Available online: <https://www.r-project.org/> (accessed on 28 July 2018).
48. INEGI Censo de población y vivienda 2010. Available online: <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2010/> (accessed on 2 February 2019).
49. ILO. Combating child labour. A handbook for labour inspectors. International Programme on the Elimination of Child Labour (IPEC) InFocus Programme on Safety and Health at Work and the Environment (SafeWork) International Association of Labour Inspection (IALI). 2002. Available online: https://www.ilo.org/global/topics/labour-administration-inspection/resources-library/publications/WCMS_110148/lang-en/index.htm (accessed on 20 August 2018).
50. HSA. Farm Safety Code of Practice—Risk Assessment Document. Health and Safety Authority, 2006. Available online: https://www.hsa.ie/eng/publications_and_forms/publications/agriculture_and_forestry/farm_safety_risk_assessment_pdf (accessed on 10 October 2018).
51. Franze, J.; Ciroth, A. A Comparison of Cut Roses from Ecuador and the Netherlands. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2011**, *16*, 366–379. [CrossRef]
52. Brandth, B. Gender identity in European family farming: A literature review. *Sociol. Rural.* **2002**, *42*, 181–200. [CrossRef]
53. Ballara, M.; Parada, S. *El Empleo De Las Mujeres Rurales*, 1st ed.; FAO-CEPAL: Rome, Italy, 2009.
54. UN. Transforming our world: The 2030 Agenda for Sustainable Development. In Proceedings of the Seventieth Session of the United Nations General Assembly, New York, NY, USA, 21 October 2015.
55. Hurst, P. *Agricultural Workers and Their Contribution to Sustainable Agriculture and Rural Development*, 1st ed.; FAO-ILO-IUF: ILO: Geneva, Switzerland, 2007.
56. Kallioniemi, M.K.; Raussi, S.M.; Rautiainen, R.H.; Kymäläinen, H.R. Safety and animal handling practices among women dairy operators. *J. Agric. Saf. Health* **2011**, *17*, 63–78. [CrossRef] [PubMed]
57. Contreras, M. *Población Rural Y Trabajo En México*, 1st ed.; Universidad Nacional Autónoma de México: Ciudad de México, Mexico, 2017.
58. ILO. *International Definitions and Prospects of Underemployment Statistics*; International Labour Organization: Geneva, Switzerland, 1999. Available online: https://www.ilo.org/global/statistics-and-databases/WCMS_091440/lang-en/index.htm (accessed on 6 January 2019).
59. Laca, A.; Mejía, C.; Gondra, J. Propuesta de un modelo para evaluar el bienestar laboral como componente de la salud mental. *Psicol. Salud* **2006**, *16*, 87–92.
60. Abrajan, M.G.; Contreras, P.; Montoya, S. Grado de Satisfacción Laboral y Condiciones de Trabajo: Una Exploración Cualitativa. Job satisfaction degree and working conditions: A qualitative exploration. *Enseñanza e Investigación en Psicología* **2009**, *14*, 105–118.
61. Acker, J. The effect of organizational conditions (role conflict, role ambiguity, opportunities for professional development, and social support) on job satisfaction and intention to leave among social workers in mental health care. *Community Ment. Health J.* **2004**, *40*, 65–73. Available online: <https://link.springer.com/article/10.1023/B:COMH.0000015218.12111.26> (accessed on 20 March 2019). [CrossRef]
62. Siebert, A.; Bezama, A.; O’Keeffe, S.; Thrän, D. Social life cycle assessment indices and indicators to monitor the social implications of wood-based products. *J. Clean. Prod.* **2018**, *172*, 4074–4084. [CrossRef]
63. UNHRC. *Promotion and Protection of All Human Rights, Civil, Political, Economic, Social and Cultural Rights, Including the Right to Development*; United Nations Human Rights Council: Geneva, Switzerland, 2008. Available online: <https://business-humanrights.org/sites/default/files/reports-and-materials/Ruggie-report-7-Apr-2008.pdf> (accessed on 30 August 2018).

64. PNUD. *Informe Sobre Desarrollo Humano México 2016*; México, D.F., Ed.; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo: New York, NY, USA, 2016. Available online: <http://www.mx.undp.org/> (accessed on 15 February 2019).
65. CDI, 2017. Sistema de indicadores sobre la población indígena de México, based on: INEGI, Encuesta Intercensal, México. 2015. Available online: <https://www.gob.mx/inpi/documentos/indicadores-socioeconomicos-de-los-pueblos-indigenas-de-mexico-2015> (accessed on 31 January 2019).
66. CONEVAL. *Medición de La Pobreza*. 2019. Available online: https://www.coneval.org.mx/Medicion/MP/Paginas/AE_pobreza_2016.aspx, (accessed on 31 January 2019).
67. Dumont, A.; Baret, P. Why working conditions are a key issue of sustainability in agriculture? A comparison between agroecological, organic and conventional vegetable systems. *J. Rural. Stud.* **2017**, *56*, 53–64. [CrossRef]
68. OIT. *Transición a la formalidad en la economía rural informal*. Organización Internacional del Trabajo. 2017. Available online: http://www.ilo.org/global/topics/economic-and-social-development/rural-development/WCMS_437218/lang-es/index.htm (accessed on 3 February 2019).
69. Yúnez, A.; Taylor, E. The determinants of nonfarm activities and incomes of rural households in Mexico, with emphasis on education. *World Dev.* **2001**, *29*, 561–572. [CrossRef]



© 2019 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Table S1. Inventory indicators with reference values and evaluation criteria.

Subcategories	Inventory indicator	Reference value	Type of indicator	Determination of the indicator values
Child labor (W)	Number of people under 15 working	0	Q	4 = There is a formal policy to prevent child labor 3 = 0 people under 15 working 2 = There is 1 person under 15 working 1 = There is more than one person under 15 working
Equal opportunities/discrimination (W)	Number of incidents of discrimination	0	Q	4 = 0 incidents due to discrimination and more than 50% of employees are women 3 = 0 incidents of discrimination and 50% of employees are women 2 = 0 incident due to discrimination and less than 1 to 50% of employees are women 1 = 1 or more incidents of discrimination and / or 0% of women working
	Percentage of working women	50	Q	
Freedom of association and collective bargaining (W)	Percentage of workers who are members of a labor union	100	Q	4 = There is a formal policy to integrate workers into a labor union 3 = 66 to 100 of the workers are members of a labor union 2 = 33 to 66% of the workers are members of a labor union 1 = 0 to 33% of the workers are members of a labor union
Health and safety (W)	Number of work accidents	0	Q	4 = There is an internal or external representative of health and safety 3 = There are no work accidents and there is a formal policy regarding health and safety 2 = There are 1 or more accidents at work or there is no formal policy concerning health and safety 1 = There are 1 or more accidents at work and there is no formal policy regarding health and safety
	Presence of a formal policy concerning health and safety	Yes	S	
Fair salary (W)	Average household income per capita from the income of the worker	Poverty line= 4 USD/d Extreme poverty line= 2.5 USD/d	Q	4 = The per capita income of the household is greater than the poverty line 3 = The per capita income of the household is equal to the poverty line 2 = Per capita income is less than the poverty line and higher than the extreme poverty line 1 = Per capita income is equal to or less than the extreme poverty line
Working hours (W)	Average number of hours worked/week	42-48	Q	4 = There are formal agreements between employer and workers to establish working hours according to the type of activity 3 = Average / weekly work hours are between 42 and 48 2 = Average work hours / week is longer than 48 and less than 57 1 = Average work hours / week is longer than 57 and / or less than 42
Forced labor (W)	Number of hours of forced labor identified during the study period	0	Q	4 = There is a formal policy against forced labor 3 = 0 number of hours of forced labor 2 = 1 or more hours of forced labor 1 = It is a common practice to subject workers to forced labor
Social	Average percentage of workers	100	Q	4 = Meets more than the minimum social benefits established by law

Subcategories	Inventory indicator	Reference value	Type of indicator	Determination of the indicator values
benefits/social security (W)	who receive the minimum social benefits established by law (vacation, days off, Christmas bonus, social security, flexible hours, written contract and, training)			3 = 66 to 100% of the minimum social benefits established by law 2 = 33 to 66% of the minimum social benefits established by law 1 = 0 to 33% of the minimum social benefits established by law
Job satisfaction (W)	Percentage of workers who would change jobs	0	Q	4 = There is a high positive commitment of the worker so they would not leave their job 3 = 0 to 33% would change their job 2 = 33 to 66% would change their job 1 = 66 to 100% would change their job
Access to material resources (Lc)	Number of programs that aim to create infrastructure for the mutual benefit of the organization and the community	1	Q	4 = There is a formal policy of support for community infrastructure 3 = There is a program to support the community infrastructure 2 = There is no program to support the infrastructure of the community 1 = The ranch has practices that obviously affect the infrastructure of the community (damage to roads, etc.)
Access to immaterial resources (Lc)	Number of education programs for the community	1	Q	4 = There is a formal policy of support and promotion of community education 3 = There is 1 program of support for community education 2 = There is no support program for community education 1 = Organization disparages and avoids involvement in community education activities
Safe and healthy living conditions (Lc)	Number of programs to improve the health or safety of the community	1	Q	4 = There is a support program to improve the health or safety of the community 3 = There is 1 program of support to improve the health or safety of the community 2 = There is no support program to improve the health or safety of the community 1 = The organization disparages and prevents the involvement of its workers in activities to promote health or safety
Local employment (Lc)	Percentage of workers belonging to local communities	90	Q	4 = + 90% of the workers belong to the local community 3 = 90% of the workers belong to the local community 2 = 89-50% of the workers belong to the local community 1 = - 50% of the workers belong to the local community
Community engagement (Lc)	Existence of a mechanism to receive and take into account the opinion of the community	Yes	S	4 = There is more than one formal mechanism to consider the opinion of the community in the decisions of the ranch 3 = Complies with the reference value 2 = Does not meet the reference value 1 = Complaints and / or opinions of the community are not attended

Subcategories	Inventory indicator	Reference value	Type of indicator	Determination of the indicator values
Social acceptance (Lc)	Percentage of respondents who consider the existence of ranches to be positive for the community	100	Q	4 = 100% of respondents consider the presence of the ranch positive and this is a reference value for community decision making 3 = 66 to 100 % of respondents consider the presence of ranches positive 2 = 33 to 66% of respondents consider the presence of ranches positive 1 = 0 to 33% of respondents consider the presence of ranches positive
Public commitments to sustainability issues (S)	Presence of documents of agreements concerning sustainability issues available to the public	Yes	Q	4 = There is more than one agreement on programs related to sustainability in the community 3 = There is a program or event aimed at the participation of the community and/or there is the presence of documents of agreements on sustainability issues 2 = There is no program or event aimed at community participation and / or there is no document of agreements on sustainability issues 1 = There is a disregard for involvement in programs related to sustainability in the community
Fair competition (Vc)	Documented declaration or procedures (policies, strategies, etc.) to avoid becoming involved or being accomplices in anticompetitive behavior	Yes	S	4 = There is a policy of reporting anti-competitive practices 3 = There are policies to avoid anti-competitive practices 2 = There are no policies to avoid anti-competitive practices 1 = They allow and / or encourage anti-competitive practices
Promoting social responsibility (Vc)	Among suppliers, presence of an explicit code of conduct that protects the human rights of workers	Yes	S	4 = The organization promotes the protection of workers' human rights among suppliers 3 = There is a code of conduct that protects the human rights of workers among suppliers 2 = There is no code of conduct that protects the human rights of workers among suppliers 1 = The organization promotes practices that violate workers' human rights among suppliers
S= semi-quantitative, Q= quantitative. W= workers, S= society, Lc= local community, Vc= value chain actors V= Veracruz, Y= Yucatán, MC= monoculture, ISP= intensive silvopastoral NSP= native silvopastoral.				

Annex B

Table S2. Characteristics of the ranches analyzed, total number of workers interviewed at each ranch, and local inhabitants surveyed.

Ranch Abbreviation	Production system	Production Type	Land use (ha)	Number of cattle heads	Total number of workers	Total of workers interviewed	Local inhabitants surveyed
VMC1	Monoculture	Calves	40	46	2	2	44
YMC2	Monoculture	Calves	350	133	6	4	36
YMC3	Monoculture	Calves	46	46	4	1	63
VISP1	Intensive silvopastoral	Calves	160	250	2	1	40
YISP2	Intensive silvopastoral	Calves	123	42	1	1	52
YISP3	Intensive silvopastoral	Calves	24	50	3	3	27
YISP4	Intensive silvopastoral	Dual purpose	77	40	8	1	43
VNSP1	Native silvopastoral	Dual purpose	43	27	2	2	44
VNSP2	Native silvopastoral	Dual purpose	48	31	1	1	54
YNSP3	Native silvopastoral	Calves	200	137	4	3	27
YNSP4	Native silvopastoral	Dual purpose	45	11	5	5	23
YNSP5	Native silvopastoral	Calves	32	29	2	1	55
TOTAL	---	---	---	-----	40	25	508

V= Veracruz, Y= Yucatan; MC= monoculture; ISP= intensive silvopastoral; NSP= native silvopastoral.

Table S3. Socioeconomic data of the sites where the ranches are located.

State	Population ¹	Occupied population ¹	GDP ² Average percentage change (2005-2015)	HDI ³	Ranch	Near community	Number of inhabitants ⁴	Occupied population ⁴	Number of respondents
Veracruz	8,112,505.00	2,830,405.00	2.3	0.78	MC-1	Nueva Victoria	1705	571	23
						Costa de Oro	501	171	13
						Playa Hermosa	354	123	8
					ISP-1	Nueva Victoria	1705	571	40
					NSP-1	Ursulo Galvan	5259	2035	44
					NSP-2	2 de Abril	259	78	40
						Revolución	148	45	14
Yucatan	2,097,175.00	851,345.00	3.2	0.82	MC-2	San Luis Tzuctuk	237	79	36
					MC-3	Tzucacab	9967	3307	63
					ISP-2	Dzonot	2184	622	52
					ISP-3	Tzucacab	9967	3307	27
					ISP-4	San Jose Tzal	3543	1251	43
					NSP-3	San Pedro Juarez	268	78	27
					NSP-4	Catmis	933	327	23
					NSP-5	Yaxnic	794	282	38
						Dzununcan	1802	599	17

¹INEGI, 2015. Encuesta Intercensal 2015. <https://www.inegi.org.mx/programas/intercensal/2015/default.html> (accessed 2 February 2019)

²GDP (Gross Domestic Product) (PNUD, 2016. Informe sobre Desarrollo Humano México 2016. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. México, D.F. Available at: <http://www.mx.undp.org/>)

³HDI (Human Development Index) (PNUD, 2016. Informe sobre Desarrollo Humano México 2016. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. México, D.F. Available at: <http://www.mx.undp.org/>)

⁴INEGI, 2010. Censo de población y vivienda 2010. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2010/> (accessed 2 February 2019).

Table S4. Score for the subcategories of impact and global social performance index at each ranch.

System	Freedom of association and Collective Bargaining	Child labor	Fair Salary	Working hours	Forced labor	Equal opportunities /discrimination	Health and safety	Social benefits/ social security	Job satisfaction	Access to material resources	Access to immaterial resources	Safe and healthy living conditions	Local employment	Community engagement	Social acceptance	Public commitments to sustainability issues	Fair competition	Promoting social responsibility	Mean	Global social performance index
VMC1	1	2	1	1	3	1	2	1	2	2	2	2	4	2	2	2	2	2	1.89	0.57
YMC2	1	3	2	1	3	1	2	2	1	2	2	2	4	2	3	2	2	2	2.06	0.62
YMC3	1	3	1	3	3	1	2	1	1	2	2	2	4	2	2	2	2	2	2.00	0.60
VISP1	1	3	1	2	3	1	1	1	1	2	2	2	4	2	2	2	2	2	1.89	0.66
YISP2	1	3	1	1	3	1	1	1	3	2	2	2	4	2	2	2	2	2	1.94	0.68
YISP3	1	3	1	1	3	1	1	2	1	2	2	2	4	2	2	2	2	2	1.89	0.66
YISP4	1	3	1	3	3	1	2	2	3	2	2	2	4	2	1	2	2	2	2.11	0.74
VNSP1	1	3	1	2	3	1	2	2	2	2	2	2	4	2	1	2	2	2	2.00	0.70
VNSP2	1	3	1	1	3	1	1	1	1	2	2	2	4	2	1	2	2	2	1.78	0.62
YNSP3	1	3	1	2	3	1	2	2	3	2	2	2	4	2	3	2	2	2	2.17	0.76
YNSP4	1	1	1	1	3	2	2	1	3	2	2	2	4	2	2	2	2	2	1.94	0.68
YNSP5	1	3	1	1	3	1	2	1	3	2	2	2	4	2	1	2	2	2	1.94	0.68

V= Veracruz, Y= Yucatan; MC= monoculture; ISP= intensive silvopastoral; NSP= native silvopastoral.

Table S5. Weight associated with the contribution to local employment by livestock system.

System	Contribution to local employment (%)	Weight
MC	0.089	0.30
ISP	0.104	0.35
NSP	0.104	0.35

MC= monoculture; ISP= intensive silvopastoral; NSP= native silvopastoral

Annex C

Table S6. Data inventory by indicator for each of the cases studied.

Subcategory/Inventory indicator	VMC1	YMC2	YMC3	VISP1	YISP2	YISP3	YISP4	VNSP1	VNSP2	YNSP3	YNSP4	YNSP5
Freedom of association and collective bargaining (W)												
Percentage of workers who are members of a labor union	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)	0.00 (1)
Child labor (W)												
Number of people under 15 working	1.00 (2)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	2.00 (1)	0.00 (3)
Fair salary (W)												
Average household income per capita from the income of the worker	1.25 (1)	2.50 (2)	1.59 (1)	1.97 (1)	1.74 (1)	1.66 (1)	1.51 (1)	1.89 (1)	1.00 (1)	2.13 (1)	0.95 (1)	0.94 (1)
Working hours (W)												
Average number of hours worked/week	63 (1)	64 (1)	44 (3)	52 (2)	63 (1)	36 (1)	48 (3)	49 (2)	40 (1)	57 (2)	31.50 (1)	35 (1)
Forced labor (W)												
Number of hours of forced labor identified during the study period	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)
Equal opportunities/discrimination (W)												
Number of incidents of discrimination	(1)	(1)	(1)	(1)	(1)	(1)	(1)	(1)	(1)	(1)	(2)	(1)
Percentage of working women	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	20.00	0.00
Health and safety (W)												
	(2)	(2)	(2)	(1)	(1)	(1)	(2)	(2)	(1)	(2)	(2)	(2)

Subcategory/Inventory indicator	VMC1	YMC2	YMC3	VISP1	YISP2	YISP3	YISP4	VNSP1	VNSP2	YNSP3	YNSP4	YNSP5
Number of work accidents	0.00	0.00	0.00	1.00	1.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00
Presence of a formal policy concerning health and safety	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Social benefits/social security (W)												
Average percentage of workers who receive the minimum social benefits established by law (vacation, days off, Christmas bonus, social security, flexible hours, written contract and training)	29 (1)	61 (2)	28 (1)	14 (1)	29 (1)	43 (2)	38 (2)	43 (2)	29 (1)	52 (2)	14 (1)	29 (1)
<i>Inventory subindicators</i>												
Percentage of workers receiving vacation	0	100	66	0	0	33	0	50	0	100	0	0
Percentage of workers who receive days off according to the law	0	50	100	0	0	66	100	50	100	66	0	0
Percentage of workers receiving a Christmas bonus	100	100	33	100	100	100	66	100	0	100	0	100
Percentage of workers receiving social security	0	50	0	0	0	0	0	0	0	33	0	0
Percentage of workers who have flexibility in working hours	100	100	0	0	100	100	100	100	100	66	100	0
Percentage of workers who have a documented work relationship	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Percentage of workers who have received training	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
Job satisfaction (W)												
Percentage of workers who would	50 (2)	100 (1)	100 (1)	100 (1)	0.00 (3)	67 (1)	0.00 (3)	50 (2)	100 (1)	0.00 (3)	0.00 (3)	0.00 (3)

Subcategory/Inventory indicator	VMC1	YMC2	YMC3	VISP1	YISP2	YISP3	YISP4	VNSP1	VNSP2	YNSP3	YNSP4	YNSP5
change jobs												
Access to material resources (Lc)												
Number of programs that aim to create infrastructure for the mutual benefit of the organization and the community	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)
Access to immaterial resources (Lc)												
Number of education programs for the community	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)
Safe and healthy living conditions (Lc)												
Number of programs to improve the health or safety of the community	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)
Local employment (Lc)												
Percentage of workers belonging to local communities	100 (4)	100 (4)	100 (4)	100 (4)	100 (4)	100 (4)	100 (4)	100 (4)	100 (4)	100 (4)	100 (4)	100 (4)
Community engagement (Lc)												
Existence of a mechanism to receive and take into account the opinion of the community	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)
Social acceptance (Lc)												
Percentage of respondents who consider the existence of ranches to be positive for the community	64 (2)	77 (3)	54 (2)	65 (2)	59 (2)	54 (2)	30 (1)	24 (1)	25 (1)	80 (3)	60 (2)	30 (1)

Subcategory/Inventory indicator	VMC1	YMC2	YMC3	VISP1	YISP2	YISP3	YISP4	VNSP1	VNSP2	YNSP3	YNSP4	YNSP5
Public commitments to sustainability issues (S)												
Presence of documents of agreements concerning sustainability issues available to the public	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)
Fair competition (Vc)												
Documented declaration or procedures (policies, strategies, etc.) to avoid becoming involved or being accomplices in anticompetitive behavior	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)
Promoting social responsibility (Vc)												
Among suppliers, the presence of an explicit code of conduct that protects the human rights of workers	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)	No (2)

V= Veracruz, Y= Yucatan, MC= monoculture, ISP= intensive silvopastoral, NSP= native silvopastoral, W= workers, Lc= local community, S= society, Vc= value chain actors. The numbers in parentheses indicate the performance level: 0= no data, 1= very poor, 2= poor, 3= acceptable and 4= outstanding.

ARTÍCULO 2

Regional characterization factors to evaluate the impact of cattle pasture land intensification on biodiversity

Adriana Rivera-Huerta^a and Leonor Patricia Güereca^{a*}

^aInstituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad 3000 Coyoacán, Ciudad Universitaria, 04510, México City, México

*Corresponding author. Tel.: +52 (55) 56 23 36 00 ext 8706. E-mail address: LguerecaH@iingen.unam.mx (Leonor Patricia Güereca).

Abstract

Life Cycle Assessment (LCA) enables the evaluation of the pressure that a certain production process places on the environment. LCA has been widely used to assess the environmental problems of livestock derived from the use of resources and the emission of pollutants; however, rarely has been considered to assess the impacts of this activity on biodiversity due to the complexity that it entails. Filling this gap is critical because the increase of the livestock area is threatening the global biodiversity, with particular emphasis in the tropical regions. Therefore, in this study the method proposed by Chaudhary and Brooks (2018) is applied to develop characterization factors (potential species loss per m²) that allow the assessment of how the livestock land use impacts biodiversity, considering the Mexican tropics. We derive characterization factors for projecting potential species losses of coleoptera (Scarabaeidae family). We carried out field surveys in pasturelands of varied intensity of utilization combined with information from previous studies to assess the species richness of dung beetles in these areas. We then used characterization factors to calculate the potential damage to biodiversity from producing 1 kg of live calf in the Mexican tropics and demonstrate that land use intensity-specific characterization factors are able to differentiate the impacts on species loss according to the intensity of land use, which was not possible using previous characterization factors with the SAR model. Our results indicate that pasturelands with a higher intensity of use produce less impact on species richness than do those with a lower intensity of use. Although our results show that the method presented in this study is applicable on a regional level, more research is required to clarify the effects of management practices on species richness in livestock-dominated landscapes.

Keywords: biodiversity, characterization factors, livestock, pastureland, potential species loss.

1. Introduction

The conversion of natural areas to agricultural lands has increased dramatically in the last 50 years, especially in tropical and subtropical regions (MEA, 2005). Pastureland is one of the dominant land uses in the Anthropocene and is considered a major driver of biodiversity loss (MEA, 2005). Pinpointing the pressures on biodiversity is an essential task to biodiversity conservation, which is best addressed using holistic models such as Life Cycle Assessment (LCA) (Thornton 2010; Souza et al., 2015; FAO 2019).

LCA is a tool that allows quantifying the potential environmental impacts of a product over its full life cycle, from raw material extraction to end-of-life management (ISO, 2006a; b), and its results are increasingly used for decision making, including in environmental accreditation policies and schemes for food products (FAO, 2016). According to the ISO standards 14040/14044, an LCA comprises four phases: I. Definition of the goal and scope, II. Life Cycle Inventory analysis (LCI), III. Life Cycle Impact Assessment (LCIA) and IV. Interpretation (ISO, 2006a; b). In the LCI phase, data is collected on the most relevant inputs and outputs of the studied product system. In the LCIA phase, the inventory flows are associated with potential environmental impacts. The inventory data are transferred via impact assessment models into midpoint impact indicator results for a specific category (e.g., the absolute amount of greenhouse gases emitted by the analyzed product system is translated into kg carbon dioxide equivalents (kg CO₂-eq)) to express the contribution of the product system to the midpoint impact category “climate change”. Indicator results at the midpoint level can be translated additionally via impact assessment models into endpoint impact indicator results (e.g., potential disappeared fraction) for a specific endpoint category (e.g., ecosystem health). In this way, impacts are assessed along an impact pathway, i.e., a series of effects from inventory data to midpoint impact result and from that to endpoint impact result (Winter et al., 2017). Pressures on biodiversity (e.g., land use) can be represented as midpoint impact categories, whereas biodiversity, is an endpoint category, expressed as ecosystem health. Research into the integration of biodiversity in LCA has been ongoing for more than 20 years. Thus far, most attempts to include biodiversity in LCA has been made to incorporate the impacts of land use as pressure on biodiversity (Winter et al., 2017; Lindqvist, Palme and Lindner, 2016).

Calculations of the midpoint or endpoint impacts are performed using different characterization models that result in characterization factors (CFs). These factors are then multiplied by the quantified environmental load in order to assess the contribution from that load to the type of

environmental impact in question. Different characterization models have been proposed to evaluate distinct metrics on biodiversity, for example, several models are based on compositional aspects (i.e., species richness and abundance) (de Baan, Alkemade and Koellner, 2013; de Baan et al., 2015; De Schryver et al., 2010; Koellner and Scholz, 2008; Lindeijer, 2000; Geyer et al., 2010) while other models are based on functional diversity (Souza et al., 2013; Lindeijer, 2000; Michelsen, 2008) or habitat quality (Brentrup et al., 2002; Geyer et al., 2010).

The UNEP-SETAC Life Cycle Initiative (UNEP/SETAC, 2016) recommends using the method suggested by Chaudhary et al. (2015), which contains an impact route that includes three levels of concern in relation to the conservation values of biodiversity: impacts on habitat structure, impacts on ecosystems and impacts on species. The method calculates CFs by taxa and by ecoregions globally, both by use and by transformation for five taxa and six land use types (FAO, 2019). However, in livestock production systems, biodiversity is primarily impacted by the nature and intensity of the management to which forest and, to a large extent rangelands (FAO, 2019), are subjected. The model proposed by Chaudhary et al. (2015) is limited by its inability to differentiate variation in impact across different intensity levels of land use. In 2009, the Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership (FAO, 2019) suggested that LCIA-based approaches should strive to link land use and land use change with effects on biodiversity through metrics, such as species-area relationships, functional diversity and extinction risk indicators.

Species-area relationship (SAR) models can be used to explain the dependency of species richness on the intensity of land use, and they have been one of the main models used for predicting regional and global biodiversity loss due to land use. However, the classic SAR model has been criticized because it assumes that all natural areas converted to human-dominated areas become completely hostile to biodiversity. Although the matrix SAR model offers some benefits over the classic SAR model, it also predicts 100% species loss if no natural habitat remains within a region. Alternatively, the countryside SAR model accounts for the differential use of habitats by species and predicts that species adapted to human-modified habitats also survive in the absence of their natural habitat (Chaudhary et al., 2015; Pereira, Ziv and Miranda, 2014).

Chaudhary and Brooks (2018) propose a model to develop CFs that can distinguish the impact on biodiversity among three levels of land use intensity (i.e., minimal, light and intense use). This is the main life cycle impact assessment model recommended by the Guidelines of the LEAP Partnership (FAO, 2019), which uses the potentially disappeared fraction (i.e., impact on species

richness) as an indicator. It is based on the countryside SAR model linked to vulnerability scores based on IUCN data that is geographically explicit to ecoregions. This approach was used to project the potential species losses of five taxa (i.e., mammals, birds, amphibians, reptiles and plants) for five broad land use types (i.e., managed forests, plantations, pasturelands, croplands and urban areas) under different intensity levels.

The choice of biodiversity indicator depends primarily on the object of the study (Noss, 1990; Jeanneret et al., 2014). In the monitoring of agricultural lands, a good indicator of species diversity must be sensitive to management. It must make it possible to estimate the impact of agricultural activity at plot and farm level because biodiversity in the cultivated landscape is influenced by local (e.g., crop management methods) and landscape (e.g., number of semi-natural habitats) factors (Jeanneret et al., 2014). Invertebrates are relatively easy to monitor, and they provide relevant information on general environmental conditions (including emblematic species) and react quickly to environmental changes (Herzog et al., 2012). In the tropics, Scarabaeinae are the main group of insects that use manure, carrion and even decaying fruits as a source of food and reproduction, which makes them very important elements in the dynamics of tropical ecosystems (Favila, 2004; Barlow et al., 2010). They are also particularly suitable for examining habitat modifications, even subtle disturbances, because they are stenotopic and thus intrinsically sensitive to alterations in environmental conditions (Bicknell et al., 2014), making Scarabaeinae a very well-defined guild, both functionally and taxonomic. Dung beetles have therefore been proposed as an indicator group that allows the estimation of the effect of fragmentation on populations, species and guilds to assess the conservation status of tropical zones and to monitor changes in species over time (Favila, 2004; Bicknell et al., 2014). Thus, we selected dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) to evaluate the impact of pastureland and cropland on biodiversity.

The purpose of this study was to test the method developed by Chaudhary and Brooks (2018), an updated version of the method proposed by Chaudhary et al. (2015), which suggests calculating specific CFs to measure the potential impact of different intensity levels of land use types at the ecoregion level. In this study we calculate specific CFs to assess the impact of livestock systems on biodiversity, with respect to their applicability at a regional level in the Mexican tropics. The present research is the first to use this approach to measure the loss of invertebrate species.

The present study is structured as follows: Firstly, we describe the sampling design to obtain species richness of studied taxon (dung beetles); secondly, we developed the countryside SAR model and its parameters; thirdly, we calculated the projected species loss for the species group in the selected

ecoregion; fourthly, we derived CFs to calculate the direct impacts on relative species richness of two land use types under different grazing livestock systems; and finally, we applied the derived CFs derived to Mexican tropics to prove the applicability of the method and to illustrate its practical implications.

2. Methodology

Chaudhary and Brooks (2018) suggest the measurement of the potential impact on biodiversity depending on the different intensity levels of land use types at the ecoregion level. In this study, we focus on Yucatan state, a subregion of the Yucatan Peninsula, in Mexico. Our design included the two most representative land use types (pastureland and cropland) in this state and we selected dung beetles as the biodiversity indicator species (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). We derived regional CFs using species richness data that were obtained through a field survey in the analyzed ecoregion and from a literature review. The reference situation of the habitat was the species richness in forest sites (natural habitat). The relative area of land occupation by management type was documented from official sources in Mexico and specialized literature.

2.1. Study area and sampling design

We chose an ecoregion delineated by the World Wildlife Fund (WWF) as a spatial unit for calculating species loss caused by land use. The ecoregion chosen was the Yucatan Peninsula in Mexico (WWF ecoregion code: NT0235), which belongs to the tropical and subtropical dry broadleaf forests category (WWF, 2006, Olson et al. 2001). This ecoregion was chosen because its dry forests have been extensively cut due to agricultural and livestock pressures. Extensive areas of this type of habitat have been replaced by secondary communities that currently arise from the intense grazing of cattle. This ecoregion is classified in the category of critical/endangered status (WWF, 2006).

To obtain the species richness of dung beetles, we conducted fieldwork during the months of July to October 2017 in three-municipalities in the Yucatan Peninsula in Mexico (20°58'01" N, 89°37'28" W (Merida); 20°04'19" N, 89°03'01" W (Tzucacab), and 21°08'36"N, 88°09'07" W (Tizimin)) (Figure 1). In this region, agricultural practices were traditionally based on complex techniques, such as "milpa," a technique that involves dividing fields into spaces destined for a large number of crops that are harvested sequentially. Milpa is an example of sustainable land use and it constitutes a significant part of the subsistence of more than one and a half million people of Mayan origin (Bautista, Maldonado and Zink, 2012). Although milpa is still practiced in fields, land-use changes during the 19th and 20th centuries have created a heterogeneous landscape that comprises forest

fragments of differing size surrounded by large annual crops and extensive cattle pastures; cattle pastures are the dominant form of land use across much of the Yucatan Peninsula (Busch 2006; Alvarado et al., 2019). In this region, the climate is warm and sub-humid with a mean annual temperature of 26 °C and mean annual rainfall of 1100mm located at 10–31 m.a.s.l. altitude (INEGI, 2017).

Eight plots (1 km²) were placed within three livestock production systems of different cattle densities (mean ± SD). The livestock production systems include the following: (1) three native silvopastoral ranches (minimal use) (0.7 cows ha⁻¹ year⁻¹ ± 0.4) with pastures, as well as grazed primary and secondary vegetation (defined as the vegetation existent where there has been the total or partial replacement of the original (primary) vegetation community, either by natural or induced causes where recovery is currently evident of the vegetal community, in some of the successional stages of vegetation (Meneses, 2009)); (2) two intensive silvopastoral ranches (light use) (1.6 cows ha⁻¹ year⁻¹ ± 1.5) that included a mix of pastures and banks of protein-rich legumes, such as *Leucaena leucocephala*; and (3) three monoculture ranches (intensive use) (2.2 cows ha⁻¹ year⁻¹ ± 2.0) with improved and irrigated pastures and intensive cattle management.

We also conducted nine semi-structured interviews to identify the practices with the type of cattle management. Interviews were held with ranch managers to estimate the yield of each system (kg live weight of calf (LWC)/m²). Animals are dewormed with macrocyclic lactones (such as ivermectin) in all systems. In monoculture systems, chemical fertilizers are applied only in one of the three ranches and to none of the intensive silvopastoral or native silvopastoral ranches (Table 1, Supplementary material). Insecticides are applied to the soil in all ranches. To evaluate the LCIA for 1 kg of calf produced, we included the impact of the production of feed (grains). We assumed that grain production is regional, so we used the CFs for cropland derived from this study.

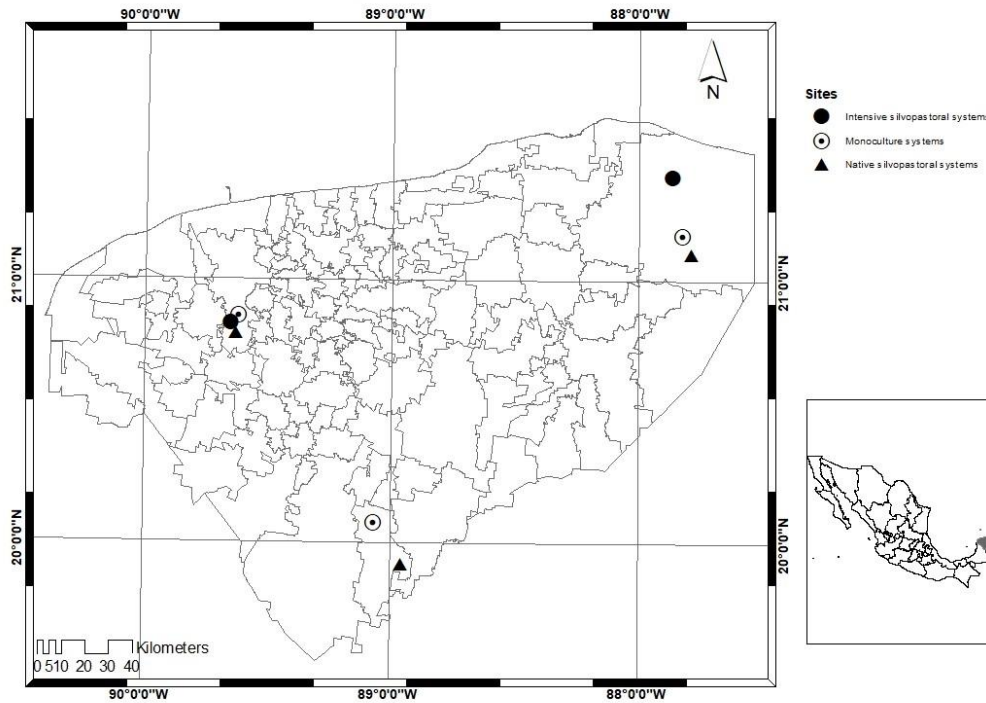


Figure 1. Map over Yucatan, with locations of the livestock ranches included in the study.

2.2. Dung beetles field survey

To assess the species richness and abundance of dung beetles, samples were collected using baited pitfall traps (1,000 cm³ plastic containers buried flush with the soil and a quarter filled with a solution of water and salt, - saturated solution 1,000 mg/20 liters-). Each trap was baited with 30 ml of human excrement placed in a container with a capacity of 35 ml and suspended over the trap. Dung beetles were sampled once at each site during the rainy season when they are more active and abundant in the region (Basto-Estrella et al., 2014). We distributed 20 pitfall traps across each plot, with a distance of 200 m between traps to minimize interference (Silva and Hernández, 2015) (40 traps in a native silvopastoral system, 40 traps in intensive silvopastoral system and 60 traps in monoculture system for a total of 140 traps). Traps remained in place for 48 hours. Captured beetles were placed in 70% alcohol for later identification. The identification of beetles was carried out at the species level in the Ecoetology Network of the Institute of Ecology A.C. (INECOL), Mexico. Specimens were collected under the permit Num/SGPA/DGVS/10503, SEMARNAT granted to Federico Escobar (INECOL). We also measured the abundance of dung beetles.

2.3. Application of Countryside SAR model. Projected Species Loss

In this study, we used the countryside SAR model because it accounts for the differential use of habitats by species and predicts that species adapted to human-modified habitats also survive in the absence of their natural habitat (Pereira, Ziv and Miranda, 2014; Chaudhary et al., 2015). We calculated the projected species loss ($S_{loss,g,j}$) by means of the countryside SAR model to obtain the land occupation CFs.

The projected species loss ($S_{loss,g,j}$) of dung beetles taxon (g) due to the land use accumulated in Yucatan Peninsula eco-region (j) was calculated through Equation 1 (Chaudhary and Brooks, 2018). This equation calculates the total number of species lost after the conversion of the natural pristine habitat to the current land use mix.

$$S_{loss,g,j} = S_{org,g,j} \left[1 - \left(\frac{A_{new,j} + \sum_{i=1}^n h_{g,i,j} * A_{i,j}}{A_{org,j}} \right)^{z_j} \right] \quad (1)$$

where $S_{org,g,j}$ is the total number of species occurring in an ecoregion's area ($A_{org,j}$) before any human intervention. $A_{new,j}$ is the natural habitat area currently in the ecoregion (in m^2), $A_{i,j}$ is the current area of land use type i ($i = 1:3$; three land use intensity levels in m^2), z_j (z -value) is the SAR exponent for the ecoregion describing how rapidly species are lost as habitat is lost and $h_{g,i,j}$ is the affinity of the taxon g to the land use type i in ecoregion j . The model parameters and the data source are described in Table 1.

To calculate the areas of different land use types and their intensity classes in the ecoregion studied, we followed the two-step approach according to Chaudhary and Brooks (2018). First, we estimated the areas of broad land use types ($A_{i,j}^{broad}$) in the sub-region analyzed, that is, the main types of human land use. The total area (A_{org}), the area of remaining natural habitat (A_{new}), and the areas of four broad human land use types (secondary vegetation, pastureland, cropland and urban land) were obtained from Mexican statistics and available regional studies of land use (Table 1). The total area of Yucatán state is 39,120.00 km^2 (SIAP, 2018; SNIARN, 2014) and the area of remaining vegetation in that region is 3.5% (equivalent to 1,382 km^2) (Meneses-Mosquera et al., 2018). The land comprises pastureland (13,212.0 km^2 , equivalent to 33.8%), cropland (1,382.3 km^2 , 4.1%) and urban land (730.3 km^2 , 1.9%). We assumed that the remaining area of the sub-region is occupied by

secondary vegetation i.e. 22,201 km² (equivalent to 56.7% of total area), an area very close to that estimated by Meneses-Mosquera et al. (2018), 26,430 km². We only considered pasture land and cropland to calculate $S_{loss,g,j}$. The area of secondary vegetation was not considered as a human land use type.

The second step was to calculate the areas of broad land use types under different intensity levels. To derive the proportion of intensity levels ($p_{i,j}^{intensity}$) of broad land use types for pasture land and cropland, we used the land use intensity information from Ramírez-Cancino and Rivera-Lorca (2010), Bacab et al. (2013) and the Mexican Agrifood and Fisheries Information Service (SIAP, 2018) (Table 1). The area of a particular broad land use type ($A_{i,j}^{broad}$) under a particular intensity level in the sub-region ($A_{i,j}$) was calculated as

$$A_{i,j} = A_{i,j}^{broad} \times p_{i,j}^{intensity} \quad (2)$$

Intense land use included pastureland with a high input of fertilizer or pesticide and with high stock density (high enough to cause significant disturbance or to stop regeneration of vegetation) (Chaudhary and Brooks, 2018). Light land use included pastureland with minimal input of fertilizer or pesticide (not high enough to cause significant disturbance or to stop regeneration of vegetation), and it included a mixture of pastures and banks of protein-rich legumes. Minimal land use included grazing in forests with no input of fertilizers and with a minimum or no input of pesticide (not high enough to cause significant disturbance or to stop regeneration of vegetation). Intensity levels of cropland were defined according to available information in Mexican statistics (Mexican Agrifood and Fisheries Information Service (SIAP)). We classified crops produced in Yucatán state, as follows: intense use (grains, i.e. maize, soybean and sorghum) equivalent to 79% of cropland and light use (all other crops) equivalent to 21% of cropland (Table 1).

2.4. Taxon affinity calculation

Affinity can be interpreted as the proportion of area of habitat (j) that is usable by functional group i . The taxon affinity for the natural habitat is assumed to be equal to 1, so that $0 < h_{g,i,j} < 1$ (when $h = 0$, i.e., the converted land use is totally hostile and assumed to host no species) (Pereira, Ziv and Miranda, 2014). Following the suggestion of Chaudhary and Brooks (2018), we calculated the taxon affinity through two steps: 1) calculating the taxon affinity to broad land use type and 2) calculating the taxon affinity to land use intensity type.

2.4.1. Taxon affinity to broad land use type

The affinity of the dung beetles to broad land use types ($h_{g,i,j}^{broad}$) (i.e., affinity to pasture and cropland) was calculated as the proportion of all species that can survive in it (fractional species richness, $r_{g,i,j}$), raised to the power $1/z$ (Pereira et al. 2014) (Equation 3). Species richness in the livestock habitat ($S_{org,g,i,j}$) was the number of species observed in the field survey (Table 2, Supplementary material). We assumed the same species richness for the cultivation habitat as for the pastureland habitat because there was no information available on the richness of beetle species for crops in general. Species richness of plots in a zero-yielding forest taken from Alvarado et al. (2018b) served as reference sites for calculating the species richness ($S_{org,g,j}$) of dung beetles.

$$h_{g,i,j}^{broad} = \left(\frac{S_{org,g,i,j}}{S_{org,g,j}} \right)^{1/zj} = (r_{g,i,j})^{1/zj} \quad (3)$$

2.4.2. Taxon affinity to land use intensity type

To derive the taxon affinity to land use intensity type for pasture land and cropland ($h_{g,i,j}$) (Equation 4) we combined the calculated affinity to broad land use type ($h_{g,i,j}^{broad}$) with species richness (dung beetles) contained in the database of species collected in the study sites. This database contains the species richness of dung beetles of three intensity levels of pastureland use (i.e., intense, light and minimal use) obtained by means of field surveys. In Equation 4, according to Chaudhary and Brooks (2018), fractional relative richness ($f_{RR,g,i}$) is the quotient of the local species richness in a land use intensity type divided by average local species richness in a broad land use type (i.e., pastureland and cropland) which is raised to the power $1/z$. In this study, the local species richness was the absolute species richness obtained in the field survey. To derive the taxon affinity for intense cropland use, we used the species richness of maize farms taken from Alvarado et al. (2018b), and for light cropland land use, we assumed the species richness registered in the grassland cover according to field surveys (Table 2, Supplementary material). Finally, due to the lack of species richness information in cropland, we assumed the same species richness for broad cropland and for broad pastureland.

$$h_{g,i,j} = h_{g,i,j}^{broad} * (f_{RR,g,i})^{1/zj} \quad (4)$$

2.5. Model parametrization

To calculate the projected species loss ($S_{loss,g,j}$) for the selected ecoregion, calculated land use areas ($A_{i,j}$) and the taxon affinities estimates ($h_{g,i,j}$) were fed into the countryside SAR model (Equation 1). Table 1 shows the data sources of all parameters.

Table 1. Model Parameters and their sources

Model parameters	Definition	Value for this study	Data source
$S_{org,g,j}$	Species richness per ecoregion Total number of species occurring in an ecoregion's area ($A_{org,j}$) before any human intervention	30	Alvarado et al. (2018b)
$A_{org,j}$	Total ecoregion area (Yucatan sub-ecoregion of Peninsula Yucatan)	39,120.00 km ²	Meneses-Mosquera et al. (2018)
$A_{new,j}$	Remaining natural habitat area	1382.34 km ²	Meneses-Mosquera et al. (2018)
$A_{i,j}^{broad}$	Area of broad land use type in the ecoregion. Pasture land use	13,212.67 km ²	SNIARN (2014)
	Area of broad land use type in the ecoregion. Cropland use	1,594.81 km ²	SIAP (2018)
$p_{i,j}^{intensity}$	Proportion of total broad land use area (pasture land use) under a particular intensity level (minimal, light or intense use)	minimal use= 1187 km ² light use= 2 km ² intense use= 12024 km ²	Ramírez-Cancino and Rivera-Lorca, (2010) Bacab et al. (2013)
	Proportion of total broad land use area (cropland use) under a particular intensity level (light or intense use)	light use= 338 km ² intense use= 1257 km ²	SIAP (2018)

2.6. Calculation of characterization factors for regional species loss

CFs giving potential biodiversity damage per m² for different land use in different ecoregions was calculated. This regional damage ($S_{loss,g,i,j}$) was then allocated to the individual land use types i based on their area share and the taxon affinity to them through an allocation factor ($a_{i,j}$, such that $0 < a_{i,j} < 1$ and $\sum_{i=1}^3 a_{i,j} = 1$), which is calculated with Equation 6.

$$a_{i,j} = \frac{A_{i,j}(1 - h_{g,i,j})}{\sum_{i=1}^3 A_{i,j}(1 - h_{g,i,j})} \quad (6)$$

$$S_{loss,g,i,j} = S_{loss,g,j} \times a_{i,j} \quad (7)$$

Equation 6 thus, can be used to calculate which land use type or land use intensity in a particular ecoregion is responsible for a given number of species extinctions (Chaudhary and Brooks, 2018). The land occupation CFs represent the number of regional species loss (called regional CFs, CF_{reg}) that are calculated as projected extinctions that can be attributed to an unit area of a land use type i (i.e., pasture and cropland use). The CF_{reg} values are given as the quotient of the projected species loss of the taxon g (dung beetles) to the land use type i in the ecoregion j ($S_{loss,g,i,j}$) and the area of a particular broad land use type in an ecoregion j ($A_{i,j}$) (Equation 8). The numerical value of CF_{reg} is between 0 and 1 (which represents a detrimental impact on biodiversity), but a negative value that will denote a beneficial impact is possible (grasslands play an essential role as a habitat for wildlife by maintaining fauna, e.g., grasslands contain 11 percent of the world's endemic bird areas, contributing to the maintenance of pollinators and other insects that have important regulating functions) (Hoffmann, From and Boerma, 2014).

$$CF_{reg,g,i,j} = \frac{S_{loss,g,j} * a_{i,j}}{A_{i,j}} \quad (8)$$

2.7. Application of regional characterization factors

To test the applicability of the CF_{reg} , we conducted a comparative study of the potential biodiversity damage caused by 1 kg LWC produced under three intensity regimes in Yucatan state (sub-region of the Yucatan Peninsula) in Mexico. Nine case studies were selected, representing the three management types: three native silvopastoral ranches, three intensive silvopastoral, and three monoculture; the case studies included the impact of feed on the diet of animals. To calculate the potential biodiversity damage (PBD) of each livestock system (potential species loss per m^2), the regional CFs were multiplied by the inventory flow of occupation, that is, the land requirements of a product given in square meters per year (Chaudhary et al., 2015) (m^2/kg LWC). The land occupation by 1 kg LWC was calculated by dividing the area of pastureland by the amount of kg LWC produced each year.

3. Results

3.1. Species richness

We recorded a total of 25,001 dung beetles, belonging to 29 species (Table 2, Supplementary material), 25 of those were shared by the three grazing systems. The number of species obtained per production type was 29 in the monoculture system, 28 in the native silvopastoral system and 25 in the intensive silvopastoral system. Nevertheless, in the monoculture system, the number of dung beetle species with one (singletons) and two (doubletons) individuals was greater than in the intensive silvopastoral and native silvopastoral systems (21, 12 and 11%, respectively).

Average species richness was 19.33, 19.50 and 19.00 for pasturelands in the native silvopastoral, the intensive silvopastoral and monoculture systems, respectively, corresponding to the average number of species found in the ranches sampled by production system.

Total abundance was greatest in the native silvopastoral system (11,793 individuals (47%)), followed by the monoculture (7,379 (29.8%)) and intensive silvopastoral systems (5,829 (23.6%)). The most abundant species were *Canthon leechi* (31%) and *Onthophagus landolti* (22%) (Table 2, Supplementary material), and in the intensive silvopastoral system, these species were dominant at 36% each. Meanwhile, four species accounted for 69% both in native silvopastoral and monoculture systems (Table 2, Supplementary material). Average abundance of dung beetles per ranch for each system was 3931, 2915 and 2460 in native silvopastoral, intensive silvopastoral and monoculture systems, respectively. Average biomass for each system was 0.0234 g, 0.022 g and 0.0143 for intensive silvopastoral, native silvopastoral and monoculture systems, respectively.

Out of the 29 collected species, *Dichotomius maya* is the only species classified within the least concern category in the Red List of the IUCN of 2018 (Table 2, Supplementary material). Additionally, in accordance with the databases by the Mexican Commission for the Knowledge and Use of Biodiversity (CONABIO, 2018), none of the collected dung beetles species is classified as endemic.

3.2. Affinity of the dung beetles to pasture land

Table 2 shows the affinity of dung beetles to pastureland use intensity classes ($h_{g,i,j}$) (Equation 4), (i.e., native silvopastoral, intensive silvopastoral and monoculture) in the ecoregion NT0235. The taxon affinity to land use intensity are based on the affinity of dung beetles for pastureland use ($h_{g,i,j}^{broad} = 0.8732$) (Equation 3) and the fractional relative richness ($f_{RR,g,i,j}$). We observed that the

affinity of dung beetles for the intensive silvopastoral system was the lowest of the three pasture land systems, but it was higher than the taxon affinity for cropland intensity types.

Table 2 Fractional relative richness (f_{RR}) and taxon affinity ($h_{g,i,j}$) of dung beetles to different land use intensity levels in Yucatan (sub-region of the Yucatan Peninsula in Mexico).

Broad land use type	Land use intensity types	$f_{RR, g,i,j}$	Taxon affinity ($h_{g,i,j}$)	% area of broad land use
Pasture land	Minimal use (NSP)	0.966	0.759	8.98
	Light use (ISP)	0.862	0.482	0.02
	Intense use (MC)	1.000	0.873	91.0
Cropland	Light use (other crops)	0.793	0.345	0.2
	Intense use (grains)	0.759	0.290	0.8

3.3. Characterization factors

Table 3 presents the calculated land occupation CFs for dung beetles for each land use intensity type (potential species loss per m^2 , Equation 5). This table also provides the allocation factors ($a_{i,j}$) and the projected species loss ($S_{loss,g,i,j}$) of beetles (g), according to the level intensity of pasture and cropland use in the Yucatan Peninsula (j). The results indicate that the intensive silvopastoral system is responsible for more species loss than native silvopastoral and monoculture systems.

Table 3. Regional land occupation characterization factors for dung beetles for Yucatan (sub-region of the Yucatan Peninsula in Mexico) using Countryside SAR model (Unit – Potential species loss/ m^2 - PSL_{reg}/m^2).

Broad land use	Land use intensity types	$a_{i,j}$	$S_{loss,g,i,j}$	Characterization factors PSL_{reg}/m^2
Pasture land	Minimal use (native silvopastoral)	0.0978	0.734	6.19E-10
	Light use (intensive silvopastoral)	0.0004	0.003	1.33E-09
	Intense use (monoculture)	0.5210	3.910	3.25E-10
Cropland	Light use (other crops)	0.3053	0.567	1.68E-09
	Intense use (maize)	0.0755	2.292	1.82E-10

3.4. Application

Table 4 registers yield, inventory flows for land occupation and potential species loss per kg LWC for each livestock production system.

Table 4 Yield, land occupation and potential species loss (PSL) per kg of live weight of calf per each livestock production system.

Broad land use	Management type	Yields (kg LWC/m ²)	Inventory flows for land occupation (m ² year per kg LWC)	Potential species loss per kg LWC
	Minimal use (native silvopastoral)	0.0045	204.38	1.26E-07
Pasture land	Light use (intensive silvopastoral)	0.012	108.36	1.44E-07
	Intense use (monoculture)	0.017	105.75	3.44E-08
Broad land use	Management type	Yields (kg crop/m ²)	Inventory flows for land occupation (m ² year per kg crop)	Potential species loss per kg crop
Cropland	Light use (other crops)	81.07	0.012	2.10E-11
	Intense use (grains)	0.21	4.84	8.82E-09

LWC= Live Weight of Calf

Figure 2 compares the impact on species richness of the three intensity levels of pastureland and the sum of the impact of pastureland and cropland by 1 kg of LWC in the Yucatan Peninsula, using the CFs obtained in this study. This figure shows that species loss due to the production of 1 kg LWC had the same tendency to cause damage regardless of whether we included cropland production of feed (i.e., maize and soy) with the impact caused by pastureland or not. (Figure 2). This indicates that of the intensive silvopastoral system has greater impact on species richness than either native silvopastoral or monoculture systems.

The estimated average quantity of feed (maize/soybean) to obtain 1 kg of calf per production system, was 1.76, 1.67 and 0.72 kg of maize/kg LWC for monoculture, intensive silvopastoral and native silvopastoral systems, respectively; and 0.12, 0.06 and 0.09 kg of soybean/kg LWC for monoculture, intensive silvopastoral and native silvopastoral systems, respectively.

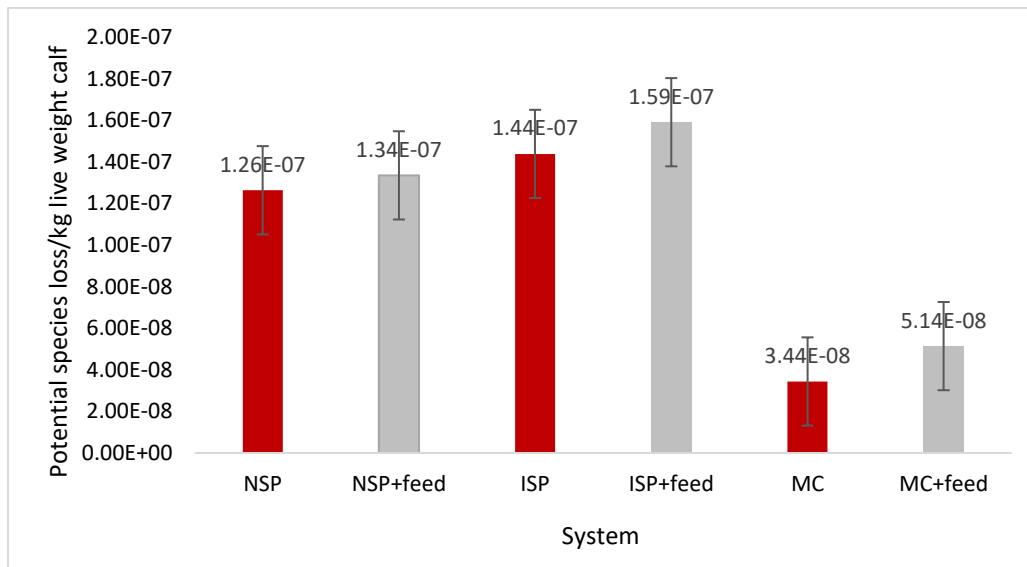


Figure 2. Biodiversity damage caused by 1 kg of live weight of calf. NSP: Native silvopastoral; ISP: Intensive silvopastoral; MC: Monoculture; NSP+feed, ISP+feed, MC+feed

Discussion

Despite the complexity involved, there is value to conservation initiatives from calculating the impacts of human activities on biodiversity using a life cycle approach. In this study, we made first attempt using field-based surveys to quantify the impact of pastureland systems on biodiversity in the Mexican tropics. Our results showed that the countryside SAR model suggested by Chaudhary and Brooks (2018) can be used to effectively to calculate land use intensity-specific CFs to project potential species losses of dung beetles in livestock systems. This model has been used by Chaudhary and Brooks (2018) to measure the impact of different land uses on mammals, amphibians, birds, reptiles and plants. Here, we present the first study using this method to evaluate the impact of land use on invertebrates.

Our results showed positive values for all CFs, meaning that the three production systems evaluated experience a negative effect on the species richness of dung beetle species. These results suggest, as documented by Martínez-Hernández et al. (2012), that the introduction of exotic mammals (as cattle livestock) to dry forest areas can indirectly and negatively affect dung beetle assemblies. CFs showed that an intensive silvopastoral system (light use) has more potential species loss than native silvopastoral and monoculture systems. This results may be explained by the fact that an intensive silvopastoral system offers a useful landscape management tool that may contribute to the

conservation of biodiversity and the stability of ecological processes (Giraldo et al., 2011). Intensive silvopastoral systems are considered to have a favorable impact on dung beetles because a large part of the land's structure is retained and consequently the invertebrates of the land develop to a greater extent than in lands that include only grazing plants (Chará et al., 2019; Broom, Galindo and Murgueitio, 2013). Furthermore, high-yield systems, such as monocultures, are associated with high externalities, e.g., removal of nutrients and contaminating substances (Balmford et al., 2018), which could affect the dung beetle community. Consequently, we could expect to see greater species loss in monoculture system.

One explanation for these results is that dung beetles may experience negative impacts of habitat disturbances across different attributes of the community. For example, our results showed that although absolute species richness was higher under intense use, other characteristics of the community were negatively affected at this intensity level, i.e., average biomass and abundance were reduced. Depending on the aspects of the community that are considered most important, the monoculture system could be considered to have a higher negative impact than other systems on the ecological function of dung beetles (e.g., dung removal function) because the depletion of beetle abundance combined with reduction in their average body mass in converted forests is likely to have detrimental consequences for the maintenance of dung beetle-mediated ecosystem services in these habitats (Gardner et al., 2008; Alvarado, Dáttilo and Escobar, 2019). Our results showed that native and intensive silvopastoral systems had the highest biomass and abundance measures. This could reflect the high similarity of these habitats (e.g., vegetation structure and microclimate) compared with open areas (Shahabuddin et al., 2010). Although the results of the field surveys did not show a significant difference in average species richness among the livestock systems (19, 19.5 and 19.3 in intense, light and minimal land uses, respectively), the value of CFs calculated showed a notable difference among the different intensity levels of land use (Table 3). This indicates that the countryside SAR model is a suitable model for distinguishing changes due to the intensity of land use.

The results of the application of the CFs to calculate the impact on the species richness of the three productive systems by obtaining 1 kg LWC showed that the monoculture, system with higher yields (production per unit of area) (Table 4), had greater potential to restrict the impacts of livestock on biodiversity (Figure 2). This is consistent with other studies that suggest the convenience of limiting agricultural production to systems with high yields to save large areas of intact habitat (Alvarado et al., 2018a; Phalan et al., 2011; Balmford, Green and Phalan, 2015; Williams et al., 2017). However, even though the intensive silvopastoral system is more efficient (kg per unit of land) than the native

silvopastoral system, it showed greater species loss per kg LWC. This is due to the fact that the CF of the intensive silvopastoral system showed greater potential for impact on biodiversity than did the native silvopastoral system. Clearly, more studies are required to elucidate the complex relationships that exist between dung beetles and livestock intensification.

Alternatively, Figure 2 shows that damage to biodiversity caused by the production of 1 kg LWC under minimal, light and intense land use has the same tendency when the CFs of cropland are included. Nevertheless, the percentage increase in the potential for species loss is greater in the monoculture systems, followed by intensive silvopastoral and the native silvopastoral systems. This because monoculture system (system with a higher yield) use a greater amount of concentrate feeds than the systems with less yield (i.e., systems with light use and minimal land use).

The calculation of CFs based on the countryside SAR model allowed us to make an approximation of the biodiversity damage caused by livestock management intensity level, which is very valuable within LCA. However, the result was not strong enough to assess the environmental damage of closely related activities.

The results of this study indicate that the degree of intensity of land use considerably contributes to the impact on resident wildlife and should be considered with closer measurement in areas with high human intervention, such as the Yucatan Peninsula. Because the response of species to land use depends on management practices and land use intensity, some grazing regimes may be more suitable than others for plants and animals (Jeanneret et al., 2014) (e.g., grazing on monoculture lands often requires pesticides to control groups of species considered as pests) (Kessler et al., 2009; Flohre et al., 2011). Hence, trends are likely to vary depending on the type and quantity of inputs included in the comparative analysis of production systems.

In the context of LCA, it is clearly recognized that species loss is a simple metric of the total quality of the ecosystem; however, evaluating biodiversity is highly complex. Hence the use of species richness as an indicator in a Life Cycle Impact Assessment is helpful for recognizing that the loss of representative groups of species is seen as indicative of a general decrease in biodiversity and the potential loss of resilience in ecosystems (Crenna, Sinkko and Sala, 2019; Callesen, 2016). Data availability is one of the main challenges associated with life cycle impact assessment methods as a tool to assess species loss. To calculate the impacts of land use on species richness most accurately, we would need to have specific data for each region worldwide, allowing the development of specific CFs for each region (Koellner and Scholz, 2008). This study using field surveys may be considered an example of a the transparency needed to obtain results with greater

certainty compared with those that use databases of generic information (Chaudhary and Brooks, 2018; Koellner and Scholz, 2008).

We consider that to measure the species loss through the LCA it is preferable to collect primary data. Using average secondary data (available in many databases) to measure the state of biodiversity significantly reduces the accuracy of the results. However, collecting primary data usually requires a great deal of time, economic resources and effort because it is measured in person and on site (Winter et al., 2017). In line with this, to find an optimal representation of the impacts of land use on the taxon studied, in addition to the species richness indicator, other metrics, such as functional traits should be used (de Baan, Alkemade and Koellner, 2013; Souza et al., 2013). Ideally, these metrics should be incorporated into the calculated regional CFs.

According to study results, dung beetles could be used as a representative group of the biodiversity in the Mexican tropics because in addition to being a species that is widely distributed in this region, it showed sensitivity to the management of livestock systems. The model proposed by Chaudhary and Brooks (2018) allows for the calculation of species loss by ecoregion because one of the characteristics of biodiversity is its variability. Their model also allows researchers to distinguish the impact of different intensity classes of agricultural land use. We consider, therefore, that the model used in this study is useful for making evaluations at the ecoregion level; however, at wider spatial scales (e.g., at the country or biome level) uncertainty increases (Wiens et al., 2008).

The results of this study may be useful to support decision making aimed at the establishment of livestock production systems that reduce the potential for species loss. However, it is important to mention some of the limitations of the study. The scope of the CFs obtained is only applicable to the evaluated ecoregion and only reflects the impact on the analyzed taxon, and thus, ongoing studies are necessary to establish a complete database of the different habitats of the region for a variety of taxa.

The results of this study indicate that the evaluation of the impact of land use on biodiversity using LCIA models based on species richness should be complemented by the inclusion and interpretation of other attributes of this species (e.g., biomass and abundance) and functional diversity (e.g., rate of dung removal). More research is needed to elucidate the relationship of dung beetles with tropical landscapes that are dominated by livestock because there remains considerable uncertainty about the consequences of their survival amidst livestock intensification.

Conclusions

The CFs calculated in this study proved to be useful for differentiating the impact on species richness of different pastureland intensity levels in the Mexican tropics. The results of the application of the CFs in the case studies investigated here showed that the monoculture system, the system with the highest yield, had the least potential impact on the loss of dung beetle species to obtain 1 kg LWC compared with intensive and native silvopastoral systems. Nevertheless, studies should be continued to corroborate the data obtained in this investigation. For the moment, the results obtained should be interpreted as a trend of the impacts caused by the livestock management systems studied.

The calculation of CFs by transformation was not addressed here due to the lack of reliable data on the regeneration of ecosystems. Linking land use with impacts on biodiversity through other metrics, such as function diversity, is particularly important in livestock systems. It is necessary to continue developing CFs with the countryside species-area relationship method based on specific data from Mexico in order to measure the impact of pastureland on a variety of taxa and in other ecoregions to calculate a more comprehensive understanding of the impact of pastureland on biodiversity.

Results could help to improve the understanding of the effect of livestock rearing on biodiversity and help the development of sustainable agricultural development plans. Thus, regionalization mechanisms could be established in livestock activities, responding to particular needs and environmental characteristics, promoting the implementation of solutions based on nature.

Acknowledgments

Funding was provided by “Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica” (PAPIIT-IV200715). We appreciate the valuable collaboration of Federico Escobar in the elaboration of experimental design and Jibram Leon in the beetle collection. We appreciate the selfless collaboration of the cattle producers who allowed us to enter their properties, without them it would not have been possible to carry out this study. The first author gratefully acknowledges the Program in Sustainability Sciences, UNAM (Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, Universidad Nacional Autónoma de México).

References

- Alvarado, F., Andrade, E.R., Santos, B.A., Prescott, G., Souza, G. and Escobar, F., 2018a. Forest cover is more important than farmland heterogeneity and livestock intensification for the retention of dung beetle phylogenetic diversity. *Ecological Indicators*, [online] 93(February), pp.524–532. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.041>>.
- Alvarado, F., Dáttilo, W. and Escobar, F., 2019. Linking dung beetle diversity and its ecological function in a gradient of livestock intensification management in the Neotropical region. *Applied Soil Ecology*, [online] 143(July), pp.173–180. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.06.016>>.
- Alvarado, F., Escobar, F., Williams, D.R., Arroyo-Rodríguez, V. and Escobar-Hernández, F., 2018b. The role of livestock intensification and landscape structure in maintaining tropical biodiversity. *Journal of Applied Ecology*.
- de Baan, L., Alkemade, R. and Koellner, T., 2013. Land use impacts on biodiversity in LCA: A global approach. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), pp.1216–1230.
- de Baan, L., Curran, M., Rondinini, C., Visconti, P., Hellweg, S. and Koellner, T., 2015. High-resolution assessment of land use impacts on biodiversity in life cycle assessment using species habitat suitability models. *Environmental Science and Technology*, 4, pp.2237–2244.
- Bacab, H.M., Madera, N.B., Solorio, F.J., Vera, F. and Marrufo, D.F., 2013. Los sistemas silvopastoriles intensivos con *Leucaena leucocephala*: una opción para la ganadería tropical (The intensive silvopastoril systems with *Leucaena leucocephala*: tropical livestock option). *Avances en Investigación Agropecuaria*, [online] 17(3), pp.67–81. Available at: <<http://www.ucol.mx/revaia/portal/pdf/2013/sept/5.pdf>>.
- Balmford, A., Amano, T., Bartlett, H., Chadwick, D., Collins, A., Edwards, D., Field, R., Garnsworthy, P., Green, R., Smith, P., Waters, H., Whitmore, A., Broom, D.M., Chara, J., Finch, T., Garnett, E., Alfred, G.-H., Hernandez-Medrano, J., Herrero, M., Hua, F., Latawiec, A., Misselbrook, T., Phalan, B., Simmons, B.I., Takahashi, T., Vause, J., Ermgassen, E. and Eisner, R., 2018. The environmental costs and benefits of high-yield farming. *Nature Sustainability*, [online] 1(9), pp.477–485. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1038/s41893-018-0138-5>>.
- Balmford, A., Green, R. and Phalan, B., 2015. Land for food & land for nature? *Daedalus*, 144(3), pp.57–75.
- Barlow, J., Louzada, J., Parry, L., Hernández, M.I.M., Hawes, J., Peres, C.A., Vaz-de-Mello, F.Z. and Gardner, T.A., 2010. Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: A field test on Amazonian dung beetles. *Journal of Applied Ecology*, 47(4), pp.779–788.
- Basto-Estrella, G.S., Rodríguez-Vivas, R.I., Delfín-González, H. and Reyes-Novelo, E., 2014. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) diversity and seasonality in response to use of macrocyclic

- lactones at cattle ranches in the Mexican neotropics. *Insect Conservation and Diversity*, 7(1), pp.73–81.
- Bautista, F., Maldonado, D. and Zink, A., 2012. La clasificación maya de suelos. *Ciencia y desarrollo*, [online] Julio-Ag, pp.64–70. Available at: <<http://www.cyd.conacyt.gob.mx/259/articulos/Clasificacion-maya.pdf>>.
- Bicknell, J.E., Phelps, S.P., Davies, R.G., Mann, D.J., Struebig, M.J. and Davies, Z.G., 2014. Dung beetles as indicators for rapid impact assessments: Evaluating best practice forestry in the neotropics. *Ecological Indicators*, 43, pp.154–161.
- Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J. and Kuhlmann, H., 2002. Life cycle impact assessment of land use based on the hemeroby concept. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(6), pp.339–348.
- Broom, D.M., Galindo, F.A. and Murgueitio, E., 2013. Sustainable, efficient livestock production with high biodiversity and good welfare for animals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, [online] 280(1771), pp.20132025–20132025. Available at: <<http://rspb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rspb.2013.2025>>.
- Busch, C.B., 2006. Deforestation in the southern Yucatan: Recent trends, their causes, and policy implications. [online] ProQuest Dissertations and Theses. University of California, Berkeley. Available at: <http://search.proquest.com.ezproxy.library.wisc.edu/docview/305364448?accountid=465%5Cnhttp://sfx.wisconsin.edu/wisc?url_ver=Z39.88-2004&rft_val_fmt=info:ofi/fmt:kev:mtx:dissertation&genre=dissertations+%26+theses&sid=ProQ:ABI%2FINFORM+Global&atitle=&titl>.
- Callesen, I., 2016. Biodiversity and ecosystem services in life cycle impact assessment – Inventory objects or impact categories? *Ecosystem Services*, [online] 22(September), pp.94–103. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.021>>.
- Chará, J., Reyes, E., Peri, P., Otte, J., Arce, E. and Schneider, F., 2019. Silvopastoral systems and their contribution to improved resource use and Sustainable Development Goals: Evidence from Latin America. [online] Cali. Available at: <http://www.cipav.org.co/pdf/SPS_Report_ISBN_FAO.pdf>.
- Chaudhary, A. and Brooks, T.M., 2018. Land Use Intensity-Specific Global Characterization Factors to Assess Product Biodiversity Footprints. *Environmental Science and Technology*, 52(9), pp.5094–5104.
- Chaudhary, A., Verones, F., De Baan, L. and Hellweg, S., 2015. Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining Species-Area Models and Vulnerability Indicators. *Environ.Sci. Technol.*, 49, pp.9987–9995.
- CONABIO (2018). Lista de ejemplares pertenecientes a la Familia Scarabaeidae presentes en el Estado de Yucatán, Mex. Obtenidos vía portal de transparencia. Requested August 16, 2018. Folio 22276.

- Crenna, E., Sinkko, T. and Sala, S., 2019. Biodiversity impacts due to food consumption in Europe. *Journal of Cleaner Production*, [online] 227, pp.378–391. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.054>>.
- FAO, 2016. Principles for the assessment of livestock impacts on biodiversity. [online] Rome, Italy: Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. FAO. Available at: <<http://www.fao.org/3/a-i6492e.pdf>>.
- FAO, 2019. Biodiversity and the livestock sector. Guidelines for quantitative assessment. Rome: Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership.
- Favila, M.E., 2004. Los Escarabajos y la fragmentación. *Los Tuxtlas: el paisaje de la sierra*, (February), pp.135–157.
- Flohre, A., Fischer, C., Aavik, T., Bengtsson, J., Berendse, F., Bommarco, R., Ceryngier, P., Clement, L.W., Dennis, C., Eggers, S., Emmerson, M., Geiger, F., Guerrero, I., Hawro, V., Inchausti, P., Liira, J., Morales, M.B., Oñate, J.J., Pärt, T., Weisser, W.W., Winqvist, C., Thies, C. and Tschardtke, T., 2011. Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids, and birds. *Ecological Applications*, 21(5), pp.1772–1781.
- Gardner, T.A., Hernández, M.I.M., Barlow, J. and Peres, C.A., 2008. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: The value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), pp.883–893.
- Geyer, R., Lindner, J.P., Stoms, D.M., Davis, F.W. and Wittstock, B., 2010. Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(7), pp.692–703.
- Giraldo, C., Escobar, F., Chará, J.D. and Calle, Z., 2011. The adoption of silvopastoral systems promotes the recovery of ecological processes regulated by dung beetles in the Colombian Andes. *Insect Conservation and Diversity*, 4(2), pp.115–122.
- Herzog, E.F., Balázs, K., Dennis, P., Friedel, J., Geijzendorffer, I., Jeanneret, P., Kainz, M., Pointereau, P. and Riedel, S., 2012. Biodiversity Indicators for European Farming Systems A Guidebook. Agroscope, (September), p.105.
- Hoffmann, I., From, T. and Boerma, D., 2014. Ecosystem services provided by livestock species and breeds, with special consideration to the contributions of small-scale livestock keepers and pastoralists. [online] Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture, Available at: <<https://www.researchgate.net/publication/269692869>>.
- INEGI, 2017. Anuario estadístico y geográfico de Yucatán 2017 Instituto Nacional de Estadística y Geografía. [online] p.711. Available at: <www.inegi.org.mx>.
- ISO, 2006a. ISO 14040:2006. Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. International Organization for Standardization. Geneva.
- ISO, 2006b. ISO 14044:2006. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.

- Jeanneret, P., Baumgartner, D.U., Freiermuth Knuchel, R., Koch, B. and Gaillard, G., 2014. An expert system for integrating biodiversity into agricultural life-cycle assessment. *Ecological Indicators*, [online] 46, pp.224–231. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.030>>.
- Kessler, M., Abrahamczyk, S., Bos, M., Buchori, D., Putra, D.D., Gradstein, S.R., Höhn, P., Kluge, J., Orend, F., Pitopang, R., Saleh, S., Schulze, C.H., Sporn, S.G., Steffan-Dewenter, I., Tjitrosoedirdjo, S.S. and Tschardtke, T., 2009. Alpha and beta diversity of plants and animals along a tropical land-use gradient. *Ecological Applications*, 19(8), pp.2142–2156.
- Koellner, T. and Scholz, R.W., 2008. Assessment of land use impacts on the natural environment: Part 2: Generic characterization factors for local species diversity in Central Europe. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, [online] 13(1), pp.32–48. Available at: <<http://www.springerlink.com/index/10.1065/lca2006.12.292.2>>.
- Lindeijer, E., 2000. Review of land use impact methodologies. *Journal of Cleaner Production*, 8(4), pp.273–281.
- Lindqvist, M., Palme, U. and Lindner, J.P., 2016. A comparison of two different biodiversity assessment methods in LCA—a case study of Swedish spruce forest. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(2), pp.190–201.
- Martínez-Hernández, N., Salcedo-Muñoz, G., Sierra-Quintero, K. and Barraza-Méndez, J., 2012. Escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeinae) asociados a excrementos de mamíferos en un fragmento de bosque seco tropical en el Departamento del Atlántico, Colombia. *Ecología Austral*, 22, pp.203–210.
- MEA, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, D.C.: Island Press.
- Meneses, C., 2009. Análisis del índice normalizado de la vegetación (NDVI) para detección de degradación de la cubierta forestal en México 2008 – 2009. *Estudios de caso sobre la evaluación de la degradación de los bosques*. Roma.
- Meneses-Mosquera (2019). PhD Thesis. Manuscript in preparation.
- Michelsen, O., 2008. Assessment of land use impact on biodiversity: Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(1), pp.22–31.
- Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4(4), pp.355–364.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D’Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P. and Kassem, K.R., 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience*, 51(11), pp.933–938.

- Pereira, H.M., Ziv, G. and Miranda, M., 2014. Countryside species-area relationship as a valid alternative to the matrix-calibrated species-area model. *Conservation Biology*, 28(3), pp.874–876.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A. and Green, R.E., 2011. Reconciling food production and biodiversity conservation: Land sharing and land sparing compared. *Science*, 333, pp.1289–1291.
- Ramírez-Cancino, L. and Rivera-Lorca, J.A., 2010. La ganadería en el contexto de la biodiversidad. In: R. Durán and M. Méndez, eds. *Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán*. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. pp.106–108.
- De Schryver, A.M., Goedkoop, M.J., Leuven, R.S.E.W. and Huijbregts, M.A.J., 2010. Uncertainties in the application of the species area relationship for characterisation factors of land occupation in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(7), pp.682–691.
- Shahabuddin, Hidayat, P., Manuwoto, S., Noerdjito, W.A., Tschardtke, T. and Schulze, C.H., 2010. Diversity and body size of dung beetles attracted to different dung types along a tropical land-use gradient in Sulawesi, Indonesia. *Journal of Tropical Ecology*, 26(1), pp.53–65.
- SIAP. 2018. Anuario estadístico de la Producción Agrícola, por entidad. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. <https://www.gob.mx/siap>.
- Silva, P.G. and Hernández, M.I.M., 2015. Spatial patterns of movement of dung beetle species in a tropical forest suggest a new trap spacing for dung beetle biodiversity studies. *PLoS ONE*, [online] 10(5), pp.1–18. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0126112>>.
- SNIARN (2014) Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales. BADESNIARN_Por entidad federativa. Yucatán. (accessed November 07, 20180029 http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D2_AGRIGAN04_02%26IBIC_user=dgeia_mce%26IBIC_pass=dgeia_mce&NOMBREANIO=* &NOMBREENTIDAD=Yucat%E1n).
- Souza, D.M., Teixeira, R.F.M. and Ostermann, O.P., 2015. Assessing biodiversity loss due to land use with Life Cycle Assessment: Are we there yet? *Global Change Biology*, 21, pp.32–47.
- Souza, Flynn, D.F.B., Declerck, F., Rosenbaum, R.K., De Melo Lisboa, H. and Koellner, T., 2013. Land use impacts on biodiversity in LCA: proposal of characterization factors based on functional diversity. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(1231–1242).
- Thornton, P.K., 2010. Livestock production: Recent trends, future prospects. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), pp.2853–2867.
- UNEP/SETAC, 2016. Global guidance for Life Cycle Impact Assessment indicators: Volumen 1. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative.
- Wiens, J.A., Hayward, G.D., Holthausen, R.S. and Wisdom, M.J., 2008. Using Surrogate Species and Groups for Conservation Planning and Management. 58(3), pp.241–252.

Williams, D.R., Alvarado, F., Green, R.E., Manica, A., Phalan, B. and Balmford, A., 2017. Land-use strategies to balance livestock production, biodiversity conservation and carbon storage in Yucatán, Mexico. *Global Change Biology*, 23(12), pp.5260–5272.

Winter, L., Lehmann, A., Finogenova, N. and Finkbeiner, M., 2017. Including biodiversity in life cycle assessment – State of the art, gaps and research needs. *Environmental Impact Assessment Review*, 67, pp.88–100.

WWF (2006) World Wildlife Fund. 2006. WildFinder: Online database of species distributions, ver. Jan-06. <https://www.worldwildlife.org/WildFinder>

Supplementary material

Adriana Rivera-Huerta and Leonor Patricia Güereca.

Table 1. Characteristics of the sampled ranches, including the type of feeding, use of fertilizers, pesticides and dewormers.

System	Site	Area (ha) ¹	# Heads	Annual production (kg Live weight of calf)	Use of dewormer	Use of fertilizers/pesticide
Monoculture	Tizimin, Yuc	350	83	16430	Y	N/Y
Monoculture	Tzucacab, Yuc	45	46	4695	Y	Y/Y
Monoculture	Merida, Yuc	18	57	6466	Y	N/Y
Intensive Silvopastoral	Tizimin, Yuc	105	42	4593	Y	N/Y
Intensive Silvopastoral	Merida Yuc	30	40	3623	Y	N/Y
Native Silvopastoral	Tizimin, Yuc	200	137	9831	Y	N/Y
Native Silvopastoral	Tzucacab, Yuc	43	11	1020	Y	N/Y
Native Silvopastoral	Merida, Yuc	32	29	1987	Y	N/N

¹Area includes use of livestock land, in addition to other types of land use (*e.g.*, natural vegetation land and forest land).

Y= Yes, N= No

Table 2. Species richness of dung beetles collected in each ranch according to three classes of intensity of pasture land use in the Yucatan Peninsula ecoregion in Mexico.

Species	Land use management						MC-1	MC-2	MC-3	Total
	NSP-1	NSP-2	NSP-3	ISP-1	ISP-2	MC-1				
<i>Ateuchus perezvelai</i> (Kohlmann 2000)	46	6	55	0	41	8	19	8	128	
<i>Canthidium pseudopuncticolle</i> (Solís & Kohlmann 2003)	212	335	16	103	214	8	18	355	1245	
<i>Canthon cyanellus</i> (LeConte 1860)	454	19	13	38	26	22	42	222	823	
<i>Canthon euryscelis</i> (Bates 1887)	223	62	1	20	59	17	160	456	997	
<i>Canthon indigaceus chevrolati</i> (Harold 1868)	3	1282	48	9	262	143	2	586	2287	
<i>Canthon leechi</i> (Halffter & Halffter 1969)	2201	1201	20	94	2025	123	136	2035	7815	
<i>Copris incertus</i> (Say 1835)	47	7	0	34	17	0	10	2	117	
<i>Copris lugubris</i> (Boheman 1858)	6	0	0	0	6	4	0	0	16	
<i>Copris laeviceps</i> (Harold 1869)	34	0	0	0	0	23	0	0	57	
<i>Deltochilum carrilloi</i> (González-Alvarado & Vaz de Mello, 2014)	0	4	0	0	16	0	0	5	25	
<i>Deltochilum lobipes</i> (Bates 1887)	4	2	8	19	3	9	3	0	40	
<i>Deltochilum scabriusculum scabriusculum</i> (Bates 1887)	0	4	0	1	5	1	0	1	12	
<i>Dichotomius amplicolis</i> (Harold 1869)	2	0	0	9	0	1	1	0	13	
<i>Dichotomius maya</i> (Peraza & Deloya 2006) ⁽¹⁾	0	12	0	3	2	1	0	0	18	
<i>Digitonthophagus gazella</i> (Fabricius 1787)	6	0	0	25	1	1	0	0	33	
<i>Eurysternus mexicanus</i> (Harold 1869)	1	0	1	1	0	1	0	0	3	
<i>Malagoniella astyanax yucateca</i> (Harold, 1863)	3	5	1	0	1	2	1	0	12	

Species	Land use management								Total
	NSP-1	NSP-2	NSP-3	ISP-1	ISP-2	MC-1	MC-2	MC-3	
<i>Onthophagus batesi</i> (Howden & Cartwright 1963)	1	0	1	23	1	0	4	1	30
<i>Onthophagus crinitus</i> (Harold, 1869)	0	0	22	0	0	0	3	0	3
<i>Onthophagus cyclographus</i> (Bates 1887)	551	0	10	3	0	56	5	0	615
<i>Onthophagus landolti</i> (Harold 1880)	1348	613	15	117	1967	136	29	1264	5474
<i>Onthophagus sp</i> (*)	0	10	15	0	2	0	0	101	113
<i>Onthophagus longimanus</i> (Bates 1887)	1386	0	3	17	0	5	1	0	1409
<i>Phanaeus endymion</i> (Harold 1863)	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Phanaeus pilatei</i> (Harold 1863)	4	27	0	0	3	5	0	1	40
<i>Pseudocanthion perplexus</i> (LeConte 1847)	146	11	10	122	194	74	224	188	959
<i>Sysiphus mexicanus</i> (Harold, 1863)	173	91	1	0	15	417	4	28	728
<i>Uroxys chichanich</i> (Delgado & Kohlmann, 2007)	876	114	0	55	276	93	0	181	1595
<i>Uroxys deavilai</i> (Delgado & Kohlmann, 2007)	0	0	21	0	0	0	132	0	132
Number of individuals	7727	3805	261	693	5136	1150	795	5434	24740
Species richness	22	18	18	18	21	22	19	16	

Classified in the IUCN= ⁽¹⁾Least concern; ^(*)Unclassified; NSP= Native silvopastoral; ISP= Intensive silvopastoral; MC= Monoculture

ARTÍCULO 3

Methane emission factors for cattle in the Mexican tropics using the IPCC Tier 2 methodology

Adriana Rivera-Huerta^a, María de la Salud Rubio Lozano^b, Juan Carlos Ku-Vera^c, and Leonor Patricia Güereca^{a*}

^aInstituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad 3000 Coyoacán, Ciudad Universitaria, 04510, México City, México

^bFacultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad 3000, Coyoacán, Ciudad Universitaria, 04510, México City, México

^cDepartamento de Nutrición Animal, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán, Carr. Mérida-Xmatkuil km 15.5, C.P. 97300, Mérida, Yucatán, México

*Corresponding author. Tel.: +52 (55) 56 23 36 00 ext 8706. E-mail address:

LguerecaH@iingen.unam.mx (Leonor Patricia Güereca)

Abstract

The objective of this study was to calculate the emission factors (EFs) of enteric methane in several livestock production systems of the Mexican tropics using the Tier 2 methodology of the IPCC and the methane yield value ($Y_m = \text{g CH}_4/\text{kg DM consumed}$) based on rumen methane emission data measured by Ku-Vera et al. (2018), named Tier 2MX. The estimates were compared with the default enteric EFs for the Tier 1 methodology and with the EFs estimated for the IPCC Tier 2 methodology, using IPCC default values. To calculate EFs and Y_m using Tier 2, different models of meat production in the tropics were selected: monoculture system (MC, 6 ranches), intensive silvopastoral system (ISP, 6 ranches) and native silvopastoral system (NSP, 6 ranches), 12 were destined to dual purpose (meat and milk production) and 6 to calves production. In this study, the amount of methane produced by livestock, known as the emission factor was estimated by two main steps: 1) classifying livestock into subcategories: bulls, lactating cows, dry cows and replacement heifers, and 2) calculating the gross energy (MJ d⁻¹) intake (GEI) as indicated by the Chapter 10, Volume 4 of IPCC. The results showed that the average EFs of the Tier 1 methodology (56 kg CH₄ head⁻¹ year⁻¹) is 20.06% higher than those generated by the Tier 2 methodology (44.77 kg CH₄ head⁻¹ year⁻¹) and 27.25% higher than those calculated using the Tier 2MX methodology (40.74 kg

CH₄ head-1 year-1). The data corroborate the low discriminatory power of Tier 1 between livestock subcategories and confirms that Tier 2 methodologies could enhance the differences when they exist. Also, these results show that the EFs estimated according to Tier 2MX for each type of cattle, are lower than those calculated with Tier 2 and those used for Tier 1. The results emphasize that it is advisable to use methane yields determined for a particular country or region.

Keywords: Beef, climate change, emission factors, Mexican tropics, pasture

1. Introduction

Mexico has shown a notable interest in reducing methane emissions from livestock sources, as is reflected by the six National Communications (1997, 2001, 2006, 2010, 2012 and 2018) submitted at the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). The communications included the National Inventory of Emissions of Gases and Greenhouse Effect Compounds (INEGYCEI) by sector, which highlights bovine livestock for being one of the main sources of emission (SEMARNAT/INECC 2018).

In Mexico, livestock is responsible for 10% (70,567.60 Gg of CO₂e (± 4.78%)) of the total greenhouse gas (GHG) emissions (the total was 682,959.1 Gg of CO₂-e (± 7.68%) in 2015), 76% of which corresponded to enteric fermentation of cattle (53,442.72 Gg of CO₂e [± 6.11%]) and manure management represented 24% of the emissions of the category with 17,124.88 Gg of CO₂e [± 4.96%]) (SEMARNAT, 2018) .

Currently, national inventories of CH₄ emissions from enteric fermentation of cattle are estimated using the Tier 1 methodology of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), which calculates methane (CH₄) emissions per animal category (i.e., cattle, buffalo and sheep) by multiplying the animal population by the average emission factor, associated with the specific animal category (Dong et al., 2006). For example, the emission factor (kg CH₄ yr-1) using Tier 1 is 56 for the beef cattle based on grazing in Latin America (Dong et al., 2006). In this methodology, it is assumed that the weight, age, sex and feeding systems are similar within the animal category, so it is considered to have high uncertainty in the estimate reliable value (Mach et al., 2017). Using these estimates, it was determined that cattle account for 87.46% of the emissions of the livestock sector in Mexico (SEMARNAT/INECC 2018), which *a priori* suggests a substantial overestimation due to IPCC Tier 1 does not account for the lower losses of CH₄ energy as a proportion of GEI in lower quality diets as is the case from animals under grazing conditions (Ricci et al., 2013).

A more complex approach that requires detailed country-specific data on gross energy intake and methane conversion factors for specific livestock categories is Tier 2. This method should be used if enteric fermentation is a key source category for the animal category that represents a large portion of the country's total emissions. That is why the IPCC (Dong et al., 2006) urges that countries with a high livestock inventory, as is the case in Mexico with 33,918,906 heads (9th place worldwide; FAOSTAT, 2017) estimate their emission factors (EFs) to obtain more accurate emission inventories. Therefore the generation of local methane EFs for ruminants is a challenge for Mexico (FAO and New Zealand Agricultural Greenhouse Gas Research Centre, 2017). CH₄ emission data from enteric fermentation recently determined by Ku-Vera et al. (2018) suggest that the estimated methane emissions inventory can be improved. Ku-Vera et al. (2018) determined the production of ruminal methane (CH₄) in crossbred cattle fed with a typical tropic diet in Mexico (tropical grasses as basal ration and at least 20% of the dry matter (DM) ration of a commercial concentrate), using open-circuit respiration chambers. The respiration chamber technique is considered the most accurate for the measurement of enteric methane in ruminants (Hammond et al., 2016). The authors relate the production of methane with the consumption of DM and with the consumption of raw energy. The study concludes that CH₄ performance (18.07 g CH₄/kg DM consumed), predicted by the regression of the intake of DM (kg/day) against methane production (g/day), represents a reliable value for the estimation of enteric CH₄ inventories of grazing cattle in the tropical region of Mexico. The percentage of the raw energy consumed lost as methane (Y_m), corresponding to this value is 5.92%, which is less than the value suggested by default by the IPCC (Dong et al., 2006) of 6.5%.

Different research groups in the world are making efforts to accurately determine enteric methane emissions in cattle to reduce the uncertainty of methane inventories in several countries (Charmley et al., 2015; Escobar-Bahamondes et al., 2017; Hristov et al., 2018; Eugène et al., 2019).

The objective of this study was to estimate the EFs of enteric methane in several livestock production systems of the Mexican tropics using the Tier 2 methodology of the IPCC (Dong et al., 2006) and the methane yield value (g CH₄/kg DM consumed) based on rumen methane emission data measured by Ku-Vera et al. (2018), named Tier 2MX. The estimates were compared with the EFs for the Tier 1 methodology and with the EFs estimated with the IPCC Tier 2 methodology, using IPCC default values.

2. Materials and methods

To calculate EFs and Y_m using Tier 2, different models of meat production in the tropics were selected: a) Monoculture system (MC, 6 ranches), b) Intensive silvopastoral system (ISP, 6 ranches) and c) Native silvopastoral system (NSP, 6 ranches) of the tropics in Mexico. The calculation of the EFs is based on information obtained of a series of interview with owners from a total of 18 cattle ranches, 12 of which were destined to dual purpose and 6 to calves production.

a) MC ranches are characterized by mainly using the *Brachiaria decumbens*, *Brachiaria brizantha*, *Cynodon nlemfuensis*, *Cynodon dactylon*, *Panicum maximum*, *Pennisetum purpureum* as the main food source, providing a commercial concentrate supplement based on corn and soy.

b) The ranches of the ISP, in addition to grasses *Brachiaria decumbens*, *Brachiaria brizantha*, *Cynodon nlemfuensis*, *Cynodon dactylon*, use legumes such as *Leucaena leucocephala* (*L. leucocephala*) and *Arachis pintoii* as the basis of the diet. Animals were also supplemented with commercial concentrate.

c) The NSP system is associated with a diet based on native vegetation and to a lesser extent to the grasses *Brachiaria decumbens*, *Brachiaria brizantha*, *Cynodon nlemfuensis*, *Cynodon dactylon*, *Digitaria decumbens*, *Panicum maximum* and *Paspalum notatum*

All ranches were located in the tropical region of southern Mexico the States of Yucatan (municipalities of Merida, Tzucacab and Tizimin) and Veracruz, (municipalities of Martinez de la Torre, Ursulo Galvan and San Andres Tuxtla).

2.1. Methane Emission Factors

To determine the amount of methane produced by livestock, known as the emission factor (Ominski et al., 2011) we first classified livestock into subcategories and then we calculated the gross energy intake (GEI) as indicated by the Chapter 10, Volume 4 of IPCC (Dong et al., 2006).

2.1.1. Classification of cattle in subcategories

The cattle was divided into (heads/% of the total population): a) Bulls (33/2.2%), which refers exclusively to male animals destined to reproduction, age over one year old, b) Lactating cows (737/47.9%) corresponding to females that are intended for breeding, or have already had a calf or are breastfeeding, c) Dry cows (469/30.45%), which includes females destined for breeding that have had at least one calf or calving and were not breastfeeding at the time of the study, finally, d)

Replacement heifers (300/19.48%) are females from weaning onwards, older than one year, destined for breeding and that have not yet had a calf or calving.

2.1.2. Calculation of energy intake by animals

The calculation of EFs using the IPCC Tier 2 methodology (Dong et al., 2006) requires data on food intake (kg DM/head/day) for a representative animal of each subcategory. In general, food intake is measured in terms of gross energy (GE) (e.g. MJ d⁻¹) or dry matter (DM) (kg/d) (Dong et al., 2006), in this study it was calculated in GE terms.

The net energy required for maintenance (NE_m) was estimated from the input data: net energy for growth (NE_g), net energy for the activity carried out (NE_a), net energy for pregnancy (NE_p) and net energy for milk production (NE_i). The equations used are described in Table 1. The input data in this study were the average body weight of the animals, the daily weight gain, the mature weight, food situation, daily average milk production, the fat content of the milk, percentage of females that calve at one year and the emission of ruminal methane specific to the region taken from IPCC (Dong et al., 2006).

The energy calculation was made for one year. To calculate the NE_i in the dual-purpose units a milking period between six and 10 months was considered and in the calf-producing ranches the corresponding period from birth to weaning of the calf was considered between four and eight months; therefore, the rest of the year this energy data was not applied in the group of lactating females. Besides, the GE content of the food ingested considering 17 MJ/kg DM for tropical forage was used (Castelán-Ortega, Ku-Vera and Estrada-Flores, 2014).

Enteric EFs were estimated using equation 10.21 of the IPCC (Dong et al., 2006):

$$EF = [GE \times (Y_m/100) * 365] / 55.65]$$

where,

EF = Emission factor (kg CH₄ head⁻¹ year⁻¹),

GE = GE intake, MJ head⁻¹ day⁻¹,

Y_m = Methane conversion factor, percentage of GE intake and converted to methane,

55.65 (MJ kg⁻¹ CH₄) corresponds to the GE content of methane.

The methane conversion factor (Y_m) applied to the Tier 2 methodology from the region-specific ruminal emission data (hereinafter referred to as Tier 2MX) was estimated using the equation:

$$Y_m (\% \text{ GE intake}) = (\text{CH}_4 \text{ MJ d}^{-1} (\text{MJ}/\text{DMI d}^{-1}) * 100) / \text{GE consumed in MJ d}^{-1}$$

where,

GE is the GE consumed in MJ d⁻¹ obtained from equation 10.16 (Table 1),

CH₄ MJ d⁻¹ was determined by Ku-Vera et al. (2018), which was equivalent to 18.07 g kg DMI⁻¹.

The estimates were compared with the default EFs for the Tier 1, which correspond to other cattle in the Latin American region suggested in Table 10.11 of the IPCC (Dong et al., 2006) that includes beef cows, bulls, and young.

Table 1. Equations used to calculate Tier 2 emission factors, based on the IPCC (Dong et al., 2006).

Metabolic function and other estimates	Equation	Data
Net energy for maintenance (NE _m) MJ day ⁻¹ . Equation 10.3	$NE_m = C_{fi} \times (\text{weight})^{0.75}$ NE _m = Net energy for maintenance C _{fi} = coefficient that varies for each animal category. Table 10.4 (Dong et al., 2006) Weight= Animal body weight	C _{fi} = Lactating cows= 0.386; non-lactating cows = 0.322; Bulls= 0.370 The body weight was that reported by farmers = Bulls= 400 - 700 kg; Cows= 400 - 550 kg; Heifers= 260 - 460 kg
Net energy for activity (NE _a) MJ day ⁻¹ . Equation 10.4	$NE_a = C_a \times NE_m$ NE _a = net energy for animal activity MJ day ⁻¹ C _a = coefficient corresponding to animals feeding situation. Table 10.5 (Dong et al., 2006)	C _a = 0.17 in MC and SP; 0.36 in NSP
Net energy for growth (NE _g) MJ day ⁻¹ . Equation 10.6	$NE_g = 22.02 \times (BW/C \times MW)^{0.75} \times WG^{1.097}$ BW= average live body weight in the population, kg C= coefficient: 0.8 for females, 1.0 for castrates and 1.2 for bulls (taken from NRC, 1996; (Dong et al., 2006) MW= the mature live body weight of an adult animal in moderate body condition, kg WG= the average daily weight gain of the animals in the population, kg day ⁻¹	BW= The body weight reported by farmers. Bulls= between 400 - 700 kg; Cows= between 400-550 kg; Heifers= between 260-460 kg MW= Heifers=350 kg; Cows= 520 kg; Bull=650 kg WG= Bulls= 0.2 kg day ⁻¹ ; Cows= 0.3 kg day ⁻¹ ; Heifers = 0.4 kg day ⁻¹
Net energy for lactation (NE _l) MJ day ⁻¹ Equation 10.8. Not applicable in heifers	$NE_l = \text{milk} \times (1.47 + 0.40 \times \text{fat})$ NE _l = net energy for lactation MJ day ⁻¹ milk= kg of milk day ⁻¹ fat= fat content of milk % by weight	The amount of milk produced t reported by farmers: between 6 - 10 kg day ⁻¹ ; Fat= 3.48% (Júarez et al., 2016)
Net energy for pregnancy (NE _p) MJ day ⁻¹ Equation 10.13	$NE_p = C_{\text{pregnancy}} \times NE_m$ NE _p = net energy required for pregnancy, MJ day ⁻¹ C _{pregnancy} . Table 10.7 (Dong et al., 2006)	Pregnancy coefficient in heifers = 0.10. It was not applied in lactating cows
Ratio of net energy available in diet for maintenance to digestible energy consumed (REM) MJ day ⁻¹ . Equation 10.14	$REM = [1.123 - (4.092 \times 10^{-3} \times DE\%) + [1.126 \times 10^{-5} \times (DE\%)^2] - (25.4/DE\%)]$ REM= Ratio of net energy available in diet for maintenance to digestible energy consumed DE%= digestible energy expressed as a % of GE	DE%= 65 in MC and SP; 55 NSP (Table 10.2 Dong et al. (2006a)
Ratio of net energy available for growth in a diet to digestible energy consumed (REG) MJ day ⁻¹ . Equation 10.15	$REG = [1.164 - (5.160 \times 10^{-3} \times DE\%) + [1.308 \times 10^{-5} \times (DE\%)^2] - (37.4/DE\%)]$ REG= ratio of net energy available for growth in a diet to digestible energy consumed DE%= digestible energy expressed as a percentage of gross energy	DE%= 65 In MC and SP; 55 NSP (Table 10.2, Dong et al. (2006a)
Gross energy (GE) MJ day ⁻¹ . Equation 10.16	$GE = [(NE_m + NE_a + NE_l + NE_{mob} + NE_p / REM) + (NE_g/REG) / (DE\%/100)]$ GE= gross energy intake, MJ head ⁻¹ day ⁻¹	
CH ₄ emission factors for enteric fermentation, kg CH ₄ head ⁻¹ year ⁻¹ Equation 10.21	$EF = [GE \times (Y_m/100) * 365] / 55.65]$ EF= FE kg CH ₄ head ⁻¹ year ⁻¹ GE= gross energy intake, MJ head ⁻¹ day ⁻¹ Y _m = Methane conversion factor, GE % of methane converted food. 55.65 (MJ kg ⁻¹ CH ₄) is the energy content of methane	Y _m =Tier 2= 6.5% (Table 10.12), Tier 2MX= 5.92 (calculated based on Ku-Vera et al., 2018)

3. Results and discussion

The average EFs developed for the three production systems using the evaluated methodologies are compared in Figure 1. This graph shows that the average value of the EFs of the Tier 1 methodology (56 kg CH₄ head⁻¹ year⁻¹) is 20.06% higher than those generated by the Tier 2 methodology (44.77 kg CH₄ head⁻¹ year⁻¹) and 27.25% higher than those calculated using the Tier 2MX methodology (40.74 kg CH₄ head⁻¹ year⁻¹). The highest value of Tier 1 than Tier 2 and Tier 2MX is attributed to the fact that the EFs predetermined by the IPCC Tier1, are based on diet management characteristics applicable to a region that involves uncertainty associated with the expert judgments considered in the IPCC and in (Mach et al., 2017; Parra and Mora-Delgado, 2017). In this same sense, the equations to estimate the NE_m could be biased (overestimating) given that there are differences in the needs of net energy for maintenance between *Bos indicus* and *Bos taurus* cattle, as well as between the crosses derived from them (Vercoe, 1970).

These results can be explained because Tier 2 and Tier 2 MX methodologies allow for the inclusion of information other than population data, including feeding strategies, as well as duration of time in a given production environment (Ominski et al., 2011). The results of this study are consistent with Ricci et al. (2013), who observed that the use of an improved model to predict methane has an impact on the final carbon budget of the entire farm, decreasing predicted enteric CH₄ by 10 to 17%, depending on the type of system. Similarly, it is explained that the average value of Tier 2 FEs was higher than Tier 2MX, since in the first, the FEs were calculated based on methane yield value proposed of the IPCC and in the second, the FEs were estimated based on the specific methane emission from the Mexican tropics as explained in Section 2.1.2. According to these results, we consider that the EFs Tier 2MX have lower uncertainty than Tier 1 and Tier 2 EFs, and that the inclusion of specific data on livestock production allows the development of more precise EF for each region.

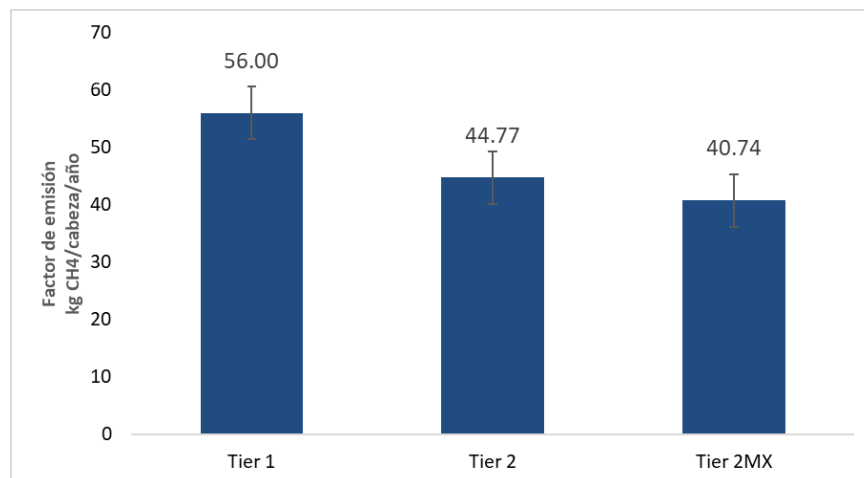


Figure 1. Average methane emission factors for cattle in the Mexican tropics, using three calculation methodologies.

In Figure 2 the EFs by production system were compared. It shows that the EFs of Tier 1 are the same for the three production systems, while in Tier 2 and Tier 2MX it is possible to differentiate by the type of production. Our results show that the native silvopastoral system has a higher methane emission potential from enteric fermentation with the Tier 2 and Tier 2MX methodologies compared to the monoculture system and the intensive silvopastoral system. This could be explained by the amount of gross energy per day that animals require under the native silvopastoral system, which is incorporated into the Tier 2 model by the value of the activity coefficient (Ca). The Ca of the native silvopastoral system is 111% higher than the Ca of the intensive silvopastoral and monoculture systems (i.e., 0.36 for animals on large grazing areas vs 0.17 for animals on pasture, Eq. 10.4, Table 10.5, Dong et al. (2006)). Likewise, it was observed that there is no significant difference between the MC and SP systems with the Tier 2 and Tier 2MX methodologies, however, the emission values with the Tier 2MX methodology are lower for both systems.

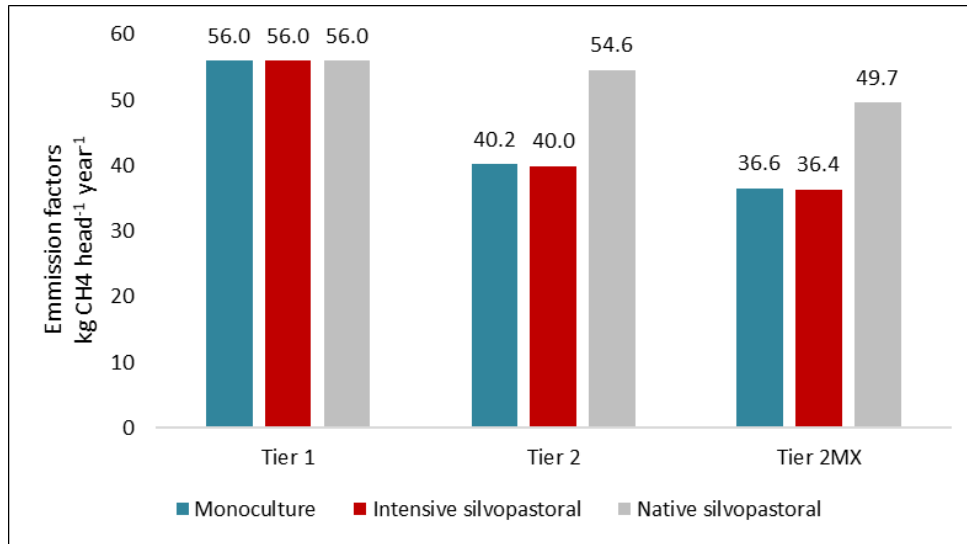


Figure 2. Comparison of emission factors by methodology and by productive system.

Figure 3 shows the comparative results of emission factors by animal subcategory. The data corroborate the null discriminatory power of Tier 1 and confirms that Tier 2 methodologies could enhance the differences when they exist. Also, these results show that the EFs estimated, according to Tier 2MX for each type of cattle, are lower than those calculated with Tier 2 and those used for Tier 1. The above emphasizes the assertion of Nemecek et al. (2016) and Charmley et al. (2015) in the sense that it is advisable to use methane yields estimated for a particular country or region. These authors found that by recalculating their inventories with nationally estimated values, a significant reduction in the volumes of methane emissions previously estimated was obtained. According to Liu et al. (2017), the energy digestibility of feed and energy intake level of cattle are two significant factors that affect their enteric CH₄ emissions. Therefore, the quality and animal diet composition, such as, the forage-to-concentrate ratio of feed and the geographic region for grazing cattle could both be related to feed digestibility (Hook, Wright and McBride, 2010), therefore, could have an effect on enteric methane emissions.

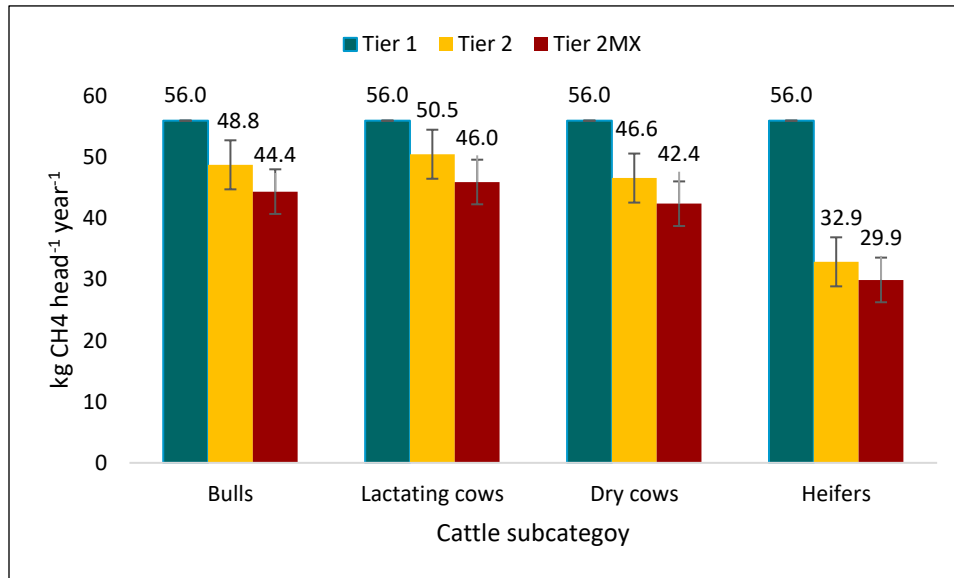


Figure 3. Comparison of methane emission factors by enteric fermentation using three methodologies based on the IPCC (Dong et al., 2006).

Our results showed that EFs Tier 2MX, calculated with Ym value based on Mexican tropics specific data were lower than EFs calculated with Tier 1 and Tier 2. The comparison by productive systems (Figure 2) indicate that the native silvopastoral has a higher enteric methane emission potential than the intensive and monoculture silvopastoral systems, which have similar EFs. It is important to mention that for intensive silvopastoral system, a differentiated estimation of the methane emission from the inclusion of *L. leucocephala* in the diet was not made. Because it was not possible to calculate with accuracy the percentage of inclusion of this legume. The foregoing is relevant, as it has been shown the mitigation of methane emissions related to the inclusion of this legume, which could support the mitigation potential in the intensive silvopastoral systems (Piñeiro-Vázquez et al., 2018; Harrison et al., 2015). We consider that the estimates of the contribution of legumes in the emission reduction of CH₄ would allow identifying the importance of the mitigation measures adopted specifically by the livestock sector. Additionally, the above would give greater robustness and reduce uncertainty to the estimated EFs.

According to IPCC, each item of information used in the characterization of cattle population for Tier 2 methodology has associated uncertainty, the level of which depends on the method of collection. Uncertainties in the Tier 2 estimates presented in this study may be associated with population data, animal body weight, management practices, ingredient, digestibility and chemical composition of the diets, feeding strategy, and performance data (e.g., milk production and body

weight gain). But, dry matter intake is key for accurate prediction of livestock enteric CH₄ emissions (Hristov et al., 2018; Ominski et al., 2011; Lassey, 2007). In Mexico prediction of dry matter intake continues to be a challenge due to prevailing grazing conditions, such as the variability in nutritional characteristics of the pasture with the climatic seasons and variability in grazing time.

We recognized that using the predetermined values of digestible energy of the food, proposed by the IPCC (Dong et al., 2006) (Table 10.2), and not the specific values of the diet consumed locally by the cattle, influences the robustness of the EFs estimated by the Tier 2 and Tier 2MX methodology. Despite it is considered that the EFs estimated by Tier 2MX represent a progress of great relevance in terms of estimating emissions in the livestock sector in Mexico. Some studies that developed EFs with the IPCC Tier 2 methodology mention that the estimated EFs reduce uncertainty compared with EFs Tier 1, however, they do not specify uncertainty their estimates (Parra and Mora-Delgado, 2017; Ominski et al., 2011).

The authors recommend that to obtain more precise GHG emissions inventories for Mexico, work continues the measurement of methane emissions at the regional level. Since Mexico has a wide distribution of cattle throughout its territory, so having specific information from each region would support climate decision making. This would be in line with the Group II (Impact, vulnerability, and adaptation) of the Mexican Climate Change Report (Gay and Clemente, 2015), which mentions that the emissions inventory must be sensitive to different local and regional knowledge and contexts. In that way, the emission inventories will serve as the basis for the application of appropriate measures to reduce enteric methane emissions in accordance with the Paris Agreement within the UNFCCC and the Sustainable Development Goals.

Enteric CH₄ emissions due to ruminal fermentation represent a loss of diet energy, thus, it is important to reduce enteric methane emissions to promote economic development in the sector. In this regard, although there is an opportunity to reduce the carbon impacts of livestock production throughout the supply chain, increasing productivity and feed efficiency represents the best opportunity to mitigate CH₄ emissions per unit of livestock product (Liu et al., 2017). Different works present empirical evidence that GHG emissions per unit of animal product are reduced as a result of higher production efficiency and improved dietary composition (Chará et al., 2019). In animals with higher nutrient quality diets in silvopastoral systems, the amount of enteric CH₄ emitted per kg of dry matter consumed (and per kg of product) is reduced (Barahona, 2014). Thornton and Herrero (2010) when modeling potential measures to reduce GHG emissions in the

tropics, estimated that the emissions per unit of milk and meat produced could be reduced by 57% and 73% respectively when concentrates and part of the basal diet were replaced by *Leucaena leucocephala*.

The above indicates that there are great efforts to reduce the emissions of GHG of grazing livestock systems in the tropics, just improving grazing management (Picasso et al., 2014). Nevertheless, uncritical adoption of Tier 1 EFs over successive years has not allowed capturing emission trends that result from increasing productivity or change to feeding practices (Lassey, 2007). Efforts by Mexican livestock producers must be adequately measured to be recognized, so the development and use of emission factors specific to the tropical region is an adequate practice to accurately calculate methane emission from enteric fermentation. Based on this approach, farm and national carbon budgets will be more accurate, contributing to reduced uncertainty in assessing mitigation options at the farm and national level (Ricci et al., 2013).

4. Conclusions

The methane EFs Tier 2MX, estimated using the Y_m based on methane yield determined in Mexican tropics, were found to be lower than the default enteric EFs for the Tier 1 methodology and the EFs estimated for the IPCC Tier 2 methodology. This could be explained by the fact that the default Y_m value used in the Tier 2 does not correspond to the reality of the tropics in Mexico as explained in this study. Thus, it is important to generate basic information that allows having better calculations of EFs and inventories at the local level. The foregoing will reduce the current uncertainty of the reported national inventories and monitor the mitigation practices established in the livestock sector.

Acknowledgments

Funding for this research was provided by the "Program of Support for Research and Technological Innovation Projects" through the PAPIIT IV200715 project. The first author thanks the National Council of Science and Technology (CONACyT) for his doctoral scholarship and the Postgraduate in Sustainability Sciences, National Autonomous University of Mexico.

REFERENCES

Barahona, R., 2014. Contribución de la *Leucaena leucocephala* Lam (de Wit) a la oferta y digestibilidad de nutrientes y las emisiones de metano entérico en bovinos pastoreando en sistemas silvopastoril ... Carta FEDEGAN, 140(February), pp.66–69.

- Castelán-Ortega, O.A., Ku-Vera, J.C. and Estrada-Flores, J.G., 2014. Modeling methane emissions and methane inventories for cattle production systems in Mexico. *Atmósfera*, [online] 27(2), pp.185–191. Available at: <[http://dx.doi.org/10.1016/S0187-6236\(14\)71109-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0187-6236(14)71109-9)>.
- Chará, J., Reyes, E., Peri, P., Otte, J., Arce, E. and Schneider, F., 2019. Silvopastoral systems and their contribution to improved resource use and Sustainable Development Goals: Evidence from Latin America. [online] Cali. Available at: <http://www.cipav.org.co/pdf/SPS_Report_ISBN_FAO.pdf>.
- Charmley, E., Williams, S.R.O., Anderson, A., Hegarty, R.S., Staunton, K.M., Moate, P.J., Herd, R.M., Reyenga, P., Oddy, V.H. and Hannah, M.C., 2016. A universal equation to predict methane production of forage-fed cattle in Australia. *Animal Production Science*, 56(3), pp.169–180.
- Dong, H., Mangino, J., McAllister, T., Hatfield, J.L., Johnson, D.E., Bartram, D., Gibb, D. and Martin, J.H., 2006. Emissions from livestock and manure management. [online] IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Programme.pp.10.1-10.87. Available at: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_10_Ch10_Livestock.pdf>.
- Escobar-Bahamondes, P., Oba, M. and Beauchemin, K.A., 2017. Universally applicable methane prediction equations for beef cattle fed high- or low-forage diets. *Canadian Journal of Animal Science*, 97(1), pp.83–94.
- Eugène, M., Sauvant, D., Nozière, P., Viallard, D., Oueslati, K., Lherm, M., Mathias, E. and Doreau, M., 2019. A new Tier 3 method to calculate methane emission inventory for ruminants. *Journal of Environmental Management*, [online] 231, pp.982–988. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.086>>.
- FAO and New Zealand Agricultural Greenhouse Gas Research Centre, 2017. Low emissions development of the beef cattle sector in Uruguay - reducing enteric methane for food security and livelihoods. Rome.
- Gay, C. and Clemente, R., 2015. Reporte mexicano de cambio climático. Grupo III Impactos, vulnerabilidad y adaptación. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Hammond, K.J., Crompton, L.A., Bannink, A., Dijkstra, J., Yáñez-Ruiz, D.R., O’Kiely, P., Kebreab, E., Eugène, M.A., Yu, Z., Shingfield, K.J., Schwarm, A., Hristov, A.N. and Reynolds, C.K., 2016. Review of current in vivo measurement techniques for quantifying enteric methane emission from ruminants. *Animal Feed Science and Technology*, 219, pp.13–30.
- Harrison, M.T., McSweeney, C., Tomkins, N.W. and Eckard, R.J., 2015. Improving greenhouse gas emissions intensities of subtropical and tropical beef farming systems using *Leucaena leucocephala*. *Agricultural Systems*, [online] 136, pp.138–146. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2015.03.003>>.
- Hook, S.E., Wright, A.D.G. and McBride, B.W., 2010. Methanogens: Methane producers of the rumen and mitigation strategies. *Archaea*, 2010, pp.50–60.

- Hristov, A.N., Kebreab, E., Niu, M., Oh, J., Bannink, A., Bayat, A.R., Boland, T.M., Brito, A.F., Casper, D.P., Crompton, L.A., Dijkstra, J., Eugène, M., Garnsworthy, P.C., Haque, N., Hellwing, A.L.F., Huhtanen, P., Kreuzer, M., Kuhla, B., Lund, P., Madsen, J., Martin, C., Moate, P.J., Muetzel, S., Muñoz, C., Peiren, N., Powell, J.M., Reynolds, C.K., Schwarm, A., Shingfield, K.J., Storlien, T.M., Weisbjerg, M.R., Yáñez-Ruiz, D.R. and Yu, Z., 2018. Symposium review: Uncertainties in enteric methane inventories, measurement techniques, and prediction models. *Journal of Dairy Science*, 101(7), pp.6655–6674.
- Juárez, J., Díaz, P., Rodríguez, J., Martínez, C., Hernández, B., Ramírez, E., Torruco, J. and Herman, E., 2016. Caracterización de la leche y clasificación de calidad mediante análisis Cluster en sistemas de doble propósito. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 7(4), pp.525–537.
- Ku-Vera, J.C., Valencia-Salazar, S.S., Piñeiro-Vázquez, A.T., Molina-Botero, I.C., Arroyave-Jaramillo, J., Montoya-Flores, M.D., Lazos-Balbuena, F.J., Canul-Solís, J.R., Arceo-Castillo, J.I., Ramírez-Cancino, L., Escobar-Restrepo, C.S., Alayón-Gamboa, J.A., Jiménez-Ferrer, G., Zavala-Escalante, L.M., Castelán-Ortega, O.A., Quintana-Owen, P., Ayala-Burgos, A.J., Aguilar-Pérez, C.F. and Solorio-Sánchez, F.J., 2018. Determination of methane yield in cattle fed tropical grasses as measured in open-circuit respiration chambers. *Agricultural and Forest Meteorology*, [online] 258(1–2), pp.3–7. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.01.008>>.
- Lassey, K.R., 2007. Livestock methane emission: From the individual grazing animal through national inventories to the global methane cycle. *Agricultural and Forest Meteorology*, 142(2–4), pp.120–132.
- Liu, Z., Liu, Y., Shi, X., Wang, J., Murphy, J.P. and Maghirang, R., 2017. Enteric Methane Conversion Factor for Dairy and Beef Cattle: Effects of Feed Digestibility and Intake Level. *Transactions of the ASABE*, 60(2), pp.459–464.
- Mach, K.J., Mastrandrea, M.D., Freeman, P.T. and Field, C.B., 2017. Unleashing expert judgment in assessment. *Global Environmental Change*, 44, pp.1–14.
- Nemecek, T., Jungbluth, N., Milà Canals, L. and Schenck, R., 2016. Environmental impacts of food consumption and nutrition: where are we and what is next? *Int J Life Cycle Assess*, 21, pp.607–620.
- Ominski, K.H., Boadi, D.A., Wittenberg, K.M., Fulawka, D.L. and Basarab, J.A., 2011. Estimates of enteric methane emissions from cattle in Canada using the IPCC Tier-2 methodology. *Canadian Journal of Animal Science*, 87(3), pp.459–467.
- Parra, A.S. and Mora-Delgado, J., 2017. Emission factors estimated from enteric methane of dairy cattle in Andean zone using the IPCC Tier-2 methodology. *Agroforestry Systems*, [online] 93, pp.783–791. Available at: <<https://doi.org/10.1007/s10457-017-0177-3>>.
- Picasso, V.D., Modernel, P.D., Becoña, G., Salvo, L., Gutiérrez, L. and Astigarraga, L., 2014. Sustainability of meat production beyond carbon footprint: A synthesis of case studies from

grazing systems in Uruguay. *Meat Science*, [online] 98(3), pp.346–354. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.meatsci.2014.07.005>>.

- Piñeiro-Vázquez, A.T., Canul-Solis, J.R., Jiménez-Ferrer, G.O., Alayón-Gamboa, J.A., Chay-Canul, A.J., Ayala-Burgos, A.J., Aguilar-Pérez, C.F. and Ku-Vera, J.C., 2018. Effect of condensed tannins from *Leucaena leucocephala* on rumen fermentation, methane production and population of rumen protozoa in heifers fed low-quality forage. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 31(11), pp.1738–1746.
- Ricci, P., Rooke, J.A., Nevison, I. and Waterhouse, A., 2013. Methane emissions from beef and dairy cattle: Quantifying the effect of physiological stage and diet characteristics. *Journal of Animal Science*, 91(11), pp.5379–5389.
- Thornton, P.K. and Herrero, M., 2010. Potential for reduced methane and carbon dioxide emissions from livestock and pasture management in the tropics. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(46), pp.19667–19672.
- Vercoe, J.E., 1970. The fasting metabolism of Brahman, Africander and Hereford×Shorthorn cattle. *British Journal of Nutrition*, 24(3), pp.599–606.

ARTÍCULO 4

Evaluación ambiental de la producción de ganado en el trópico mediante un enfoque de Análisis de Ciclo de Vida

Adriana Rivera-Huerta^a, María de la Salud Rubio Lozano^b y Leonor Patricia Güereca^{a*}

^aInstituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad 3000 Coyoacán, Ciudad Universitaria, 04510, México City, México

^bFacultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad 3000, Coyoacán, Ciudad Universitaria, 04510, México City, México

*Corresponding author. Tel.: +52 (55) 56 23 36 00 ext 8706. E-mail address:

LguerecaH@iingen.unam.mx (Leonor Patricia Güereca)

Resumen

El pastoreo es una práctica común en la industria del ganado bovino en México, principalmente en la región del trópico. El objetivo de este estudio fue evaluar los impactos ambientales de tres sistemas de producción de becerros en el trópico mexicano desde un enfoque de Análisis de Ciclo de Vida. Se evaluaron seis categorías de impacto: 1) cambio climático, 2) acidificación terrestre, 3) eutrofización de agua dulce, 4) uso de suelo, 5) escasez de recursos fósiles, y 6) consumo de agua, incluidas en el método ReCiPe 2016. También se calculó la contribución de esta actividad a la pérdida de biodiversidad mediante factores de caracterización específicos de la intensidad del uso de suelo, calculados con el modelo relación especie-área de campo propuesto por la UNEP/SETAC (2016) y modificado por Chaudhary y Brooks (2018). Los sistemas evaluados son: monocultivo, silvopastoril intensivo y silvopastoril nativo. Los resultados apuntan a que el sistema de monocultivo tiene los menores impactos en cambio climático y en pérdida de especies, en comparación con los sistemas silvopastoril nativo. Estos resultados pueden explicarse por la inclusión más alta de concentrado y forrajes de mejor calidad nutricional en la dieta, así como por la mayor productividad del sistema. El estudio evidenció que con la disminución del 43% del uso de suelo para obtener 1 kg de P.V. de becerro mediante el sistema de monocultivo, con respecto al silvopastoril nativo, la pérdida de especies se redujo en 52%. Pero el impacto en consumo de agua se incrementó en 99% y en 78% la escasez de recursos fósiles. De acuerdo con lo anterior, debe ponerse especial atención a la eficiencia productiva del ganado para reducir los impactos en cambio

climático y la pérdida de biodiversidad, y debe reducirse el uso de insumos externos al sistema para disminuir el impacto el uso de recursos.

Palabras clave: Análisis de Ciclo de Vida, impacto ambiental, ganadería tropical, México

1. Introducción

La producción de carne de rumiantes es un impulsor clave de la transgresión de la humanidad a los límites del planeta (Bowles, Alexander y Hadjikakou, 2019; Steffen et al., 2015). Se estima que el sector ganadero puede transgredir el espacio operativo seguro de la humanidad en dominios como el cambio climático, flujos bioquímicos y cambio en el sistema terrestre, y se prevé que tales impactos aumenten para el año 2050 debido al crecimiento demográfico y al aumento en la urbanización (Bowles, Alexander y Hadjikakou, 2019; Alexandratos y Bruinsma, 2012; IAASTD, 2009; Thornton, 2010). Por tal razón, la medición del desempeño ambiental de la ganadería es fundamental para tomar decisiones hacia la mitigación de sus impactos y el uso eficiente de los recursos naturales, como el suelo, el agua y el aire, principalmente en países con alta población ganadera, como México.

Numerosos trabajos confirman que la producción primaria (i.e., las etapas de crianza, desarrollo y engorda de los animales en granja) es la fase con mayor contribución al impacto ambiental de las cadenas de producción de alimentos de origen animal (Roy et al., 2009; Foley et al., 2011; Steffen et al., 2015). Rivera-Huerta et al. (2016), comprobaron mediante un Análisis de Ciclo de Vida (ACV), que la cadena cárnica bovina en México tiene la misma tendencia. Los resultados de ese estudio mostraron que la producción primaria tuvo el mayor impacto ambiental en las doce categorías evaluadas, sin embargo, la crianza fue el mayor contribuyente al impacto en indicadores de gran preocupación ambiental, como el cambio climático, el uso de suelo, la acidificación terrestre y la eutrofización. Lo anterior, coincide con otros ACVs realizados a la producción de carne bovina en diferentes partes del mundo (Willers et al., 2017; Picasso et al., 2014; Pelletier, Pirog y Rasmussen, 2010; Tichenor et al., 2017).

El ACV, permite evaluar la presión que un determinado proceso (de producción) ejerce sobre el medio ambiente. La evaluación comprende todas las fases necesarias para producir y usar un producto, desde el desarrollo inicial hasta el tratamiento de los desechos (i.e., el ciclo de vida total). El objetivo del ACV es, comparar alternativas o identificar fases en el proceso de producción que ejercen un nivel relativamente alto de presión sobre el medio ambiente. Con base a este conocimiento, los procesos de producción pueden optimizarse (Huijbregts et al., 2016).

Con el objetivo de identificar y reducir los impactos ambientales de la crianza del ganado, varios estudios han evaluado esta etapa de producción de la cadena cárnica bovina utilizando el ACV. Ogino et al. (2007), identificaron que acortar los intervalos de parto en un mes reduciría en casi 6% el impacto en varias categorías ambientales. Por su parte, Morel et al. (2016), demostró que la mayor productividad animal de un sistema de crianza basado en forrajes cosechados, permitió usar 13% menos de tierra y reducir 12% la emisión de metano entérico, comparado con un sistema de pastoreo de temporal. Asimismo, Oishi et al. (2013) encontraron que el aumento en la edad de sacrificio de las vacas reproductivas hasta la novena parición, disminuyó el impacto ambiental y aumentó el beneficio económico, lo que indica que la selección de la paridad de sacrificio económicamente óptima podría hacer que el sistema de producción de becerros sea preferible para el medio ambiente. Por estas y otras evidencias, se presume que la mejora en el desempeño ambiental de la etapa de crianza puede contribuir a reducir importantemente los impactos ambientales de la cadena cárnica bovina.

Bajo condiciones tropicales, como principalmente se lleva a cabo la producción de carne bovina en México, y con un hato basado en la raza cebú o la mezcla de razas cebú-europea, existen variantes en el manejo productivo del ganado con impactos ambientales diversos. En la región del trópico mexicano, la expansión de la frontera agropecuaria ha tenido enormes impactos en los hábitats, la biodiversidad, el almacenamiento de carbono y las condiciones del suelo. Esta expansión resulta preocupante, dado que los bosques tropicales son reservorios importantes de biodiversidad y servicios ecosistémicos (Foley et al., 2007). Además, la ganadería tiene efectos causados por el manejo de las tierras para obtener mayor productividad mediante la concentración del ganado, el uso de riego, fertilizantes, biocidas y mecanización (Foley et al., 2011).

El objetivo del presente estudio fue comparar el desempeño ambiental de tres sistemas de producción de ganado bovino en el trópico mexicano desde un enfoque de Análisis de Ciclo de Vida con el propósito de identificar los puntos críticos de cada sistema. El estudio se limita a la etapa de crianza de la cadena cárnica de res, etapa cuyo propósito es la producción de becerros para engorda. El análisis, se llevó a cabo para siete categorías de impacto: 1) cambio climático, 2) acidificación terrestre, 3) eutrofización de agua dulce, 4) uso de suelo, 5) escasez de recursos fósiles, 6) consumo de agua y 7) pérdida de biodiversidad.

2. Metodología

En este estudio se utilizó un enfoque de Análisis de Ciclo de Vida conforme a la norma ISO 14040/44 (2006) (ISO, 2006a; b), considerando un alcance de “puerta a puerta”, para comparar el impacto ambiental asociado a tres sistemas de producción de ganado en el trópico mexicano: monocultivo, silvopastoril intensivo y silvopastoril nativo. La principal función económica del sistema fue la producción de becerros para la obtención de carne.

2.1. Descripción del sistema

En nuestro estudio de caso, el hato bajo el sistema monocultivo (MC) comprende un promedio de 106 vacas, 27 vaquillas y 2 toros. La edad de destete de los becerros es de 226 días y son vendidos con un peso promedio de 170 kg. La dieta está basada en pastos mejorados introducidos, es decir, especies forrajeras mayormente gramíneas y leguminosas, que no son nativas pero que están bien adaptadas a las condiciones agroecológicas prevalentes en el terreno y que manejadas adecuadamente, muestran una alta producción de biomasa forrajera y buena calidad nutritiva, características que contribuyen a lograr una productividad animal alta (Pezo, 2018). Asimismo, se suplementa a los animales con concentrado alimenticio, compuesto de granos de maíz, soya, sorgo y minerales. Este sistema cuenta con métodos de riego artificial.

En el sistema silvopastoril intensivo (SPI), el rebaño está comprendido por 60 vacas, 1 toro y 16 vaquillas. El destete se lleva a cabo a los 181 días y son vendidos con un peso de 170 kg. La alimentación incluye una mezcla de pasturas y bancos de leguminosas como *Leucaena leucocephala*, y un suplemento alimenticio basado en maíz, soya y minerales. Este modelo de producción también cuenta con sistemas de riego.

El sistema silvopastoril nativo (SPN) es un sistema tradicional, que reportó un inventario promedio de 60 vacas, 1 toro y 1 vaquilla. Sólo dos de los tres ranchos analizados tienen sementales propios y el tercero pide prestado un semental en la temporada de reproducción. El destete se lleva a cabo a los 202 días y son vendidos con un peso promedio de 170 kg. Este sistema se caracteriza en que la alimentación consiste en vegetación primaria y secundaria y se proporciona al ganado un suplemento de concentrado compuesto por maíz y soya en muy bajas cantidades. Los ranchos clasificados en este modelo no cuentan con sistema de riego.

En los tres tipos de producción, los toros entran al sistema provenientes de granjas locales y alcanzan un peso promedio de 600 kg en la edad adulta. Un esquema de los sistemas evaluados se ilustra en la Figura 1.

2.2. Unidad Funcional

La Unidad Funcional (UF) fue definida como un 1 kg de peso vivo (P.V.) de becerro destetado puesto a la puerta de la granja, producido en un período de un año en Yucatán, México.

2.3. Límites del sistema

El presente análisis se realizó en la Península de Yucatán, México, región que pertenece a la categoría de bosques tropicales y subtropicales de hoja ancha (WWF, 2006, Olson et al., 2001). Esta región fue elegida porque sus bosques secos se han reducido drásticamente debido a las presiones agrícolas y ganaderas. En donde áreas amplias de este tipo de hábitat han sido reemplazadas por comunidades secundarias que actualmente surgen del intenso pastoreo de ganado. Por lo que esta región se clasifica en la categoría de estado crítico/en peligro por la World Wildlife Fund (WWF, 2006).

Las entradas consideradas en el análisis fueron obtenidas de nueve ranchos ganaderos, e incluyen insumos para la dieta, la electricidad usada en los sistemas de riego de pastizales, herbicidas, fertilizantes, el área de suelo y el agua para riego. Las salidas incluidas son las emisiones de metano por la fermentación entérica y por el manejo del estiércol del ganado, las emisiones de dióxido de nitrógeno, fosfatos y amoníaco, tanto por la gestión del estiércol como por el uso de fertilizantes. No se tomaron en cuenta, tanto el uso de recursos, como las emisiones asociadas con la producción y el mantenimiento de los bienes de capital, tampoco se consideraron los desparasitantes, antibióticos y el agua de bebida del ganado.

2.4. Procedimiento de asignación

En los sistemas de múltiples productos se requiere hacer un procedimiento de asignación para distribuir el uso de recursos y las emisiones entre los coproductos. La producción de becerros en el trópico mexicano se lleva a cabo predominantemente en sistemas de doble propósito, esquemas en donde se producen leche y becerros para engorda, con dominio de alguno de los productos con relación al precio, la estacionalidad climática, la genética, el manejo del pastoreo y de la alimentación, entre otros (Palma, 2014). En el presente estudio, la asignación de impactos de estos productos, cuando fue necesaria, fue de tipo económico, tomando en cuenta su valor en el mercado. El precio por litro de leche fue de 0.41 dólares y por kilogramo de peso vivo de becerro fue de 2.65 dólares. El porcentaje de asignación para leche/carne (L/C) por sistema fue de: 67/33 para MC, 48/52 para SPI y 41/59 para SPN.

2.5. Inventario de Ciclo de Vida (ICV)

El inventario fue obtenido mediante entrevistas semiestructuradas a propietarios o administradores de nueve ranchos en Yucatán, México, durante los meses de agosto a septiembre de 2015. Tres ranchos por cada sistema productivo. Dado que los sistemas están basados en una alimentación en pastoreo, se asumió un consumo de materia seca (MS) del 3% del peso vivo en los toros y vaquillas de reemplazo, en concordancia con Ku-Vera et al. (2018) y Lyons et al. (1999). El consumo de alimento de las vacas lactantes, en base MS, se calculó de acuerdo con Rivera-Huerta et al. (2016). Las emisiones de CH₄ provenientes de la fermentación entérica y de la gestión del estiércol, las emisiones de N₂O de los suelos gestionados y las emisiones al aire de NH₃, fueron estimadas conforme a los Capítulos 10 y 11, Vol. 4 de las Directrices del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) (Dong et al., 2006). Las emisiones de metano entérico se calcularon usando factores de emisión (FEs) estimados con la metodología Tier 2 del IPCC (Dong et al., 2006), específicos de cada sistema y subcategoría de animal (toros, hembras, vaquillas). Para calcular las emisiones de fosfatos al suelo se llevó a cabo un balance de masa de las entradas de fósforo a través del alimento. Se consideró el área de suelo de pastoreo (pastizales o área de vegetación nativa) y el suelo para siembra de forrajes para corte. El inventario solo toma en cuenta el agua azul proveniente de agua subterránea, utilizada para el riego de los pastizales. Debido a que únicamente uno de los cuatro ranchos que utilizan sistema de riego disponía de datos de consumo de agua por esta actividad, sus datos fueron utilizados como base para calcular el consumo de este recurso en los otros tres ranchos que realizan esta práctica agrícola. Para ello, se consideró el área de suelo irrigada, número de horas de riego por día, número de días por semana y número de meses del año en que se irriga. No se incluyó el agua de bebida del ganado. El consumo de electricidad para riego se documentó de recibos de consumo. En el Cuadro 1, se presenta el inventario de entradas y salidas por sistema de producción, que corresponde al promedio de los ranchos entrevistados por cada sistema.

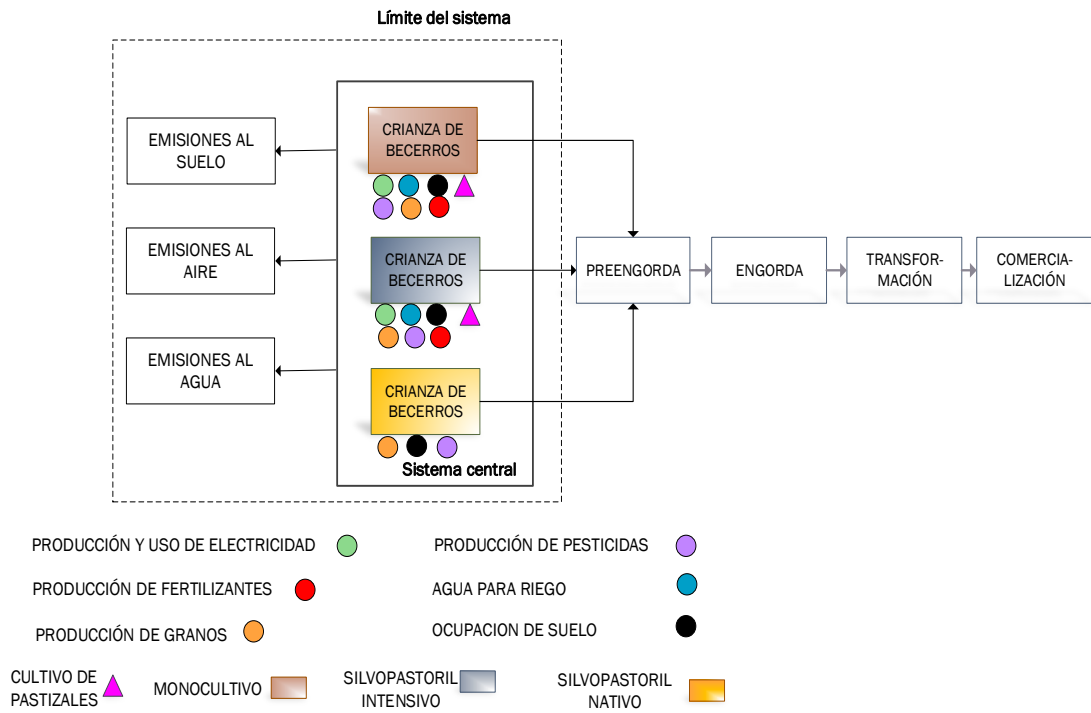


Figura 1. Límite del sistema para evaluar la producción de 1 kg de peso vivo de becerro destetado.

Cuadro 1. Inventario de entradas/salidas para la producción de 1 kg de peso vivo de becerro

	Unidad	Sistema		
		Monocultivo	Silvopastoril intensivo	Silvopastoril nativo
Entradas de la naturaleza y la tecnósfera				
Cultivo de pastos				
Suelo ocupado	m ²	105.75	108.35	204.37
Electricidad (riego)	kWh	5.00	3.52	0.00
Agua (riego)	m ³	4.31	3.52	0.00
Fertilizantes				
N 18%	kg	0.00	0.05	0.00
Fosforo P2O5 (44%)	kg	0.39	0.13	0.00
Pesticidas				
2-4-D	kg	0.01	0.010	0.0048
Glifosato	kg	0.00	0.0005	0.00
Alimento				
Maíz	kg	1.76	1.67	0.72
Soya	kg	0.12	0.06	0.09
Sorgo	kg	0.05	0.00	0.0
Salvado de trigo	kg	0.96	0.24	0.04
Minerales	kg	0.02	0.01	0.02
Melaza	kg	1.18	0.39	0.01
Heno	kg	0.85	0.91	1.44
Ensilado	kg	0.00	2.32	0.00
Pollinaza	kg	0.54	0.92	0.77
Cáscara de soya	kg	0.02	0.00	0.00
Forraje fresco	kg	198.51	246.81	277.14
Salidas				
Emisiones directas				
Metano biogénico, fermentación entérica	kg	0.37	0.45	0.64
Metano biogénico, gestión estiércol	kg	0.013	0.014	0.016
Óxido nitroso, gestión estiércol	kg	0.025	0.029	0.030
Amoníaco, gestión de estiércol	kg	0.192	0.220	0.222
Fosfatos	kg	0.364	0.947	0.545

2.6. Evaluación del impacto del ciclo de vida (EICV)

La evaluación del impacto implica calcular las contribuciones de las entradas y salidas de materiales y energía registradas en la fase de ICV a un conjunto de categorías de impacto ambiental (Huijbregts et al., 2016) mediante factores de caracterización (FC). En el presente análisis se consideraron siete categorías de impacto, seis de las cuales suelen ser las que se analizan con mayor frecuencia en los ACVs del ganado (McClelland et al., 2018), tres relacionadas con emisiones: cambio climático (CC), acidificación terrestre (TA) y eutrofización de agua dulce (EAD); y tres relacionadas con el uso de recursos: uso de suelo (OSA), consumo de agua (CA) y escasez de recursos fósiles (ERF), utilizando factores de caracterización del método ReCiPe 2016 desde una perspectiva jerárquica (H) v. 1.03 (Huijbregts et al., 2016) (Cuadro 2). Además, se consideró la categoría pérdida de biodiversidad (PB) que, por su complejidad, es de los impactos menos analizados, pero cuya relevancia obliga a considerarse en este estudio, pues la ganadería representa una amenaza a las especies de la región (Foley et al., 2011).

Para estimar la pérdida de biodiversidad se usó el modelo relación especie-área (SAR) de campo, el cual predice la pérdida de especies después de la pérdida de hábitat en una región. Los factores de caracterización (FCs) usados, específicos de la intensidad del uso de suelo en la región del trópico mexicano, están basados en un grupo de invertebrados (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). Los FCs fueron estimados por Rivera-Huerta et al (en proceso) a partir del método propuesto por Chaudhary y Brooks (2018), versión actualizada del modelo propuesto por la UNEP/SETAC (2016). Estos factores se estimaron para dos tipos de uso de suelo (pastoreo y cultivo) bajo diferentes intensidades de uso de suelo (mínimo, ligero e intenso).

Las categorías de impacto seleccionadas se consideraron relevantes a nivel global en la producción de ganado y concuerdan con aquellas utilizadas por otros autores (Gerber et al., 2015; Tullo, Finzi and Guarino, 2019; McClelland et al., 2018; Willers et al., 2017). Los impactos fueron calculados con el software SimaPro v. 9 (Pré-Sustainability, 2019).

Cuadro 2. Categorías de impacto evaluadas, nivel de impacto, factor de caracterización y unidad (Goedkoop et al., 2009).

Categoría de impacto	Abrev.	Unidad	Factor de caracterización	Modelo Impacto de Ciclo de Vida
Cambio climático	CC	kg CO ₂ eq	Potencial de calentamiento global	IPCC, 2006
Acidificación terrestre	AT	kg SO ₂ eq	Potencial de acidificación	ReCiPe 2016
Eutrofización de agua dulce	EAD	kg P eq	Potencial de eutrofización de agua dulce	ReCiPe 2016
Uso de suelo	OSA	m ² x año suelo de cultivo anual eq	Potencial de ocupación de suelo agrícola	ReCiPe 2016
Escasez de recursos fósiles	ECF	kg petróleo eq	Potencial de agotamiento de recursos fósiles	ReCiPe 2016
Consumo de agua	CA	m ³ agua eq	Potencial de agotamiento de agua	ReCiPe 2016
Pérdida de biodiversidad	PB	especies x año	Potencial de pérdida de especies	Chaudhary y Brooks (2018)

3. Resultados y discusión

3.1. Impacto ambiental por kg de becerro destetado en Yucatán, México

El Cuadro 3 contiene los valores de impacto totales por categoría y sistema de producción para la obtención de 1 kg P.V. de becerro. El sistema MC registró el impacto más alto en dos de las categorías de agotamiento de recursos (escasez de recursos fósiles y consumo de agua), el sistema SPI mostró mayor impacto en dos categorías de emisión de contaminantes (acidificación terrestre y eutrofización de agua dulce), mientras que el SPN tuvo el mayor impacto en los indicadores cambio climático y uso de suelo. La Figura 2, ilustra la comparación de las categorías de impacto normalizadas porcentualmente de acuerdo con el sistema que presenta mayor impacto ambiental.

La participación porcentual de las entradas y salidas para cada categoría de impacto, se resumen en el Cuadro 3. Los resultados mostraron que los principales contribuyentes al impacto ambiental para la producción de 1 kg P.V. de becerro corresponden a un número reducido de entradas y salidas: la fermentación entérica, el manejo del estiércol, el cultivo de pastizales, el riego y la ocupación de

suelo directa del ganado. Asimismo, las fuentes principales de impacto son las mismas para los tres sistemas ganaderos, con excepción de la electricidad, y el agua subterránea, recursos utilizados en operaciones de irrigación en los sistemas MC y SPI, pero no en el SPN.

Cuadro 3. Resultados de la evaluación de los indicadores en la producción de 1 kg P.V. de becerro destetado en Yucatán, México.

Categoría de impacto	Unidad	MC	SPI	SPN
Cambio climático	kg CO ₂ eq	30.15	32.51	34.12
Acidificación terrestre	kg SO ₂ eq	0.43	0.49	0.45
Eutrofización de agua dulce	kg P eq	0.02	0.04	0.02
Uso de suelo	m ² x año suelo de cultivo eq	66.57	66.59	116.20
Escasez de recursos fósiles	kg petróleo eq	2.47	2.04	0.55
Consumo de agua	m ³ agua eq	4.63	3.71	0.06
Pérdida de biodiversidad	especies x año	5.1E-08	1.6E-07	1.3E-07

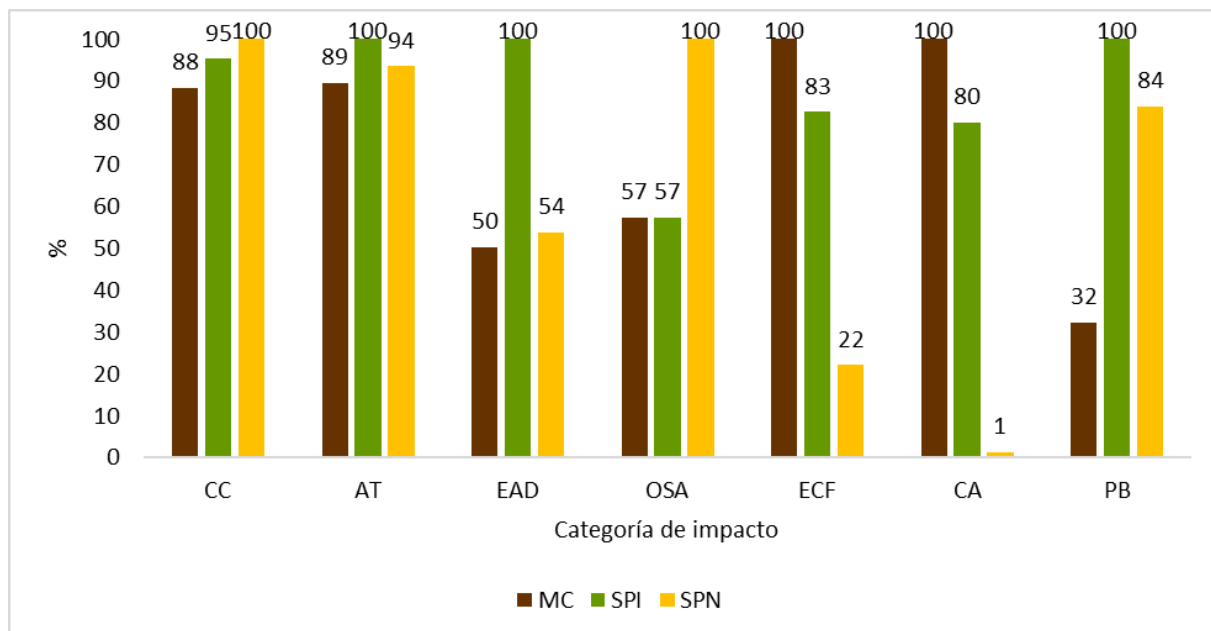


Figura 2. Comparación de las categorías de impacto normalizadas, de acuerdo con el sistema con mayor valor de impacto. CC= cambio climático, AT= Acidificación terrestre; EAD = Eutrofización de agua dulce; OSA= Uso de suelo; ECF= Escasez de recursos fósiles; CA= Consumo de agua; PB= Pérdida de biodiversidad.

Cambio climático (CC)

Los resultados muestran que el sistema SPN, registró el mayor impacto en CC (34.12 kg CO₂ eq/ kg P.V. de becerro) comparado con los sistemas SPI (32.51 kg CO₂ eq/ kg P.V. de becerro) y MC (30.15 kg CO₂ eq/ kg P.V. de becerro) (Cuadro 2). Las fuentes de impacto relevantes en los tres sistemas son las emisiones de CH₄ por la fermentación entérica y las emisiones de N₂O y CH₄ provenientes del estiércol. Estas emisiones en conjunto contribuyen al impacto con 93%, 76%, y 69%, para los sistemas SPN, SPI, MC, respectivamente. Resultados semejantes han sido obtenidos en diferentes estudios (Tichenor et al., 2017; Ruviaro et al., 2015; Bragaglio et al., 2018; Picasso et al., 2014). Otras fuentes de impacto fueron poco significativas en el SPN. Sin embargo, como se muestra en el Cuadro 3, en los sistemas SPI y MC hay otros contribuyentes relevantes en este indicador, como la electricidad usada en el riego (6.8 % y 10.3 %, respectivamente) y el uso de equipo para el cultivo de pastos (9.2% y 8.4%, respectivamente). Lo anterior, debido a que los sistemas MC y SPI usan riego artificial e incluyen mayor cantidad de concentrado en la dieta que el SPN. El uso de factores de emisión Tier 2 permitió distinguir las emisiones de metano, generadas por la fermentación ruminal en los diferentes sistemas de pastoreo en el trópico. Los resultados muestran que el MC puede ahorrar 12% de las emisiones contribuyentes al CC por 1 kg de P.V. de becerro con respecto al SPN, y del 7% con respecto al SPI. Se sugiere que para reducir los impactos en CC por la producción de carne de res, los sistemas productivos en el trópico deben mejorar su eficiencia productiva a partir del uso de alimentos con mayor aporte nutricional y vegetación adaptada a la región que contribuya a la mitigación de emisiones de metano entérico, particularmente el sistema SPN (Harrison et al., 2015).

Acidificación terrestre (AT)

El SPI tuvo una tasa de impacto moderadamente más alta (0.49 kg SO₂ eq/kg P.V. de becerro) en la categoría de impacto acidificación terrestre que el SPN (0.45 kg SO₂ eq/kg P.V. de becerro) y el MC (0.43 kg SO₂ eq/kg P.V. de becerro). El principal contribuyente es el estiércol, a partir de las deposiciones en el terreno por parte del ganado, estas equivalen al 88, 90 y 96% en el SPN, SPI y MC, respectivamente, y se deben al contenido de amoníaco, resultado de la descomposición de la urea, que es la principal forma de excreción de nitrógeno en el ganado. Los resultados del presente estudio son similares a los obtenidos por Nguyen et al. (2010) en el que el principal contribuyente fueron las emisiones de amoníaco provenientes del estiércol, pero difieren de lo reportado por Willers et al. (2017), en donde la contribución de los fertilizantes para el cultivo de pastos es del 82%, a través de la liberación de amoníaco y óxido nitroso. En nuestro estudio este contribuyente no es relevante como se puede ver en el inventario de entradas y salidas (Cuadro 1). Conjuntamente

el maíz, salvado, melaza, cultivo de pastos y la electricidad contribuyen con 11, 7.6 y 2.4% en los sistemas MC, SPI, y SPN, respectivamente. De lo anterior, se observa que los flujos provenientes de fuentes externas que contribuyen a la AT son mayores en el sistema MC que en el SPI y SPN.

Eutrofización de agua dulce (EAD)

La EAD por kg P.V. de becerro producida en el trópico mexicano tuvo un valor entre 0.02 - 0.04 kg P eq. El valor más alto lo registró el SPI, mientras el valor de impacto fue igual para el MC y el SPN. El contribuyente más importante en esta categoría fueron las emisiones directas del ganado, derivadas de la lixiviación de nitratos y fosfatos al suelo (64, 83 y 88% para MC, SPI y SPN, respectivamente) (Cuadro 3). El cultivo de pastizales también contribuyó de manera significativa con 14.4, 9.0 y 6.8% para MC, SPI y SPN (Cuadro 3). Este contribuyente fue mayor en MC y SPI debido a que utilizan más pastos introducidos que el SPN, además de que aplican fertilizantes. Adicionalmente, la electricidad usada en el riego es un contribuyente que destaca en los sistemas MC (7.5%) y SPI (2.7%) con respecto al SPN (0.0%).

Uso de suelo (OSA)

El impacto OSA se refiere al área de tierra que se está utilizando para alguna actividad y, por lo tanto, no está disponible temporalmente para otros fines. Los resultados en el Cuadro 2, muestran que la producción de 1 kg P.V. de becerro en el trópico en México requiere entre 66.6 y 116 m² x año suelo de cultivo eq. Se observó que no existe diferencia en el uso de suelo entre los sistemas MC y SPI, siendo el SPN el sistema que requiere mayor área de suelo para producir 1 kg P.V. de becerro. El impacto más relevante en la ocupación de suelo deriva del uso directo para el pastoreo en pastos mejorados en los sistemas MC y SPI, y el área de vegetación nativa en el SPN. La porción de suelo para el cultivo de granos (maíz, soya y sorgo) no es significativa. El porcentaje del uso directo de suelo fue de 87.36%, 89.52 y 96.82% para MC, SPI y SPN, respectivamente; mientras que el uso de suelo en la producción de maíz fue de 8.4% para el MC, 7.9% para el SPI, y 2% para SPN, los insumos restantes de la dieta son poco relevantes para esta categoría de impacto.

Escasez de recursos fósiles (ECF)

Esta categoría de impacto es un indicador importante de la sostenibilidad de los sistemas de producción de alimentos. Ya que el uso de recursos fósiles (energía no renovable) proviene de recursos finitos que eventualmente se agotarán más allá del nivel que puede extraerse. El MC mostró mayor requerimiento de recursos fósiles con 2.47 kg petróleo eq/kg P.V. de becerro, seguido por el SPI (2.0 kg petróleo eq/kg P.V. de becerro) y SPN (0.55 kg petróleo eq/kg P.V. de becerro).

Como se muestra en el Cuadro 3, el mayor contribuyente al potencial de agotamiento de recursos fósiles es la electricidad en los sistemas MC y SPI que representa el 38 y 33% respectivamente, asociado al riego de pastizales. El cultivo de pastizales, mostró ser otro contribuyente importante debido al uso de combustible para las labores del campo, con 54, 35 y 23% para MC, SPI y SPN. La producción de maíz representó una fuente relevante en el consumo de recursos fósiles, principalmente para el SPN con una participación de 22% del total del impacto vs 14 y 12% para MC, SPI. De lo anterior se observa que existe un ahorro en el uso de recursos fósiles de 78 y 17% de los sistemas SPN y SPI con respecto al MC.

Consumo de agua (CA)

El consumo de agua, en la producción de 1 kg P.V. de becerro en este estudio, al igual que la categoría escasez de recursos fósiles, está estrechamente vinculado al riego de pastizales. En la Figura 2, se observa que el MC requiere 4.63 m³ agua eq/kg P.V. becerro, que representa un 20% más de consumo de agua que el SPI (3.71 m³ agua eq/kg P.V. becerro) y 99% más que el SPN (0.006 m³ agua eq/kg P.V. becerro), debido a que este último sistema no usa sistemas de riego. En el SPN, la contribución principal está dada por el uso de maíz (72%), sin embargo, como se observó en el inventario (Cuadro 1) de los tres sistemas es el que menor inclusión de maíz tiene en la dieta, por ello aparece como el insumo con mayor impacto en el uso de agua del SPN.

Cuadro 3. Impacto porcentual por entrada/salida y por categoría por la producción de 1 kg P.V. de becerro destetado en Yucatán, Méx. El impacto de los sistemas se muestra mediante el código de color. Rojo= impacto más alto, amarillo= impacto medio y verde= impacto más bajo.

Categoría	Sistema	Suelo agrícola	Agua subterr	Ferm. entérica	Gest. Estiérc	Maíz	Soya	Salvado	Melaza	Prod. pastizal	Heno	Difosfato de amonio	2,4-dichlorofenol	Sorgo	Ensilado	Cascarilla de soya	Glifosato	Electr
CC	MC	0.00	0.00	41.20	26.13	5.61	0.24	3.76	2.03	7.85	1.42	1.35	0.14	0.09	0.00	0.04	0.00	10.14
CC	SPI	0.00	0.00	46.70	28.00	4.94	0.11	0.88	0.62	9.06	1.39	0.93	0.13	0.00	0.51	0.00	0.01	6.71
CC	SPN	0.00	0.00	64.20	27.76	2.03	0.16	0.14	0.02	3.53	2.10	0.00	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
AT	MC	0.00	0.00	0.00	86.54	4.94	0.01	1.88	0.95	2.17	0.72	0.23	0.03	0.12	0.00	0.03	0.00	2.37
AT	SPI	0.00	0.00	0.00	88.72	4.20	0.01	0.55	0.28	2.42	0.68	0.16	0.03	0.00	1.45	0.00	0.00	1.52
AT	SPN	0.00	0.00	0.00	95.73	1.93	0.01	0.10	0.01	1.06	1.15	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
EAD	MC	0.00	0.00	0.00	63.70	6.98	0.00	3.62	2.51	14.25	0.91	0.17	0.10	0.22	0.00	0.10	0.00	7.45
EAD	SPI	0.00	0.00	0.00	83.32	3.33	0.00	0.43	0.42	8.91	0.48	0.06	0.05	0.00	0.32	0.00	0.01	2.68
EAD	SPN	0.00	0.00	0.00	88.95	2.66	0.00	0.13	0.02	6.76	1.42	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
US	MC	87.36	0.00	0.00	0.00	8.37	0.00	1.63	1.10	0.00	1.22	0.00	0.00	0.20	0.00	0.11	0.00	0.01
US	SPI	89.52	0.00	0.00	0.00	7.94	0.00	0.41	0.36	0.00	1.30	0.00	0.00	0.00	0.46	0.00	0.00	0.01
US	SPN	96.82	0.00	0.00	0.00	1.96	0.00	0.04	0.01	0.00	1.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
ECF	MC	0.00	0.00	0.00	0.00	12.4	0.10	9.20	5.12	23.47	2.49	7.85	0.67	0.18	0.00	0.11	0.00	38.43
ECF	SPI	0.00	0.00	0.00	0.00	14.2	0.06	3.37	2.05	35.33	3.19	7.06	0.81	0.00	0.66	0.00	0.03	33.21
ECF	SPN	0.00	0.00	0.00	0.00	23.0	0.34	2.10	0.20	54.04	18.86	0.00	1.51	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
CA	MC	0.00	93.04	0.00	0.00	2.37	0.02	0.91	3.01	0.31	0.06	0.01	0.02	0.08	0.00	0.04	0.00	0.13
CA	SPI	0.00	94.78	0.00	0.00	2.81	0.01	0.44	1.24	0.49	0.08	0.01	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12
CA	SPN	0.00	0.00	0.00	0.00	72.65	1.22	4.42	1.91	11.97	7.18	0.00	0.65	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

CC= cambio climático, AT= Acidificación terrestre; EAD = Eutrofización de agua dulce; OSA= Uso de suelo; ECF= Escasez de recursos fósiles; CA= Consumo de agua.

Pérdida de biodiversidad (PB)

La pérdida de biodiversidad asociada al uso de suelo, representada con el indicador pérdida de especies, fue menor en el sistema MC ($5.1E-08$ especies x año/kg P.V. de becerro) que en el SPN y el SPI ($1.6 E07$ y $1.3 E-07$ especies x año/kg P.V. de becerro, respectivamente). La pérdida de especies por la producción de 1 kg de becerro se distribuye entre el suelo de pastoreo y el suelo de cultivo (i.e., uso de suelo para producir maíz, soya y sorgo), siendo el uso de suelo para pastoreo el contribuyente más relevante (Figura 3). La participación del cultivo de granos a la pérdida de especies fue mayor en el MC y el SPI comparado con el SPN, debido a que estos sistemas requieren mayor cantidad de estos insumos por unidad funcional. La contribución a la pérdida de especies por el suelo de cultivo en MC equivale a 32% del impacto por kg de becerro vs el 10% para SPI y 5% para SPN. De acuerdo con la Figura 2, la disminución del 57% del uso de suelo del MC, con respecto al SPN, redujo la pérdida de especies en 68%.

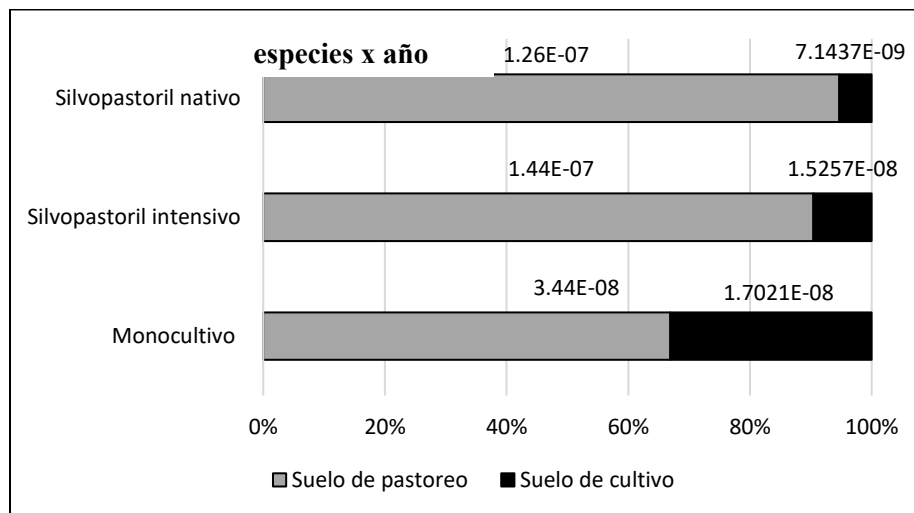


Figura 3. Contribución relativa a la pérdida de especies por el uso de suelo para la producción de 1 kg P.V. de becerro destetado bajo tres sistemas productivos de ganado bovino en Yucatán, México.

En este estudio se utilizaron factores de caracterización específicos de la región para calcular el impacto sobre la biodiversidad por el uso de suelo, lo que da mayor certidumbre a los resultados obtenidos. No obstante, en el contexto de ACV, se reconoce que la pérdida de especies como métrica de la calidad total del ecosistema, es simple, ya que la biodiversidad es un tema altamente complejo, sin embargo, el hecho de usar este indicador en la EICV se debe a que la pérdida de grupos representativos de especies es vista como indicativo de una disminución general de la biodiversidad y de la pérdida potencial de resiliencia en los ecosistemas (Crenna, Sinkko y Sala, 2019; Callesen, 2016). En el presente estudio se utilizó como grupo representativo a los escarabajos

del estiércol (Coleoptera: familia Scarabaeidae), grupo taxonómico con alta presencia en el trópico mexicano, que se considera puede ser afectado sustancialmente por las actividades ganaderas debido a las amplias extensiones de suelo que ocupa.

Consideramos que, para reducir el impacto en la pérdida de especies de escarabajos del estiércol por la producción de 1 kg P.V. de becerro en el trópico mexicano, los esfuerzos deben apuntar a disminuir el área de suelo de uso directo de la ganadería, ya que es el principal contribuyente a este indicador, en comparación con el uso de suelo indirecto (i.e., a partir de concentrados).

4. Conclusiones

La reducción de los impactos ambientales generados por la ganadería es un tema pendiente por resolver entre sus diversos grupos de interés. La evaluación de los impactos ecológicos de tres sistemas de producción de becerros desde un enfoque de ACV, permitió identificar los puntos críticos de esta actividad. Las emisiones entéricas y de los desechos del ganado, el consumo de electricidad para el riego de los pastizales y el uso de suelo directo del ganado en pastoreo en la pérdida de biodiversidad, se identificaron como los puntos críticos de los sistemas de producción de ganado analizado. El uso de factores de emisión específicos para estimar las emisiones de metano entérico y de factores de caracterización específicos para estimar el impacto en la biodiversidad por uso de suelo ganadero en el trópico disminuyen la incertidumbre en los resultados de estos dos indicadores, altamente relevantes a nivel global. No obstante, se reconoce que los resultados obtenidos en la pérdida de biodiversidad mediante el enfoque de Análisis de Ciclo de Vida tienen ciertas limitaciones, por lo que sus resultados pueden ser inciertos o tener limitaciones para su aplicación. Algunas medidas encaminadas a la mejora en los sistemas de alimentación y a los parámetros reproductivos puede contribuir considerablemente a la reducción de los impactos ambientales de estos sistemas de producción. En consecuencia, las modificaciones respectivas deben considerarse en futuros estudios.

REFERENCIAS

- Alexandratos, N. and Bruinsma, J., 2012. World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. ESA Working paper, (12-03), p.146.
- Bowles, N., Alexander, S. and Hadjikakou, M., 2019. The livestock sector and planetary boundaries: A 'limits to growth' perspective with dietary implications. *Ecological Economics*, [online] 160(December 2018), pp.128-136. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.01.033>>.

- Bragaglio, A., Napolitano, F., Pacelli, C., Pirlo, G., Sabia, E., Serrapica, F., Serrapica, M. and Braghieri, A., 2018. Environmental impacts of Italian beef production: A comparison between different systems. *Journal of Cleaner Production*, [online] 172, pp.4033–4043. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.078>>.
- Callesen, I., 2016. Biodiversity and ecosystem services in life cycle impact assessment – Inventory objects or impact categories? *Ecosystem Services*, [online] 22(September), pp.94–103. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.021>>.
- Chaudhary, A. and Brooks, T.M., 2018. Land Use Intensity-Specific Global Characterization Factors to Assess Product Biodiversity Footprints. *Environmental Science and Technology*, 52(9), pp.5094–5104.
- Crenna, E., Sinkko, T. and Sala, S., 2019. Biodiversity impacts due to food consumption in Europe. *Journal of Cleaner Production*, [online] 227, pp.378–391. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.054>>.
- Dong, H., Mangino, J., McAllister, T., Hatfield, J.L., Johnson, D.E., Bartram, D., Gibb, D. and Martin, J.H., 2006. Emissions from livestock and manure management. [online] IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Programme.pp.10.1-10.87. Available at: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_10_Ch10_Livestock.pdf>.
- Foley, J.A., Asner, G.P., Costa, M.H., Coe, M.T., Gibbs, H.K., Howard, E.A., Olson, S., Patz, J., Ramankutty, N., Defries, R. and Snyder, P., 2007. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(1), pp.25–32.
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O’Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D. and Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478(7369), pp.337–342.
- Gerber, P.J., Mottet, A., Opio, C.I., Falcucci, A. and Teillard, F., 2015. Environmental impacts of beef production: Review of challenges and perspectives for durability. *Meat Science*, [online] 109, pp.2–12. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.meatsci.2015.05.013>>.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A. De, Struijs, J. and Zelm, R. Van, 2009. ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. [online] Potentials, Available at: <http://www.pre-sustainability.com/download/misc/ReCiPe_main_report_final_27-02-2009_web.pdf>.
- Harrison, M.T., McSweeney, C., Tomkins, N.W. and Eckard, R.J., 2015. Improving greenhouse gas emissions intensities of subtropical and tropical beef farming systems using *Leucaena leucocephala*. *Agricultural Systems*, [online] 136, pp.138–146. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2015.03.003>>.

- Huijbregts, M., Steinmann, Z.J.N., Elshout, P.M.F.M., Stam, G., Verones, F., Vieira, M.D.M., Zijp, M. and van Zelm, R., 2016. ReCiPe 2016. A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization. [online] National Institute for Public Health and the Environment. Available at: <<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2016-0104.pdf>>.
- IAASTD, 2009. Agriculture at a Crossroads. [online] Washington, D.C. Available at: <<http://globalreport.knowviolenceinchildhood.org/global-report-2017/>>.
- ISO, 2006a. ISO 14040:2006. Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. International Organization for Standardization. Geneva.
- ISO, 2006b. ISO 14044:2006. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.
- Ku-Vera, J.C., Valencia-Salazar, S.S., Piñeiro-Vázquez, A.T., Molina-Botero, I.C., Arroyave-Jaramillo, J., Montoya-Flores, M.D., Lazos-Balbuena, F.J., Canul-Solís, J.R., Arceo-Castillo, J.I., Ramírez-Cancino, L., Escobar-Restrepo, C.S., Alayón-Gamboa, J.A., Jiménez-Ferrer, G., Zavala-Escalante, L.M., Castelán-Ortega, O.A., Quintana-Owen, P., Ayala-Burgos, A.J., Aguilar-Pérez, C.F. and Solorio-Sánchez, F.J., 2018. Determination of methane yield in cattle fed tropical grasses as measured in open-circuit respiration chambers. *Agricultural and Forest Meteorology*, [online] 258(1–2), pp.3–7. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.01.008>>.
- Lyons, R.K., Machen, R. and Forbes, T.D.A., 1999. Understanding Forage Intake in Range Animals. Texas Agricultural Extension Service, The Texas A&M University, Pub. L-515, pp.1–6.
- McClelland, S.C., Arndt, C., Gordon, D.R. and Thoma, G., 2018. Type and number of environmental impact categories used in livestock life cycle assessment: A systematic review. *Livestock Science*, [online] 209, pp.39–45. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.livsci.2018.01.008>>.
- Morel, K., Farrié, J.P., Renon, J., Manneville, V., Agabriel, J. and Devun, J., 2016. Environmental impacts of cow-calf beef systems with contrasted grassland management and animal production strategies in the Massif Central, France. *Agricultural Systems*, [online] 144, pp.133–143. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2016.02.006>>.
- Nguyen, T.L.T., Hermansen, J.E. and Mogensen, L., 2010. Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *Journal of Cleaner Production*, 18(8), pp.756–766.
- Ogino, A., Orito, H., Shimada, K. and Hirooka, H., 2007. Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow-calf system by the life cycle assessment method. *Animal Science Journal*, 78(4), pp.424–432.
- Oishi, K., Kato, Y., Ogino, A. and Hirooka, H., 2013. Economic and environmental impacts of changes in culling parity of cows and diet composition in Japanese beef cow-calf production

- systems. *Agricultural Systems*, [online] 115, pp.95–103. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2012.09.007>>.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D’Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P. and Kassem, K.R., 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience*, 51(11), pp.933–938.
- Palma, J.M., 2014. Escenarios de sistemas de producción de carne de bovino en México. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 18(1), pp.53–62.
- Pelletier, N., Pirog, R. and Rasmussen, R., 2010. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agricultural Systems*, [online] 103(6), pp.380–389. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2010.03.009>>.
- Pezo, D., 2018. Los pastos mejorados: su rol, usos y contribuciones a los sistemas ganaderos frente al cambio climático. [online] Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE. Turrialba, C.R. Available at: <<http://hdl.handle.net/11554/8753>>.
- Picasso, V.D., Modernel, P.D., Becoña, G., Salvo, L., Gutiérrez, L. and Astigarraga, L., 2014. Sustainability of meat production beyond carbon footprint: A synthesis of case studies from grazing systems in Uruguay. *Meat Science*, [online] 98(3), pp.346–354. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.meatsci.2014.07.005>>.
- Rivera-Huerta, A., Güereca, L.P. and Rubio, M. de L.S., 2016. Environmental impact of beef production in Mexico through life cycle assessment. *Resources, Conservation and Recycling*, [online] 109, pp.44–53. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.01.020>>.
- Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakamura, N. and Shiina, T., 2009. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of Food Engineering*, 90(1), pp.1–10.
- Ruviaro, C.F., De Léis, C.M., Lampert, V.D.N., Barcellos, J.O.J. and Dewes, H., 2015. Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: A case study. *Journal of Cleaner Production*, [online] 96, pp.435–443. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.037>>.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., Vries, W. De, Wit, C.A. De, Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B. and Sörlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding changing planet. *Science*, 347(6223), pp.1–10.
- Thornton, P.K., 2010. Livestock production: Recent trends, future prospects. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), pp.2853–2867.
- Tichenor, N.E., Peters, C.J., Norris, G.A., Thoma, G. and Griffin, T.S., 2017. Life cycle environmental consequences of grass-fed and dairy beef production systems in the Northeastern United States. *Journal of Cleaner Production*, 142, pp.1619–1628.

- Tullo, E., Finzi, A. and Guarino, M., 2019. Review: Environmental impact of livestock farming and Precision Livestock Farming as a mitigation strategy. *Science of the Total Environment*, 650, pp.2751–2760.
- UNEP/SETAC, 2016. Global guidance for Life Cycle Impact Assessment indicators: Volumen 1. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative.
- Willers, C.D., Maranduba, H.L., de Almeida Neto, J.A. and Rodrigues, L.B., 2017. Environmental Impact assessment of a semi-intensive beef cattle production in Brazil's Northeast. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(4), pp.516–524.

DISCUSIÓN

En este proyecto de investigación se evaluaron los efectos de los sistemas de producción de ganado bovino en el trópico mexicano sobre el bienestar humano y el medioambiente, con énfasis en el cambio climático y la pérdida de biodiversidad a nivel de especies. Se evaluaron los sistemas silvopastoril nativo o tradicional, silvopastoril intensivo y monocultivo mediante el enfoque de Análisis de Ciclo de Vida (ACV). Los datos usados fueron específicos del sitio, recolectados en dos estados del sureste de México, Yucatán y Veracruz; de esta forma se garantizó que los datos reflejaran la relación del sector ganadero de la región con sus grupos de interés social y el medioambiente.

El análisis social comparativo, basado en las Directrices de la UNEP/SETAC (UNEP/SETAC, 2009), que incluyó la evaluación de una amplia gama de subcategorías de impacto agrupadas en las categorías derechos humanos, condiciones de trabajo, salud y seguridad, repercusiones socioeconómicas y gobernanza, cubrieron casi todos los posibles aspectos sociales asociados a la actividad ganadera, lo que permitió un examen integral de la gestión de los sistemas de producción seleccionados. Los resultados evidenciaron que los sistemas ganaderos operan en un contexto desfavorable, con calificaciones de desempeño tendientes a “pobre” o “muy pobre”, lo que significa que no cumplen con los valores de referencia establecidos como criterios de calificación, mismos que están basados en convenciones y leyes nacionales e internacionales, sin encontrar diferencias significativas entre ellos. Dichos resultados muestran que el impacto social de los sistemas estudiados no está asociado con la intensificación y la causa hay que encontrarla en la propia gestión de las empresas pecuarias. Esta conclusión está basada en los resultados del análisis de sensibilidad que muestran que las unidades de producción institucionales evaluadas, independientemente del sistema productivo, tienen mejor desempeño que los ranchos privados. Tales resultados son atribuibles al vínculo que las unidades institucionales tienen con el gobierno, lo que las obliga a cumplir con las leyes (OIT, 2018).

La consecuencia del desempeño deficiente de los sistemas productivos es que se generan impactos negativos en el bienestar de los grupos interesados, primordialmente en los trabajadores, ya que este grupo recibe el impacto de las decisiones de las organizaciones de forma directa (Neugebauer et al., 2014). Los resultados del desempeño social de los sistemas agropecuarios son explicados principalmente por su contexto socioeconómico y político; particularmente, en el rubro de condiciones laborales, la historia, la orientación laboral e incluso el patrimonio sociocultural de los trabajadores, son criterios que tienen más influencia en los resultados que el grado de mecanización,

debido a sus valores culturales (Dumont y Baret, 2017). Los resultados del presente estudio confirman lo anterior, pues se evidenció que en las relaciones entre trabajadores y unidades de producción no median acuerdos contractuales, los trabajadores carecen de protección social, de derechos en el trabajo y de condiciones de trabajo decentes. Además de los aspectos en materia laboral, los derechos humanos tampoco son respetados pues se identificó trabajo infantil, carencia de prácticas de equidad de género y la falta de sindicatos o asociaciones que velen por los derechos de los trabajadores. Esto último, favorece la precariedad en las condiciones laborales (OIT, 2017) (e.g., subempleo por deficiencia de horas, exceso de horas laborales y la falta de un salario justo), lo que perpetúa las condiciones de marginación de los trabajadores rurales.

El estudio evidenció que los sistemas ganaderos evaluados operan bajo la informalidad y que es claro que la falta de nexos con el gobierno impacta de forma negativa en los grupos de interés, así como en el desarrollo de empresas ganaderas sostenibles (OIT, 2018). Los resultados señalan la falta de responsabilidad de las unidades de producción hacia los grupos interesados y las deficiencias estructurales institucionales en el monitoreo y la vigilancia del cumplimiento del marco legal en el sector agropecuario (FAO-SAGARPA, 2012).

Si nuestros resultados del ACV Social se contextualizan en un entorno con otros productos agropecuarios de países emergentes los resultados son muy similares (Neugebauer et al., 2014; Du et al., 2018; Franze y Citroth, 2011; Correia, 2019; Yildirim, 2014). En contraste, en estudios de productos fabricados en países desarrollados, los impactos sociales son positivos para los actores de la cadena de valor y la sociedad, y los impactos hacia los trabajadores y la comunidad local son predominantemente positivos (Franze y Citroth, 2011; Chen y Holden, 2017). Es claro que esto demuestra que el contexto socioeconómico es determinante en el desempeño social de los sistemas ganaderos.

El ACV Social mostró robustez para evaluar de forma sistematizada los impactos sociales asociados a la ganadería. Dada la claridad con la que la metodología muestra los impactos de los sistemas con cada grupo de interés, puede ser clave en el diseño de políticas públicas específicas al sector pecuario a nivel local y regional, contribuyendo al bienestar de sus grupos interesados (Siebert et al., 2018; Delcour et al., 2015). Lo anterior, puede apoyar al cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), en la reducción de la pobreza (ODS 1), mejorar la seguridad alimentaria rural (ODS 2), promover el crecimiento económico inclusivo y sostenible, promover el trabajo decente (ODS 8) y reducir la desigualdad del país (ODS 10) (FAO, 2018b).

En materia ambiental, los factores de caracterización desarrollados para calcular el impacto de los sistemas ganaderos en la biodiversidad mediante el modelo relación especie-área (SAR) de campo

(Chaudhary y Brooks, 2018), basados en datos geográficamente explícitos de la Península de Yucatán, permitieron proyectar la pérdida potencial de especies de escarabajos del estiércol considerando un gradiente de intensidad del uso de suelo de pastoreo. Lo anterior, no es factible con la mayoría de los métodos de evaluación de biodiversidad en ACV, debido a que únicamente pueden distinguir entre diferentes tipos de uso de suelo general (e.g., suelos de cultivo, forestal, urbano y pastoreo) (Maier, Lindner y Francisco, 2019). Por lo tanto, los resultados obtenidos mediante los factores de caracterización calculados en este estudio son relevantes como apoyo en la toma de decisiones que reduzcan los impactos de la ganadería en el trópico mexicano.

Uno de los resultados más reveladores fue que en los sistemas considerados integrales y sostenibles, como son los silvopastoril intensivo, ocurre el mayor potencial de pérdida de especies. Estudios realizados bajo modelos de conservación y ecología (campos que no son del ACV), han demostrado que el sistema silvopastoril intensivo tiene mejor desempeño hacia la conservación de la biodiversidad, atribuible, en el caso de los escarabajos del estiércol, a que gran parte de la estructura del suelo se retiene y, consecuentemente, se desarrollan mejor que en suelos que incluyen sólo plantas para pastoreo (Chará et al., 2019; Broom, Galindo y Murgueitio, 2013). Sin embargo, en este estudio se observó un menor impacto a la biodiversidad, en los paisajes de monocultivo. Lo anterior, puede atribuirse a las dinámicas compensatorias que tienen estos invertebrados, que ante cambios al hábitat natural de bosque se desplazan de acuerdo con su capacidad de adaptación, por ejemplo, las especies de escarabajos de cuerpo grande prefieren el bosque, mientras que las de cuerpo pequeño pueden adaptarse a paisajes con menor vegetación, existiendo en algunos casos, hiperabundancia de especies de cuerpo pequeño en sitios de pastizales (Alvarado, Escobar, et al., 2018).

En línea con esto, se observó que en las unidades productivas con sistemas silvopastoriles, la abundancia y biomasa promedio de escarabajos del estiércol fueron más altos comparados con los valores observados en las unidades de monocultivo, valores que pueden indicar mejor función ecológica y calidad de la biodiversidad en los sistemas silvopastoriles (Alvarado, Dáttilo y Escobar, 2019). A la luz de estos hallazgos, se reconoce que utilizar la riqueza de especies como medida única del cambio en la biodiversidad por el uso de suelo tiene limitaciones, debido a que dicho parámetro por sí solo, ofrece insuficiente información sobre cuál de los componentes que subyacen a esta métrica cambiaron realmente (es decir, si cambia el número de especies raras, el número de individuos o toda la distribución de abundancia de especies) (Hillebrand et al., 2018).

También, el estudio evidenció la falta de disponibilidad de datos, a nivel regional y global, de la riqueza de especies de escarabajos del estiércol en suelos de cultivo, indispensables para calcular

los factores de caracterización por la producción de concentrados (e.g., maíz y sorgo), particularmente importantes en la dieta del ganado en sistemas de monocultivo. Esta limitante se presenta en la mayoría de los métodos de evaluación de biodiversidad en ACV porque los datos disponibles cubren solo regiones específicas (Winter et al., 2017). No obstante, las limitaciones mencionadas, los resultados presentan una oportunidad valiosa para estudiar la inclusión de otros indicadores que complementen los modelos de caracterización existentes para evaluar la pérdida de biodiversidad en el marco de ACV.

El cálculo del impacto en cambio climático con factores de emisión Tier 2, basados en valores de producción de metano medidos experimentalmente en cámaras de respiración en ganado alimentado con dietas típicas del trópico mexicano (Ku-Vera et al., 2018), dan mayor certeza a los resultados al permitir la inclusión de información específica de alimentación. Tier 2 mostró una reducción significativa en sus factores de emisión con respecto a los valores predeterminados para Tier 1, lo que implica una sobreestimación de las emisiones de metano entérico del ganado en el Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero de México a partir del ganado del trópico mexicano (Ricci et al., 2013; Ominski et al., 2011). Los resultados evidencian la importancia de contar con datos sólidos nacionales y específicos de las dietas de los sistemas productivos para calcular con mayor precisión las emisiones de metano entérico, lo que permitirá identificar las prácticas de producción de carne bovina que favorezcan la mitigación del cambio climático (Hristov et al., 2018).

El cálculo de emisiones de metano por fermentación entérica demostró que el sistema de monocultivo tiene menor potencial de impacto comparado con sistemas de menor intensificación (silvopastoril nativo y silvopastoril intensivo). Estos resultados son similares a los reportados por otros estudios (Balmford et al. 2018; Rivera-Huerta, Güereca, y Rubio 2016; Ruviano et al., 2015).

Es recomendable que en el desarrollo de futuros cálculos de factores de emisión, se incorpore la contribución de las leguminosas incluidas en la dieta (e.g., *Leucaena leucocephala*) a la mitigación de la emisión de metano entérico, lo cual permitirá distinguir y reconocer el esfuerzo realizado por los sistemas silvopastoriles intensivos en favor de la mitigación del cambio climático por la producción de carne bovina (Harrison et al., 2015). Lo anterior, no fue considerado en el presente estudio debido a la falta de precisión en el consumo de este forraje por parte del ganado.

El análisis ambiental, demostró que las emisiones de metano entérico, los granos, los fertilizantes sintéticos, los plaguicidas, el agua y la energía eléctrica, son los principales contribuyentes al impacto de los sistemas ganaderos, lo cual coincide con diversos estudios (Tichenor et al., 2017; Ruviano et al., 2015; Bragaglio et al., 2018; Picasso et al., 2014; Nguyen, Hermansen y Mogensen,

2010). Sin embargo, nuestros resultados demuestran que la eficiencia en el uso de los recursos, la carga animal por unidad de suelo y la productividad del sistema, son determinantes en el impacto ambiental por 1 kg de P.V. de becerro producido en el trópico mexicano (Balmford et al., 2018; Bragaglio et al., 2018). Por lo anterior, para mitigar los impactos ambientales de los sistemas ganaderos es relevante poner especial atención a su productividad, pero deben considerarse las compensaciones que pueden surgir en la elección de las mejoras ambientales de los sistemas ganaderos, tanto a nivel de la unidad productiva como a nivel de los hogares, la equidad de género, el trabajo decente y la seguridad alimentaria (Salmon et al., 2018). Los resultados del presente trabajo muestran el beneficio potencial, ambiental y social, de usar la metodología Análisis de Ciclo de Vida (Lindner et al., 2019) en la identificación de los puntos críticos de la ganadería, particularmente a partir del uso de datos específicos.

CONCLUSIONES

Este trabajo doctoral abarca el estudio de los impactos que la ganadería tropical ejerce sobre los aspectos sociales, ambientales y la biodiversidad. Dicha investigación es la primera en su clase para documentar el efecto que la ganadería tiene en su entorno social y constata el primer esfuerzo en el desarrollo de factores de caracterización para medir el impacto del sector ganadero en la biodiversidad desde el enfoque de Análisis de Ciclo de Vida en México.

El estudio muestra el desempeño social deficiente de los sistemas de pastoreo en el trópico mexicano. Asimismo, los resultados arrojan información importante sobre los impactos ambientales de distintos sistemas productivos, siendo el monocultivo el que tiene una mayor observancia por la biodiversidad y el menor impacto en cambio climático.

Como conclusión del trabajo se obtiene que el desempeño social de los sistemas ganaderos en el trópico mexicano no está asociado a la tecnología o mecanización, sino a la gestión de las unidades productivas. Dicha gestión es llevada a cabo deficientemente en las unidades ganaderas por falta de estructuras institucionales competentes para el monitoreo y la vigilancia del cumplimiento del marco legal en el sector agropecuario, lo que representa un riesgo para los grupos de interés, particularmente para los trabajadores. En este grupo de interés las áreas potenciales de mejora primordiales son condiciones de trabajo y derechos humanos.

Como se mencionó, los sistemas ganaderos impulsan la pérdida de especies y para medir su impacto se desarrollaron factores de caracterización regionales, valores que representan el potencial impacto a la biodiversidad causado por una unidad de área de suelo de pastoreo, dentro del marco del Análisis de Ciclo de Vida. Estos factores prueban la efectividad del modelo relación especie-área de campo considerando un gradiente de intensidad del uso de suelo. Los resultados obtenidos mediante la aplicación de los factores derivados son relevantes como apoyo en la toma de decisiones que reduzcan los impactos de la ganadería en el trópico de acuerdo con la intensidad de manejo.

Las estimaciones de metano entérico liberado, basados en factores de emisión calculados con la metodología Tier 2, sugieren que existe una sobrevaloración de las emisiones de metano del ganado bovino del trópico mexicano cuando se utilizan factores Tier 1. Resulta crucial calcular factores de emisión tomando en consideración las características específicas de alimentación y productividad regionales con el fin de obtener inventarios de emisiones de metano que tengan una mejor aproximación a las emisiones reales y permitan identificar las prácticas más eficientes para producir carne bovina.

En resumen, la identificación del riesgo social de los trabajadores bajo las formas actuales de gestión informal de los sistemas de producción de ganado del trópico mexicano, así como la importancia de la eficiencia productiva en el impacto ambiental, permite generar futuras líneas de investigación. Estas líneas deben dirigirse al desarrollo de modelos de caracterización para derivar factores que mejoren las evaluaciones del impacto de la ganadería en la biodiversidad en México dentro del marco de Análisis de Ciclo de Vida. Tales modelos deben incluir además de la riqueza de especies, otros atributos de la biodiversidad como la abundancia y la función ecológica. Asimismo, se requiere evaluar la dimensión económica de la ganadería y proponer alternativas productivas de ganado que garanticen un mejor desempeño social y ambiental, teniendo como desafío eliminar la informalidad en el trabajo e incrementar la productividad, sin rebasar los límites ecológicos del planeta, tomando en consideración las metas enmarcadas en los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030 de las Naciones Unidas.

REFERENCIAS

- Abrajan, M.G., Contreras, J.M. and Montoya, S., 2009. Grado de satisfacción laboral y condiciones de trabajo: Una explicación cualitativa. *Enseñanza e Investigación en Psicología*, [online] 14(1), pp.105–118. Available at: <http://www.cneip.org/documentos/revista/CNEIP_14_1/Abrajan_Castro.pdf>.

- Acker, G.M., 2004. The effect of organizational conditions (role conflict, role ambiguity, opportunities for professional development, and social support) on job satisfaction and intention to leave among social workers in mental health care. *Community Mental Health Journal*, 40(1), pp.65–73.
- Alexandratos, N. and Bruinsma, J., 2012. World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. ESA Working paper, (12–03), p.146.
- Alkemade, R., Van Oorschot, M., Miles, L., Nellemann, C., Bakkenes, M. and Ten Brink, B., 2009. GLOBIO3: A framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss. *Ecosystems*, 12(3), pp.374–390.
- Alvarado, F., Andrade, E.R., Santos, B.A., Prescott, G., Souza, G. and Escobar, F., 2018a. Forest cover is more important than farmland heterogeneity and livestock intensification for the retention of dung beetle phylogenetic diversity. *Ecological Indicators*, [online] 93(February), pp.524–532. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.041>>.
- Alvarado, F., Dáttilo, W. and Escobar, F., 2019. Linking dung beetle diversity and its ecological function in a gradient of livestock intensification management in the Neotropical region. *Applied Soil Ecology*, [online] 143(July), pp.173–180. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.06.016>>.
- Alvarado, F., Escobar, F., Williams, D.R., Arroyo-Rodríguez, V. and Escobar-Hernández, F., 2018b. The role of livestock intensification and landscape structure in maintaining tropical biodiversity. *Journal of Applied Ecology*.
- Angelsen, A. and Kaimowitz, D., 2001. *Agricultural Technologies and Deforestation*. [online] Wallingford, U.K. Available at: <http://www.cifor.org/publications/pdf_files/books/bangelsen0101e0.pdf>.
- Arcese, G., Lucchetti, M. and Merli, R., 2013. Social Life Cycle Assessment as a Management Tool: Methodology for Application in Tourism. *Sustainability*, 5(8), pp.3275–3287.
- de Baan, L., Alkemade, R. and Koellner, T., 2013. Land use impacts on biodiversity in LCA: A global approach. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), pp.1216–1230.
- de Baan, L., Curran, M., Rondinini, C., Visconti, P., Hellweg, S. and Koellner, T., 2015. High-resolution assessment of land use impacts on biodiversity in life cycle assessment using species habitat suitability models. *Environmental Science and Technology*, 4, pp.2237–2244.
- Bacab, H.M., Madera, N.B., Solorio, F.J., Vera, F. and Marrufo, D.F., 2013. Los sistemas silvopastoriles intensivos con *Leucaena leucocephala*: una opción para la ganadería tropical (The intensive silvopastoral systems with *Leucaena leucocephala*: tropical livestock option). *Avances en Investigación Agropecuaria*, [online] 17(3), pp.67–81. Available at: <<http://www.ucol.mx/revaia/portal/pdf/2013/sept/5.pdf>>.
- Ballara, M. and Parada, S., 2009. *El empleo mujeres rurales*. FAO-CEPAL. Rome, Italy.
- Balmford, A., Amano, T., Bartlett, H., Chadwick, D., Collins, A., Edwards, D., Field, R., Garnsworthy, P., Green, R., Smith, P., Waters, H., Whitmore, A., Broom, D.M., Chara, J., Finch, T., Garnett, E., Alfred, G.-H., Hernandez-Medrano, J., Herrero, M., Hua, F., Latawiec, A., Misselbrook, T., Phalan, B., Simmons, B.I., Takahashi, T., Vause, J., Ermgassen, E. and Eisner, R., 2018. The environmental costs and benefits of high-yield farming. *Nature*

- Sustainability, [online] 1(9), pp.477–485. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1038/s41893-018-0138-5>>.
- Balmford, A., Green, R. and Phalan, B., 2015. Land for food & land for nature? *Daedalus*, 144(3), pp.57–75.
- Barahona, R., 2014. Contribución de la *Leucaena leucocephala* Lam (de Wit) a la oferta y digestibilidad de nutrientes y las emisiones de metano entérico en bovinos pastoreando en sistemas silvopastoril ... *Carta FEDEGAN*, 140(February), pp.66–69.
- Barlow, J., Louzada, J., Parry, L., Hernández, M.I.M., Hawes, J., Peres, C.A., Vaz-de-Mello, F.Z. and Gardner, T.A., 2010. Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: A field test on Amazonian dung beetles. *Journal of Applied Ecology*, 47(4), pp.779–788.
- Barnosky, A.D., Hadly, E.A., Bascompte, J., Berlow, E.L., Brown, J.H., Fortelius, M., Getz, W.M., Harte, J., Hastings, A., Marquet, P.A., Martinez, N.D., Mooers, A., Roopnarine, P., Vermeij, G., Williams, J.W., Gillespie, R., Kitzes, J., Marshall, C., Matzke, N., Mindell, D.P., Revilla, E. and Smith, A.B., 2012. Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature*, [online] 486(7401), pp.52–58. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1038/nature11018>>.
- Barrance, A., Schreckenber, K. and Gordon, J., 2009. Conservación mediante el uso: lecciones aprendidas en el bosque seco tropical mesoamericano. [online] Londres. Available at: <<http://www.odi.org/sites/odi.org.uk/files/odi-assets/publications-opinion-files/4428.pdf>>.
- Basto-Estrella, G.S., Rodríguez-Vivas, R.I., Delfín-González, H. and Reyes-Novelo, E., 2014. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) diversity and seasonality in response to use of macrocyclic lactones at cattle ranches in the Mexican neotropics. *Insect Conservation and Diversity*, 7(1), pp.73–81.
- Bautista, F., Maldonado, D. and Zink, A., 2012. La clasificación maya de suelos. *Ciencia y desarrollo*, [online] Julio-Ag, pp.64–70. Available at: <<http://www.cyd.conacyt.gob.mx/259/articulos/Clasificacion-maya.pdf>>.
- Bebe, B., Udo, H. and Thorpe, W., 2002. Development of smallholder dairy systems in the Kenya highlands. *Outlook on Agriculture*, 31(2), pp.113–120.
- Bicknell, J.E., Phelps, S.P., Davies, R.G., Mann, D.J., Struebig, M.J. and Davies, Z.G., 2014. Dung beetles as indicators for rapid impact assessments: Evaluating best practice forestry in the neotropics. *Ecological Indicators*, 43, pp.154–161.
- Bowles, N., Alexander, S. and Hadjikakou, M., 2019. The livestock sector and planetary boundaries: A 'limits to growth' perspective with dietary implications. *Ecological Economics*, [online] 160(December 2018), pp.128–136. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.01.033>>.
- Bragaglio, A., Napolitano, F., Pacelli, C., Pirlo, G., Sabia, E., Serrapica, F., Serrapica, M. and Braghieri, A., 2018. Environmental impacts of Italian beef production: A comparison between different systems. *Journal of Cleaner Production*, [online] 172, pp.4033–4043. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.078>>.
- Brandth, B., 2002. Gender identity in European family farming: A literature review. In: *Sociologia Ruralis*. pp.181–200.

- Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J. and Kuhlmann, H., 2002. Life cycle impact assessment of land use based on the hemeroby concept. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(6), pp.339–348.
- Broom, D.M., Galindo, F.A. and Murgueitio, E., 2013. Sustainable, efficient livestock production with high biodiversity and good welfare for animals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, [online] 280(1771), pp.20132025–20132025. Available at: <<http://rspb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rspb.2013.2025>>.
- Busch, C.B., 2006. Deforestation in the southern Yucatan: Recent trends, their causes, and policy implications. [online] ProQuest Dissertations and Theses. University of California, Berkeley. Available at: <http://search.proquest.com.ezproxy.library.wisc.edu/docview/305364448?accountid=465%5Cnhhttp://sfx.wisconsin.edu/wisc?url_ver=Z39.88-2004&rft_val_fmt=info:ofi/fmt:kev:mtx:dissertation&genre=dissertations+%26+theses&sid=ProQ:ABI%2FINFORM+Global&atitle=&titl>.
- Callesen, I., 2016. Biodiversity and ecosystem services in life cycle impact assessment – Inventory objects or impact categories? *Ecosystem Services*, [online] 22(September), pp.94–103. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.021>>.
- Carvalho, R.L., Andersen, A.N., Anjos, D. V., Pacheco, R., Chagas, L. and Vasconcelos, H.L., 2020. Understanding what bioindicators are actually indicating: Linking disturbance responses to ecological traits of dung beetles and ants. *Ecological Indicators*, [online] 108(September 2019), p.105764. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105764>>.
- Castelán-Ortega, O.A., Ku-Vera, J.C. and Estrada-Flores, J.G., 2014. Modeling methane emissions and methane inventories for cattle production systems in Mexico. *Atmósfera*, [online] 27(2), pp.185–191. Available at: <[http://dx.doi.org/10.1016/S0187-6236\(14\)71109-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0187-6236(14)71109-9)>.
- CDI, 2017. Indicadores Socioeconómicos de los Pueblos Indígenas de México, 2015 | INPI | Instituto Nacional de los Pueblos Indígenas | Gobierno | gob.mx. [online] Available at: <<https://www.gob.mx/inpi/documentos/indicadores-socioeconomicos-de-los-pueblos-indigenas-de-mexico-2015>> [Accessed 31 Jan. 2019].
- CEDAW, 1979. Text of the Convention on the Elimination of All Forms of Discrimination against Women. [online] Available at: <<https://www.un.org/womenwatch/daw/cedaw/cedaw.htm>> [Accessed 1 Jan. 2019].
- Chará, J., Reyes, E., Peri, P., Otte, J., Arce, E. and Schneider, F., 2019. Silvopastoral systems and their contribution to improved resource use and Sustainable Development Goals: Evidence from Latin America. [online] Cali. Available at: <http://www.cipav.org.co/pdf/SPS_Report_ISBN_FAO.pdf>.
- Charmley, E., Williams, S.R.O., Anderson, A., Hegarty, R.S., Staunton, K.M., Moate, P.J., Herd, R.M., Reyenga, P., Oddy, V.H. and Hannah, M.C., 2016. A universal equation to predict methane production of forage-fed cattle in Australia. *Animal Production Science*, 56(3), pp.169–180.

- Chaudhary, A. and Brooks, T.M., 2018. Land Use Intensity-Specific Global Characterization Factors to Assess Product Biodiversity Footprints. *Environmental Science and Technology*, 52(9), pp.5094–5104.
- Chaudhary, A., Verones, F., De Baan, L. and Hellweg, S., 2015. Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining Species-Area Models and Vulnerability Indicators. *Environ.Sci. Technol.*, 49, pp.9987–9995.
- Chen, W. and Holden, N.M., 2017. Social life cycle assessment of average Irish dairy farm. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(9), pp.1459–1472.
- Chhipi-Shrestha, G.K., Hewage, K. and Sadiq, R., 2015. ‘Socializing’ sustainability: a critical review on current development status of social life cycle impact assessment method. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 17(3), pp.579–596.
- CMNUCC, 2018. Informe de la Conferencia de las Partes sobre el 23er período de sesiones, celebrado en Bonn del 6 al 18 de noviembre de 2017. Bonn.
- CONABIO (2018). Lista de ejemplares pertenecientes a la Familia Scarabaeidae presentes en el Estado de Yucatán, Mex. Obtenidos vía portal de transparencia. Requested August 16, 2018. Folio 22276.
- CONEVAL, 2019. Medición de La Pobreza. [online] Available at: <https://www.coneval.org.mx/Paginas/busqueda.aspx#k=AE_pobreza_2016.aspx> [Accessed 31 Jan. 2019].
- Contreras, M., 2017. Población rural y trabajo en México. Primera ed. Ciudad de México.
- Convention C138 - Minimum Age Convention, 1973 (No. 138).[online] Available at: <https://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=NORMLEXPUB:12100:0::NO::P12100_ILO_CO DE:C138> [Accessed 15 Aug. 2018].
- Correia, J.E., 2019. Soy states: resource politics, violent environments and soybean territorialization in Paraguay. *Journal of Peasant Studies*, 46(2), pp.316–336.
- Crenna, E., Sinkko, T. and Sala, S., 2019. Biodiversity impacts due to food consumption in Europe. *Journal of Cleaner Production*, [online] 227, pp.378–391. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.054>>.
- Curran, M., De Souza, D.M., Antón, A., Teixeira, R.F.M., Michelsen, O., Vidal-Legaz, B., Sala, S. and Milà I Canals, L., 2016. How Well Does LCA Model Land Use Impacts on Biodiversity? - A Comparison with Approaches from Ecology and Conservation. *Environmental Science and Technology*, 50(6), pp.2782–2795.
- Delcour, A., Van Stappen, F., Burny, P., Goffart, J.P. and Stilmant, D., 2015. Bilan et apports de différentes Analyses Sociales du Cycle de Vie menées dans le secteur des agro-industries. *Biotechnology, Agronomy and Society and Environment*, 19(4), pp.402–414.
- DOF, 2015. Ley Federal del Trabajo. Diario Oficial de la Federación, pp.1–235.
- Dong, H., Mangino, J., McAllister, T., Hatfield, J.L., Johnson, D.E., Bartram, D., Gibb, D. and Martin, J.H., 2006. Emissions from livestock and manure management. [online] IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Programme. pp.10.1-10.87. Available at: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_10_Ch10_Livestock.pdf>.

- Dreyer, L., Hauschild, M. and Schierbeck, J., 2006. A Framework for Social Life Cycle Impact Assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, [online] 11(2), pp.88–97. Available at: <<http://www.springerlink.com/index/10.1065/lca2005.08.223>>.
- Du, C., Ugaya, C., Freire, F., Dias, L.C. and Clift, R., 2018. Enriching the results of screening Social Life Cycle Assessment using content analysis: A case study of sugarcane in Brazil. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24, pp.781–793.
- Dumont, A.M. and Baret, P. V., 2017. Why working conditions are a key issue of sustainability in agriculture? A comparison between agroecological, organic and conventional vegetable systems. *Journal of Rural Studies*, [online] 56, pp.53–64. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2017.07.007>>.
- Ellis, E., Hernández-Gómez, I. and Romero-Montero, J., 2017. Los procesos y causas del cambio en la cobertura forestal de la Península Yucatán, México. *Ecosistemas*, 26(1), pp.101–111.
- Ellis, E.C., Goldewijk, K.K., Siebert, S., Lightman, D. and Ramankutty, N., 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography*, 19(5), pp.589–606.
- Escobar-Bahamondes, P., Oba, M. and Beauchemin, K.A., 2017. Universally applicable methane prediction equations for beef cattle fed high- or low-forage diets. *Canadian Journal of Animal Science*, 97(1), pp.83–94.
- Eugène, M., Sauvant, D., Nozière, P., Viallard, D., Oueslati, K., Lherm, M., Mathias, E. and Doreau, M., 2019. A new Tier 3 method to calculate methane emission inventory for ruminants. *Journal of Environmental Management*, [online] 231, pp.982–988. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.086>>.
- Falcone, P.M. and Imbert, E., 2018. Social life cycle approach as a tool for promoting the market uptake of bio-based products from a consumer perspective. *Sustainability (Switzerland)*, 10(4), p.1031.
- FAO-ILO-IUF, 2007. *Agricultural workers and their contribution to sustainable agriculture and rural development*. Geneva: ILO.
- FAO-SAGARPA, 2012. *Diagnóstico del Sector rural y pesquero de México 2012*. [online] FAO. Available at: <<http://www.fao.org/3/a-bc980s.pdf>>.
- FAO, 1996. *World Food Summit Plan of Action*. [online] Available at: <<http://www.fao.org/3/w3613e/w3613e00.htm>> [Accessed 15 Jan. 2020].
- FAO, 2016. *Principles for the assessment of livestock impacts on biodiversity*. [online] Rome, Italy: Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. FAO. Available at: <<http://www.fao.org/3/a-i6492e.pdf>>.
- FAO, 2018a. *El estado de los bosques del mundo- Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible*. Roma: Roma. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
- FAO, 2018b. *Panorama de la pobreza rural en América Latina y el Caribe*. [online] Santiago: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Available at: <<http://www.fao.org/3/CA2275ES/ca2275es.pdf>>.

- FAO, 2018c. World Livestock: Transforming the livestock sector through the Sustainable Development Goals. [online] Available at: <<http://www.fao.org/3/CA1201EN/ca1201en.pdf>>.
- FAO, 2019. Biodiversity and the livestock sector. Guidelines for quantitative assessment. Rome: Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership.
- FAO and New Zealand Agricultural Greenhouse Gas Research Centre, 2017. Low emissions development of the beef cattle sector in Uruguay - reducing enteric methane for food security and livelihoods. Rome.
- FAOSTAT, 2017. FAOSTAT. [online] Food and Agriculture data. Livestock primary. Rome: Statistics Division Food and Agriculture Organization of the United Nations. Available at: <<http://www.fao.org/faostat/en/#home>> [Accessed 12 Sep. 2018].
- Favila, M.E., 2004. Los Escarabajos y la fragmentación. Los Tuxtlas: el paisaje de la sierra, (February), pp.135–157.
- Flohre, A., Fischer, C., Aavik, T., Bengtsson, J., Berendse, F., Bommarco, R., Ceryngier, P., Clement, L.W., Dennis, C., Eggers, S., Emmerson, M., Geiger, F., Guerrero, I., Hawro, V., Inchausti, P., Liira, J., Morales, M.B., Oñate, J.J., Pärt, T., Weisser, W.W., Winqvist, C., Thies, C. and Tschardtke, T., 2011. Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids, and birds. *Ecological Applications*, 21(5), pp.1772–1781.
- Foley, J.A., Asner, G.P., Costa, M.H., Coe, M.T., Gibbs, H.K., Howard, E.A., Olson, S., Patz, J., Ramankutty, N., Defries, R. and Snyder, P., 2007. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(1), pp.25–32.
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O’Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D. and Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478(7369), pp.337–342.
- Franze, J. and Ciroth, A., 2011. A comparison of cut roses from Ecuador and the Netherlands. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(4), pp.366–379.
- de Freitas, D.S., de Oliveira, T.E. and de Oliveira, J.M., 2019. Sustainability in the Brazilian pampa biome: A composite index to integrate beef production, social equity, and ecosystem conservation. *Ecological Indicators*, [online] 98(December 2017), pp.317–326. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.012>>.
- Friedlingstein, P., Houghton, R.A., Marland, G., Hackler, J., Boden, T.A., Conway, T.J., Canadell, J.G., Raupach, M.R., Ciais, P. and Le Quéré, C., 2010. Update on CO2 emissions. *Nature Geoscience*, 3(12), pp.811–812.
- Gardner, T.A., Hernández, M.I.M., Barlow, J. and Peres, C.A., 2008. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: The value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), pp.883–893.
- Gay, C. and Clemente, R., 2015. Reporte mexicano de cambio climático. Grupo III Impactos, vulnerabilidad y adaptación. Universidad Nacional Autónoma de México.

- Gerber, Key, N., Portet, F. and Steinfeld, H., 2010. Policy options in addressing livestock's contribution to climate change. *Animal*, 4(3), pp.393–406.
- Gerber, P., Uwizeye, A., Schulte, R., Opio, C. and de Boer, I., 2014. Nutrient use efficiency: A valuable approach to benchmark the sustainability of nutrient use in global livestock production? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, [online] 9(10), pp.122–130. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2014.09.007>>.
- Gerber, P.J., Mottet, A., Opio, C.I., Falcucci, A. and Teillard, F., 2015. Environmental impacts of beef production: Review of challenges and perspectives for durability. *Meat Science*, [online] 109, pp.2–12. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.meatsci.2015.05.013>>.
- Geyer, R., Lindner, J.P., Stoms, D.M., Davis, F.W. and Wittstock, B., 2010. Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(7), pp.692–703.
- Giraldo, C., Escobar, F., Chará, J.D. and Calle, Z., 2011. The adoption of silvopastoral systems promotes the recovery of ecological processes regulated by dung beetles in the Colombian Andes. *Insect Conservation and Diversity*, 4(2), pp.115–122.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A. De, Struijs, J. and Zelm, R. Van, 2009. ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. [online] Potentials, Available at: <http://www.pre-sustainability.com/download/misc/ReCiPe_main_report_final_27-02-2009_web.pdf>.
- Hammond, K.J., Crompton, L.A., Bannink, A., Dijkstra, J., Yáñez-Ruiz, D.R., O'Kiely, P., Kebreab, E., Eugène, M.A., Yu, Z., Shingfield, K.J., Schwarm, A., Hristov, A.N. and Reynolds, C.K., 2016. Review of current in vivo measurement techniques for quantifying enteric methane emission from ruminants. *Animal Feed Science and Technology*, 219, pp.13–30.
- Harrison, M.T., McSweeney, C., Tomkins, N.W. and Eckard, R.J., 2015. Improving greenhouse gas emissions intensities of subtropical and tropical beef farming systems using *Leucaena leucocephala*. *Agricultural Systems*, [online] 136, pp.138–146. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2015.03.003>>.
- Hernández, L., 2001. Historia ambiental de la ganadería en México. Primera ed. Xalapa, Veracruz, México: Instituto de Ecología, A.C.
- Herrero, M., Thornton, P.K., Gerber, P. and Reid, R.S., 2009. Livestock, livelihoods and the environment: understanding the trade-offs. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 1, pp.111–120.
- Herzog, E.F., Balázs, K., Dennis, P., Friedel, J., Geijzendorffer, I., Jeanneret, P., Kainz, M., Pointereau, P. and Riedel, S., 2012. Biodiversity Indicators for European Farming Systems A Guidebook. *Agroscope*, (September), p.105.
- Hillebrand, H., Blasius, B., Borer, E.T., Chase, J.M., Downing, J.A., Eriksson, B.K., Filstrup, C.T., Harpole, W.S., Hodapp, D., Larsen, S., Lewandowska, A.M., Seabloom, E.W., Van de Waal, D.B. and Ryabov, A.B., 2018. Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: Consequences for conservation and monitoring. *Journal of Applied Ecology*, 55(1), pp.169–184.

- Hoffmann, I., From, T. and Boerma, D., 2014. Ecosystem services provided by livestock species and breeds, with special consideration to the contributions of small-scale livestock keepers and pastoralists. [online] Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture, Available at: <<https://www.researchgate.net/publication/269692869>>.
- Hook, S.E., Wright, A.D.G. and McBride, B.W., 2010. Methanogens: Methane producers of the rumen and mitigation strategies. *Archaea*, 2010, pp.50–60.
- Hristov, A.N., Kebreab, E., Niu, M., Oh, J., Bannink, A., Bayat, A.R., Boland, T.M., Brito, A.F., Casper, D.P., Crompton, L.A., Dijkstra, J., Eugène, M., Garnsworthy, P.C., Haque, N., Hellwing, A.L.F., Huhtanen, P., Kreuzer, M., Kuhla, B., Lund, P., Madsen, J., Martin, C., Moate, P.J., Muetzel, S., Muñoz, C., Peiren, N., Powell, J.M., Reynolds, C.K., Schwarm, A., Shingfield, K.J., Storlien, T.M., Weisbjerg, M.R., Yáñez-Ruiz, D.R. and Yu, Z., 2018. Symposium review: Uncertainties in enteric methane inventories, measurement techniques, and prediction models. *Journal of Dairy Science*, 101(7), pp.6655–6674.
- HSA, 2006. Farm Safety Code of Practice Risk Assessment Document. [online] p.36. Available at: <https://www.hsa.ie/eng/Publications_and_Forms/Publications/Agriculture_and_Forestry/Farm_Safety_Code_of_Practice_Risk_Assessment_Document.pdf> [Accessed 10 Oct. 2018].
- Huijbregts, M., Steinmann, Z.J.N., Elshout, P.M.F.M., Stam, G., Verones, F., Vieira, M.D.M., Zijp, M. and van Zelm, R., 2016. ReCiPe 2016. A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization. [online] National Institute for Public Health and the Environment. Available at: <<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2016-0104.pdf>>.
- IAASTD, 2009. Agriculture at a Crossroads. [online] Washington, D.C. Available at: <<http://globalreport.knowviolenceinchildhood.org/global-report-2017/>>.
- Ibrahim, M., Guerra, L., Casasola, F. and Neely, C., 2010. Importance of silvopastoral systems for mitigation of climate change and harnessing of environmental benefits. [online] *Integrated Crop Management* v. 11, Available at: <<http://www.fao.org/docrep/013/i1880e/i1880e09.pdf>>.
- IFC, 2017. Performance Standard 4. [online] World Bank Group. Available at: <https://www.ifc.org/wps/wcm/connect/topics_ext_content/ifc_external_corporate_site/sustainability-at-ifc/policies-standards/performance-standards/ps4> [Accessed 30 Jun. 2018].
- ILO, 1921. Convention C011 - Right of Association (Agriculture) Convention, 1921 (No. 11). [online] Available at: <https://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=NORMLEXPUB:12100:0::NO::P12100_ILO_CODE:C011> [Accessed 20 Sep. 2018].
- ILO, 1930. Convention C030 - Hours of Work (Commerce and Offices) Convention, 1930 (No. 30). [online] Available at: <https://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=NORMLEXPUB:12100:0::NO::P12100_INSTRUMENT_ID:312175> [Accessed 17 Aug. 2018].
- ILO, 1948. Convention C087 - Freedom of association and protection of the right to organise convention, 1948 (No. 87). [online] Available at: <https://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=NORMLEXPUB:12100::NO:12100:P12100_ILO_CODE:C087:NO> [Accessed 20 Aug. 2018].

- ILO, 1957. Convention C105 - Abolition of Forced Labour Convention, 1957 (No. 105). [online] Available at: <https://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=NORMLEXPUB:12100:0::NO::P12100_ILO_CO DE:C105> [Accessed 25 Aug. 2018].
- ILO, 1975. Convention C141 - Rural Workers' Organisations Convention, 1975 (No. 141). [online] Available at: <https://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=NORMLEXPUB:12100:0::NO::P12100_ILO_CO DE:C141> [Accessed 20 Aug. 2018].
- ILO, 1981. Convention C155 - Occupational Safety and Health Convention, 1981 (No. 155). [online] Available at: <https://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=normlexpub:12100:0::no::p12100_instrument_id:3 12300> [Accessed 9 Oct. 2017].
- ILO, 1999. International definitions and prospects of underemployment statistics. [online] Geneva, Switzerland. Available at: <http://files/799/wcms_087487.pdf>.
- ILO, 2001. Convention C184 - Safety and Health in Agriculture Convention, 2001 (No. 184). [online] Available at: <https://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=NORMLEXPUB:12100:0::NO::P12100_ILO_CO DE:C184> [Accessed 1 Sep. 2018].
- ILO, 2002. Combating child labour: A handbook for labour inspectors. [online] Available at: <https://www.ilo.org/global/topics/labour-administration-inspection/resources-library/publications/WCMS_110148/lang--en/index.htm> [Accessed 20 Aug. 2018].
- INEGI, 2017. Anuario estadístico y geográfico de Yucatán 2017 Instituto Nacional de Estadística y Geografía. [online] p.711. Available at: <www.inegi.org.mx>.
- ISO, 2006a. ISO 14040:2006. Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. International Organization for Standardization. Geneva.
- ISO, 2006b. ISO 14044:2006. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.
- ISO, 2010. ISO:26000. In Guidance on Social Responsibility; International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland.
- Jeanneret, P., Baumgartner, D.U., Freiermuth Knuchel, R., Koch, B. and Gaillard, G., 2014. An expert system for integrating biodiversity into agricultural life-cycle assessment. *Ecological Indicators*, [online] 46, pp.224–231. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.030>>.
- Juárez, J., Díaz, P., Rodríguez, J., Martínez, C., Hernández, B., Ramírez, E., Torruco, J. and Herman, E., 2016. Caracterización de la leche y clasificación de calidad mediante análisis Cluster en sistemas de doble propósito. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 7(4), pp.525–537.
- Kallioniemi, M.K., Raussi, S.M., Rautiainen, R.H. and Kymäläinen, H.R., 2011. Safety and animal handling practices among women dairy operators. *Journal of Agricultural Safety and Health*, 17(1), pp.63–78.

- Kessler, M., Abrahamczyk, S., Bos, M., Buchori, D., Putra, D.D., Gradstein, S.R., Höhn, P., Kluge, J., Orend, F., Pitopang, R., Saleh, S., Schulze, C.H., Sporn, S.G., Steffan-Dewenter, I., Tjitrosoedirdjo, S.S. and Tschardtke, T., 2009. Alpha and beta diversity of plants and animals along a tropical land-use gradient. *Ecological Applications*, 19(8), pp.2142–2156.
- Koellner, T. and Scholz, R.W., 2008. Assessment of land use impacts on the natural environment: Part 2: Generic characterization factors for local species diversity in Central Europe. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, [online] 13(1), pp.32–48. Available at: <<http://www.springerlink.com/index/10.1065/lca2006.12.292.2>>.
- Ku-Vera, J.C., Valencia-Salazar, S.S., Piñeiro-Vázquez, A.T., Molina-Botero, I.C., Arroyave-Jaramillo, J., Montoya-Flores, M.D., Lazos-Balbuena, F.J., Canul-Solís, J.R., Arceo-Castillo, J.I., Ramírez-Cancino, L., Escobar-Restrepo, C.S., Alayón-Gamboa, J.A., Jiménez-Ferrer, G., Zavala-Escalante, L.M., Castelán-Ortega, O.A., Quintana-Owen, P., Ayala-Burgos, A.J., Aguilar-Pérez, C.F. and Solorio-Sánchez, F.J., 2018. Determination of methane yield in cattle fed tropical grasses as measured in open-circuit respiration chambers. *Agricultural and Forest Meteorology*, [online] 258(1–2), pp.3–7. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.01.008>>.
- Laca, F., Mejía, J. and Gondra, J., 2006. Propuesta de un modelo para evaluar el bienestar laboral como componente de la salud mental. *Psicología y Salud*, 16(1), pp.87–92.
- Lassey, K.R., 2007. Livestock methane emission: From the individual grazing animal through national inventories to the global methane cycle. *Agricultural and Forest Meteorology*, 142(2–4), pp.120–132.
- Lindeijer, E., 2000. Review of land use impact methodologies. *Journal of Cleaner Production*, 8(4), pp.273–281.
- Lindner, J.P., Fehrenbach, H., Winter, L., Bischoff, M., Bloemer, J. and Knuepffer, E., 2019. Valuing biodiversity in life cycle impact assessment. *Sustainability (Switzerland)*, 11(20), p.5628.
- Lindqvist, M., Palme, U. and Lindner, J.P., 2016. A comparison of two different biodiversity assessment methods in LCA—a case study of Swedish spruce forest. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(2), pp.190–201.
- Liu, Z., Liu, Y., Shi, X., Wang, J., Murphy, J.P. and Maghirang, R., 2017. Enteric Methane Conversion Factor for Dairy and Beef Cattle: Effects of Feed Digestibility and Intake Level. *Transactions of the ASABE*, 60(2), pp.459–464.
- Lyons, R.K., Machen, R. and Forbes, T.D.A., 1999. Understanding Forage Intake in Range Animals. Texas Agricultural Extension Service, The Texas A&M University, Pub. L-515, pp.1–6.
- Mach, K.J., Mastrandrea, M.D., Freeman, P.T. and Field, C.B., 2017. Unleashing expert judgment in assessment. *Global Environmental Change*, 44, pp.1–14.
- Machovina, B., Feeley, K.J. and Ripple, W.J., 2015. Biodiversity conservation: The key is reducing meat consumption. *Science of the Total Environment*, [online] 536, pp.419–431. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.022>>.

- Maier, S.D., Lindner, J.P. and Francisco, J., 2019. Conceptual framework for biodiversity assessments in global value chains. *Sustainability (Switzerland)*, 11(7), p.1841.
- Martínez-Hernandez, N., Salcedo-Muñoz, G., Sierra-Quintero, K. and Barraza-Méndez, J., 2012. Escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeinae) asociados a excrementos de mamíferos en un fragmento de bosque seco tropical en el Departamento del Atlántico, Colombia. *Ecología Austral*, 22, pp.203–210.
- Mattsson, B., Cederberg, C. and Blix, L., 2000. Agricultural land use in life cycle assessment (LCA): case studies of three vegetable oil crops. *Journal of Cleaner Production*, [online] 8(4), pp.283–292. Available at: <www.elsevier.com/locate/jclepro>.
- McClelland, S.C., Arndt, C., Gordon, D.R. and Thoma, G., 2018. Type and number of environmental impact categories used in livestock life cycle assessment: A systematic review. *Livestock Science*, [online] 209, pp.39–45. Available at: <<https://doi.org/10.1016/j.livsci.2018.01.008>>.
- MEA, 2005a. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, D.C.: Island Press.
- MEA, 2005b. Volume 1: Chapter 4 - Biodiversity. [online] Available at: <<http://www.millenniumassessment.org/documents/document.273.aspx.pdf>>.
- Meneses, C., 2009. Análisis del índice normalizado de la vegetación (NDVI) para detección de degradación de la cubierta forestal en México 2008 – 2009. Estudios de caso sobre la evaluación de la degradación de los bosques. Roma.
- Meneses-Mosquera (2019). PhD Thesis. Manuscript in preparation.
- Michelsen, O., 2008. Assessment of land use impact on biodiversity: Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(1), pp.22–31.
- Milà I Canals, L., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Knuchel, R.F., Gaillard, G., Michelsen, O., Müller-Wenk, R. and Rydgren, B., 2007. Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(1), pp.5–15.
- Morel, K., Farrié, J.P., Renon, J., Manneville, V., Agabriel, J. and Devun, J., 2016. Environmental impacts of cow-calf beef systems with contrasted grassland management and animal production strategies in the Massif Central, France. *Agricultural Systems*, [online] 144, pp.133–143. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agry.2016.02.006>>.
- Mottet, A., de Haan, C., Falcucci, A., Tempio, G., Opio, C. and Gerber, P., 2017. Livestock: On our plates or eating at our table? A new analysis of the feed/food debate. *Global Food Security*, 14, pp.1–8.
- Murgueitio, E., Calle, Z., Uribe, F., Calle, A. and Solorio, B., 2011. Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *Forest Ecology and Management*, 261(10), pp.1654–1663.
- Nemecek, T., Jungbluth, N., Milà Canals, L. and Schenck, R., 2016. Environmental impacts of food consumption and nutrition: where are we and what is next? *Int J Life Cycle Assess*, 21, pp.607–620.
- Neugebauer, S., Fischer, D., Bach, V. and Finkbeiner, M., 2014. Social indicators for meat production - addressing workers, local communities, consumers and animals. *Proceedings of*

- the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2014), 8-10 October, [online] (March 2015), pp.895–905. Available at: <<http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=lah&AN=20153221414&site=ehost-live%5Cnhttp://www.cabi.org/cabdirect/showpdf.aspx?PAN=http://www.cabi.org/cabdirect/showpdf.aspx?PAN=20153221414%5Cnemail: sabrina.neugebauer@tu-berlin.de>>.
- Nguyen, T.L.T., Hermansen, J.E. and Mogensen, L., 2010. Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *Journal of Cleaner Production*, 18(8), pp.756–766.
- Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4(4), pp.355–364.
- Ogino, A., Orito, H., Shimada, K. and Hirooka, H., 2007. Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow-calf system by the life cycle assessment method. *Animal Science Journal*, 78(4), pp.424–432.
- Oishi, K., Kato, Y., Ogino, A. and Hirooka, H., 2013. Economic and environmental impacts of changes in culling parity of cows and diet composition in Japanese beef cow-calf production systems. *Agricultural Systems*, [online] 115, pp.95–103. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2012.09.007>>.
- OIT, 2017. Transición a la formalidad en la economía rural informal. Trabajo Decente en la Economía Rural. Notas de Orientación de Políticas, p.16.
- OIT, 2018. Mujeres y hombres en la economía informal: Un panorama estadístico. 3a ed. Ginebra: Organización Internacional del Trabajo.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D’Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P. and Kassem, K.R., 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience*, 51(11), pp.933–938.
- Ominski, K.H., Boadi, D.A., Wittenberg, K.M., Fulawka, D.L. and Basarab, J.A., 2011. Estimates of enteric methane emissions from cattle in Canada using the IPCC Tier-2 methodology. *Canadian Journal of Animal Science*, 87(3), pp.459–467.
- ORC International, 2015. Global Perspectives 2015: Worldwide trends in employee engagement. [online] Available at: <<https://orcinternational.com/report/2015-worldwide-trends-in-employee-engagement/>> [Accessed 15 Oct. 2018].
- Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J.M., Noyola, A. and Güereca, L.P., 2016. Addressing social aspects associated with wastewater treatment facilities. *Environmental Impact Assessment Review*, [online] 57, pp.101–113. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2015.11.007>>.
- Palma, J.M., 2014. Escenarios de sistemas de producción de carne de bovino en México. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 18(1), pp.53–62.

- Parra, A.S. and Mora-Delgado, J., 2017. Emission factors estimated from enteric methane of dairy cattle in Andean zone using the IPCC Tier-2 methodology. *Agroforestry Systems*, [online] 93, pp.783–791. Available at: <<https://doi.org/10.1007/s10457-017-0177-3>>.
- Pelletier, N., Pirog, R. and Rasmussen, R., 2010. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agricultural Systems*, [online] 103(6), pp.380–389. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2010.03.009>>.
- Pereira, H.M., Ziv, G. and Miranda, M., 2014. Countryside species-area relationship as a valid alternative to the matrix-calibrated species-area model. *Conservation Biology*, 28(3), pp.874–876.
- Perfecto, I. and Vandermeer, J., 2010. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(13), pp.5786–5791.
- Perry, B. and Sones, K., 2007. Poverty reduction through animal health. *Science*, 315(5810), pp.333–334.
- Petti, L., Serreli, M. and Di Cesare, S., 2016. Systematic literature review in social life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, [online] pp.422–431. Available at: <<http://link.springer.com/10.1007/s11367-016-1135-4>>.
- Pezo, D., 2018. Los pastos mejorados: su rol, usos y contribuciones a los sistemas ganaderos frente al cambio climático. [online] Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE, Turrialba, C.R. Available at: <<http://hdl.handle.net/11554/8753>>.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A. and Green, R.E., 2011. Reconciling food production and biodiversity conservation: Land sharing and land sparing compared. *Science*, 333, pp.1289–1291.
- Picasso, V.D., Modernel, P.D., Becoña, G., Salvo, L., Gutiérrez, L. and Astigarraga, L., 2014. Sustainability of meat production beyond carbon footprint: A synthesis of case studies from grazing systems in Uruguay. *Meat Science*, [online] 98(3), pp.346–354. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.meatsci.2014.07.005>>.
- Piñeiro-Vázquez, A.T., Canul-Solis, J.R., Jiménez-Ferrer, G.O., Alayón-Gamboa, J.A., Chay-Canul, A.J., Ayala-Burgos, A.J., Aguilar-Pérez, C.F. and Ku-Vera, J.C., 2018. Effect of condensed tannins from *Leucaena leucocephala* on rumen fermentation, methane production and population of rumen protozoa in heifers fed low-quality forage. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 31(11), pp.1738–1746.
- PNUD, 2016. Informe sobre Desarrollo Humano, México 2016. Desigualdad y movilidad. [online] *Informes sobre Desarrollo Humano. México*. Available at: <[http://www.mx.undp.org/%0Ahttp://www.mx.undp.org/content/dam/mexico/docs/Publicaciones/PublicacionesReduccionPobreza/InformesDesarrolloHumano/idhmovilidadsocial2016/PNUD IDH2016.pdf](http://www.mx.undp.org/%0Ahttp://www.mx.undp.org/content/dam/mexico/docs/Publicaciones/PublicacionesReduccionPobreza/InformesDesarrolloHumano/idhmovilidadsocial2016/PNUD%20IDH2016.pdf)>.
- R Core Team, 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing; R Foundation for Statistical Computing. [Http://Www.R-Project.Org/](http://www.R-project.org/), [online] pp.1–12. Available at: <<https://www.r-project.org/>> [Accessed 28 Jul. 2018].

- Ramírez-Cancino, L. and Rivera-Lorca, J.A., 2010. La ganadería en el contexto de la biodiversidad. In: R. Durán and M. Méndez, eds. Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. pp.106–108.
- Revéret, J.-P., Couture, J.-M. and Parent, J., 2015. Socioeconomic LCA of Milk Production in Canada. In: Environmental Footprints and Eco-design of Products and Processes. [online] Québec: S.S. Muthu. pp.25–69. Available at: <<http://link.springer.com/10.1007/978-981-287-296-8>>.
- Ricci, P., Rooke, J.A., Nevison, I. and Waterhouse, A., 2013. Methane emissions from beef and dairy cattle: Quantifying the effect of physiological stage and diet characteristics. *Journal of Animal Science*, 91(11), pp.5379–5389.
- Riethmuller, P., 2003. The social impact of livestock: A developing country perspective. *Animal Science Journal*, 74(4), pp.245–253.
- Rivera-Huerta, A., Güereca, L.P. and Rubio, M. de L.S., 2016. Environmental impact of beef production in Mexico through life cycle assessment. *Resources, Conservation and Recycling*, [online] 109, pp.44–53. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.01.020>>.
- Royo-Rubio, R., Vázquez-Armijo, J.F., Pérez-Hernández, P., Mendoza-Martínez, G.D., Salem, A.Z.M., Albarrán-Portillo, B., González-Reyna, A., Hernández-Martínez, J., Rebollar-Rebollar, S., Cardoso-Jiménez, D., Dorantes-Coronado, E.J. and Gutierrez-Cedillo, J.G., 2009. Dual purpose cattle production in Mexico. *Tropical Animal Health and Production*, 41(5), pp.715–721.
- Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakamura, N. and Shiina, T., 2009. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of Food Engineering*, 90(1), pp.1–10.
- Ruggie, J., 2008. Promotion and protection of all human rights, civil, political, economic, social and cultural rights, including the right to development. [online] Human Rights Council, Geneva. Available at: <<http://www.mitpressjournals.org/doi/abs/10.1162/itgg.2008.3.2.189>>.
- Ruviaro, C.F., De Léis, C.M., Lampert, V.D.N., Barcellos, J.O.J. and Dewes, H., 2015. Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: A case study. *Journal of Cleaner Production*, [online] 96, pp.435–443. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.037>>.
- SAGARPA, 2014. Producción ganadera, Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, México. [online] Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, México. Available at: <<https://www.gob.mx/siap/acciones-y-programas/produccion-pecuaria>> [Accessed 3 Feb. 2020].
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L.R., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. and Wall, D.H., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), pp.1770–1774.
- Salmon, G., Teufel, N., Baltenweck, I., van Wijk, M., Claessens, L. and Marshall, K., 2018. Trade-offs in livestock development at farm level: Different actors with different objectives. *Global Food Security*, 17, pp.103–112.

- De Schryver, A.M., Goedkoop, M.J., Leuven, R.S.E.W. and Huijbregts, M.A.J., 2010. Uncertainties in the application of the species area relationship for characterisation factors of land occupation in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(7), pp.682–691.
- SEMARNAT, 2008. Informe de la situación del medio ambiente en México. [online] Available at: <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_2008/02_ecosistemas/cap2_4.html> [Accessed 3 Feb. 2020].
- SEMARNAT/INECC, 2018. Inventario Nacional de emisiones de gases y compuestos de efecto invernadero 1990-2015 INEGYCEI. Ciudad de México.
- Shahabuddin, Hidayat, P., Manuwoto, S., Noerdjito, W.A., Tschardtke, T. and Schulze, C.H., 2010. Diversity and body size of dung beetles attracted to different dung types along a tropical land-use gradient in Sulawesi, Indonesia. *Journal of Tropical Ecology*, 26(1), pp.53–65.
- SIAP, 2017. Estadísticas de Producción Ganadera para México | Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera | Gobierno | gob.mx. [online] Available at: <<https://www.gob.mx/siap/acciones-y-programas/produccion-pecuaria>> [Accessed 8 Feb. 2019].
- SIAP. 2018. Anuario estadístico de la Producción Agrícola, por entidad. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. <https://www.gob.mx/siap>.
- Siebert, A., Bezama, A., O’Keeffe, S. and Thrän, D., 2018. Social life cycle assessment indices and indicators to monitor the social implications of wood-based products. *Journal of Cleaner Production*, 172, pp.4074–4084.
- Silva, P.G. and Hernández, M.I.M., 2015. Spatial patterns of movement of dung beetle species in a tropical forest suggest a new trap spacing for dung beetle biodiversity studies. *PLoS ONE*, [online] 10(5), pp.1–18. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0126112>>.
- SNIARN (2014) Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales. BADESNIARN_Por entidad federativa. Yucatán. (accessed November 07, 2018) http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D2_AGRIGAN04_02%26IBIC_user=dgeia_mce%26IBIC_pass=dgeia_mce&NOMBREANIO=* &NOMBREENTIDAD=Yucat%E1n.
- de Souza, D.M., Petre, R., Jackson, F., Hadarits, M., Pogue, S., Carlyle, C.N., Bork, E. and McAllister, T., 2017. A review of sustainability enhancements in the beef value chain: State-of-the-art and recommendations for future improvements. *Animals*, 7(3), pp.1–8.
- Souza, D.M., Teixeira, R.F.M. and Ostermann, O.P., 2015. Assessing biodiversity loss due to land use with Life Cycle Assessment: Are we there yet? *Global Change Biology*, 21, pp.32–47.
- Souza, Flynn, D.F.B., Declerck, F., Rosenbaum, R.K., De Melo Lisboa, H. and Koellner, T., 2013. Land use impacts on biodiversity in LCA: proposal of characterization factors based on functional diversity. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(1231–1242).
- Springmann, M., Clark, M., Mason-D’Croz, D., Wiebe, K., Bodirsky, B.L., Lassaletta, L., de Vries, W., Vermeulen, S.J., Herrero, M., Carlson, K.M., Jonell, M., Troell, M., DeClerck, F., Gordon, L.J., Zurayk, R., Scarborough, P., Rayner, M., Loken, B., Fanzo, J., Godfray, H.C.J., Tilman, D., Rockström, J. and Willett, W., 2018. Options for keeping the food system within

- environmental limits. *Nature*, [online] 562(7728), pp.519–525. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1038/s41586-018-0594-0>>.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., Vries, W. De, Wit, C.A. De, Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B. and Sörlin, S., 2015. Planetary boundaries : Guiding changing planet. *Science*, 347(6223), pp.1–10.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M. and de Haan, C., 2006. Livestock's long shadow. LEAD-FAO. Rome, Italy: The Livestock, Environment and Development (LEAD) Initiative, FAO.
- Suzuki, R. and Shimodaira, H., 2006. Pvclost: An R package for assessing the uncertainty in hierarchical clustering. *Bioinformatics*, 22(12), pp.1540–1542.
- Takeda, S., Keeley, A.R., Sakurai, S., Managi, S. and Norris, C.B., 2019. Are renewables as friendly to humans as to the environment?: A social life cycle assessment of renewable electricity. *Sustainability (Switzerland)*, 11(5), p.1370.
- Teillard, F., Anton, A., Dumont, B., Finn, J.A., Henry, B., Souza, D.M., Manzano, P., Milà i Canals, L., Phelps, C., Said, M., Vijn, S. and White, S., 2016. A review of indicators and methods to assess biodiversity - Application to livestock production at global scale. [online] Rome, Italy: FAO. Available at: <<http://www.fao.org/partnerships/leap/publications/en/>>.
- Thornton, P.K., 2010. Livestock production: Recent trends, future prospects. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), pp.2853–2867.
- Thornton, P.K. and Herrero, M., 2010. Potential for reduced methane and carbon dioxide emissions from livestock and pasture management in the tropics. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(46), pp.19667–19672.
- Tichenor, N.E., Peters, C.J., Norris, G.A., Thoma, G. and Griffin, T.S., 2017. Life cycle environmental consequences of grass-fed and dairy beef production systems in the Northeastern United States. *Journal of Cleaner Production*, 142, pp.1619–1628.
- Tullo, E., Finzi, A. and Guarino, M., 2019. Review: Environmental impact of livestock farming and Precision Livestock Farming as a mitigation strategy. *Science of the Total Environment*, 650, pp.2751–2760.
- U.N., 2015. Transforming Our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development. A New Era in Global Health, A/RES/70/1, pp.1–35.
- U.N., 2017. Principle 2 | UN Global Compact. [online] Available at: <<https://www.unglobalcompact.org/what-is-gc/mission/principles/principle-2>> [Accessed 25 Aug. 2018].
- UNEP/SETAC, 2009. Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products. Paris: UNEP/SETAC Life Cycle Initiative.
- UNEP/SETAC, 2016. Global guidance for Life Cycle Impact Assessment indicators: Volumen 1. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative.
- Vercoe, J.E., 1970. The fasting metabolism of Brahman, Africander and Hereford×Shorthorn cattle. *British Journal of Nutrition*, 24(3), pp.599–606.

- Wassenaar, T., Gerber, P., Verburg, P.H., Rosales, M., Ibrahim, M. and Steinfeld, H., 2007. Projecting land use changes in the Neotropics: The geography of pasture expansion into forest. *Global Environmental Change*, 17(1), pp.86–104.
- WB, 2017. LAC Equity Lab: Poverty. The World Bank. [online] Available at: <<https://www.worldbank.org/en/topic/poverty/lac-equity-lab1/poverty>> [Accessed 9 Oct. 2017].
- Wiens, J.A., Hayward, G.D., Holthausen, R.S. and Wisdom, M.J., 2008. Using Surrogate Species and Groups for Conservation Planning and Management. 58(3), pp.241–252.
- Willers, C.D., Maranduba, H.L., de Almeida Neto, J.A. and Rodrigues, L.B., 2017. Environmental Impact assessment of a semi-intensive beef cattle production in Brazil's Northeast. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(4), pp.516–524.
- Williams, D.R., Alvarado, F., Green, R.E., Manica, A., Phalan, B. and Balmford, A., 2017. Land-use strategies to balance livestock production, biodiversity conservation and carbon storage in Yucatán, Mexico. *Global Change Biology*, 23(12), pp.5260–5272.
- Winter, L., Lehmann, A., Finogenova, N. and Finkbeiner, M., 2017. Including biodiversity in life cycle assessment – State of the art, gaps and research needs. *Environmental Impact Assessment Review*, 67, pp.88–100.
- World Bank, 2009. Minding the stock: bringing public policy to bear on livestock sector development. Report no. 44010-GIB, Washington, D.C.
- WWF (2006) World Wildlife Fund. 2006. WildFinder: Online database of species distributions, ver. Jan-06. <https://www.worldwildlife.org/WildFinder>
- Yildirim, H., 2014. Comparison of the results of social life cycle analysis of capacities for the two turkish processed tomato sectors. In: C. Macombe and D. Loeillet, eds. Pre-proceedings of the 4th International seminar in social LCA. Montpellier, France - November 19 -21: CIRAD.pp.196–201.
- Yıldız-Geyhan, E., Altun-Çiftçiöğlü, G.A. and Kadirgan, M.A.N., 2017. Social life cycle assessment of different packaging waste collection system. *Resources, Conservation and Recycling*, 124, pp.1–12.
- Yúnez, A. and Taylor, E., 2001. The determinants of nonfarm activities and incomes of rural households in Mexico, with emphasis on education. *World Development*., 29(3), pp.561–572.
- Zhuang, M., Gongbuzeren and Li, W., 2017. Greenhouse gas emission of pastoralism is lower than combined extensive/intensive livestock husbandry: A case study on the Qinghai-Tibet Plateau of China. *Journal of Cleaner Production*, [online] 147, pp.514–522. Available at: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.126>>.

**ANEXO. ARTÍCULO RELACIONADO CON LA TESIS DE
DOCTORADO**

**PUBLICADO EN *TROPICAL AND SUBTROPICAL
AGROECOSYSTEMS***

ISSN: 1870-0462



ANÁLISIS COMPARATIVO DE DOS HERRAMIENTAS PARA EVALUAR LA SOSTENIBILIDAD GANADERA EN EL CONTEXTO MEXICANO †

[COMPARATIVE ASSESSMENT OF TWO TOOLS FOR EVALUATING LIVESTOCK SUSTAINABILITY: IN THE MEXICAN CONTEXT]

Adriana Rivera-Huerta¹, Fernanda Pérez-Lombardini²,
Francisco Galindo Maldonado², María de la Salud Rubio Lozano²
and Leonor Patricia Güereca^{1*}

¹Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad 3000 Coyoacán, Ciudad Universitaria, 04510, México City, México. Tel.: +52 (55) 56 23 36 00 ext. 8706. E-mail address: LGuerecaH@iingen.unam.mx

²Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Universidad 3000, Coyoacán, Ciudad Universitaria, 04510, México City, México.

*Corresponding author

SUMMARY

Background. In the future, the production of cattle will be increasingly affected by the reduction of natural resources, particularly land and water, and by the competition between food and feed, therefore, the evaluation of the sustainability of production systems, is increasingly important. **Objective.** The objective of this study was to identify the strengths and weaknesses of the Sustainability of Food and Agricultural Systems (SAFA) and Life Cycle Assessment (LCA) methodologies, as tools to assess the sustainability of cattle production systems. **Methodology.** The SAFA and LCA methodologies were theoretically evaluated and applied to three production systems for grazing cattle in the Mexican tropics. **Results.** The results show that the advantages of SAFA with respect to LCA are: having a friendlier and more agile format and not requiring expert evaluators for its management, however, it has the disadvantage that it does not allow for accurate identification, within 21 topics that it evaluates, of the results of each indicator (116 in total). This could hinder the proposal of measures to improve the performance of the systems. While LCA is a methodology by which objective, detailed and standardized evaluations are carried out, but the disadvantages of this tool are that it requires experts and can be more expensive than SAFA due to the use of specialized software. **Implications.** The results of this study help to identify the strengths and weaknesses of SAFA and LCA methodologies, allowing evaluators of the sustainable performance of livestock systems to decide which methodology suits their interests. **Conclusion.** It is concluded that both tools are useful for evaluating the sustainability of livestock systems but with different objectives and scopes. Likewise, the validity of the results in both methodologies depends on the quality, veracity and transparency of the data used.

Keywords: Livestock sustainability; LCA; SAFA; Mexico; tools to assess sustainability.

RESUMEN

Contexto. En el futuro, la producción de ganado bovino se verá cada vez más afectada por la reducción de recursos naturales, particularmente tierra y agua, y por la competencia entre alimentos y piensos, por lo que la evaluación de la sostenibilidad de los sistemas de producción es cada vez más importante. **Objetivo.** El objetivo de este estudio fue identificar las fortalezas y debilidades de las metodologías Sostenibilidad de los Sistemas Alimentarios y Agrícolas (SAFA) y Análisis de Ciclo de Vida (ACV), como herramientas para evaluar la sostenibilidad de los sistemas de producción bovina. **Metodología.** Las metodologías SAFA y ACV se evaluaron de forma teórica y se aplicaron a tres sistemas de producción de ganado bovino en pastoreo en el trópico mexicano. **Resultados.** Los resultados muestran que las ventajas de SAFA con respecto al ACV son: contar con un formato más amigable y ágil y no requerir de evaluadores expertos para su manejo, sin embargo, tiene la desventaja de que no permite identificar con precisión los resultados de cada indicador (116 en total), dentro de los 21 temas que evalúa. Lo anterior, podría dificultar proponer medidas para mejorar el desempeño de los sistemas. Por su parte el ACV, mostró ser una metodología que permite hacer evaluaciones objetivas, detalladas y estandarizadas, pero requiere expertos y puede ser más costosa que SAFA debido al uso de software especializados. **Implicaciones.** Los resultados de este estudio contribuyen a identificar las fortalezas y las debilidades de las metodologías SAFA y ACV, permitiendo a los evaluadores del desempeño sostenible de los sistemas ganaderos a decidir que metodología se adapta más a sus intereses. **Conclusión.** Se concluye que las dos herramientas son útiles para evaluar la sostenibilidad de los sistemas ganaderos, pero tienen diferentes objetivos y

† Submitted March 28, 2019 – Accepted July 23, 2020. This work is licensed under a CC-BY 4.0 International License.
ISSN: 1870-0462.

alcances. Asimismo, la validez de los resultados en ambas metodologías depende de la calidad, veracidad y transparencia de los datos utilizados.

Palabras clave: Sostenibilidad pecuaria; ACV; SAFA; México; herramientas para evaluar la sostenibilidad.

INTRODUCCIÓN

Desde la década de los 70s el consumo de alimentos de origen animal, especialmente de carne, ha tenido un incremento importante alrededor del mundo (FAO, 2009). El crecimiento de la demanda de este alimento ha supuesto una gran oportunidad de desarrollo para cerca de mil millones de personas que dependen de la ganadería y la producción de carne, particularmente de res; sin embargo, esta demanda se ha asociado a impactos negativos en el clima, fundamentalmente por las emisiones de gases de efecto invernadero, la deforestación, la erosión de suelos y el deterioro de cuerpos de agua (Steinfeld *et al.*, 2006; FAO, 2009; Herrero *et al.*, 2010). La magnitud de los impactos de la ganadería se debe a que aproximadamente 31.5 millones de km² de suelo (20–30% de la superficie total del planeta) se utilizan para el pastoreo. Una tercera parte de la superficie bajo cultivo agrícola se utiliza como complemento alimenticio del ganado; y, además, se requieren aproximadamente 16,000 litros de agua por cada kilogramo de carne producida. También esta actividad es fuente primaria de nitrógeno reactivo en el aire y agua a partir del estiércol del ganado (Herrero *et al.*, 2009; Janzen, 2011).

En México, la ganadería ocupa cerca de 1.1 millones de km² (56% de la superficie del territorio nacional), siendo los trópicos la zona de mayor producción ganadera (35.4% del inventario nacional) y la de mayor expansión, fundamentalmente en la región del sureste del país. En las últimas décadas, estas zonas se han convertido en el proveedor principal de becerros para engorda en corrales nacionales y de carne en canal para el abasto a nivel nacional (INEGI, 2016). Por años, y con el propósito de optimizar la productividad ganadera en los trópicos, se han ido implementando sistemas pastoriles a base de monocultivo. El sistema de monocultivo reduce la diversidad genética vegetal y propicia la degradación del suelo, además de que incrementa la demanda de insumos externos (agua de riego, fertilizantes, plaguicidas, entre otros). Ante tal evidencia, han surgido alternativas como el modelo silvopastoril que ofrece una mayor viabilidad social, ecológica y productiva (Broom *et al.*, 2013). En un estudio reciente mediante ACV realizado en Colombia, en el que se comparan los impactos ambientales de la producción lechera en dos sistemas productivos, uno silvopastoril y otro tradicional (monocultivo), los resultados muestran que el sistema silvopastoril genera menos emisiones que el convencional (2.05 vs. 2.34 kg CO₂-eq) y además usa menos energía (3.64 contra 5.81 kg Mj-1) por litro de leche producida (Rívera *et al.*, 2016).

Evaluar los modelos de producción es primordial, por lo que entre los Objetivos del Desarrollo Sostenible establecidos en el año 2015 por la Asamblea General de las Naciones Unidas (ONU) (UN, 2015), se incluye el desarrollo de un método de análisis (cualitativo y/o cuantitativo) que identifique los puntos críticos en la actividad ganadera y que brinde un soporte en la toma de decisiones para mejorar los sistemas de producción que permitan su tránsito a modelos sostenibles.

Actualmente existe una gran variedad de herramientas encaminadas a la evaluación del desempeño de la sostenibilidad de los sistemas agropecuarios, entre ellas: RISE (Response Inducing Sustainability Evaluation), IDEA (Indicateurs de Durabilité des Exploitations Agricoles), MESMIS (Marco para la Evaluación de Sistemas de Manejo de Recursos Naturales Incorporando Indicadores de Sostenibilidad), SAFA (Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems) y ACV (Análisis de Ciclo de Vida) (de Olde *et al.*, 2016; de Olde *et al.*, 2017), esta última metodología no es específica para sistemas agropecuarios pero tiene un amplio potencial de uso en este sector.

Recientemente, varios estudios han hecho revisiones teóricas de las metodologías SAFA y ACV comparando sus indicadores y sus alcances y han evaluado la sostenibilidad del campo mexicano (Rivera-Huerta *et al.*, 2016; Pérez-Lombardini, 2017; Tonolli y Ferrer, 2018). El objetivo de este artículo fue contrastar las dos metodologías, una cuantitativa y otra cualitativa, a través de un análisis teórico y aplicado a tres sistemas productivos de ganado en el sureste de México. Los resultados incluyen la identificación de fortalezas y debilidades identificadas para cada metodología.

Descripción teórica del ACV y SAFA

Análisis de ciclo de vida (ACV)

El Análisis de Ciclo de Vida es una herramienta que permite evaluar de forma objetiva, sistémica y científica los impactos ambientales de productos o servicios durante su ciclo de vida. En el análisis se consideran las etapas de extracción y procesamiento de las materias primas, producción, transporte, uso y disposición final (ISO, 2006a).

ACV Ambiental. La Norma ISO 14040 (Gestión ambiental - Evaluación del ciclo de vida - Principios y marco de referencia) (ISO, 2006a) define el ACV como una metodología que evalúa el desempeño ambiental a lo largo del ciclo de vida de un producto o servicio, mediante la recopilación de un inventario de

las entradas (materias primas, recursos y energía) y salidas del sistema (emisiones a la atmósfera, agua y suelo) (McDougall *et al.*, 2001; Güereca *et al.*, 2006; ISO, 2006a). Se evalúa el potencial de impacto ambiental de productos o servicios, de acuerdo con categorías (por ejemplo, cambio climático, eutrofización, toxicidad humana) y se interpretan los resultados para cada etapa del ciclo de vida del producto con relación a los objetivos del estudio planteado. El ACV consta de cuatro etapas: (a) definición de objetivo y alcance, (b) inventario de ciclo de vida, (c) evaluación del impacto e (d) interpretación del ciclo de vida. Las cuatro etapas están representadas en la Figura 1 y se explican brevemente a continuación.



Figura 1. Estructura del Análisis de Ciclo de Vida (ISO 14040, 2006).

El objetivo y el alcance del estudio se definen en la primera etapa, en ella se documentan los motivos para llevar a cabo el estudio, la aplicación prevista del ACV y el público objetivo. En la etapa de definición de objetivo y alcance también se establecen los límites del sistema para aclarar qué se incluye en el estudio y qué se excluye. Finalmente, se define la unidad funcional, la cual proporciona la función que el producto debe cumplir. La segunda etapa es el inventario de ciclo de vida (ICV) que se refiere a la recopilación de datos. En esta etapa todos los procesos dentro de los límites del sistema se identifican y cuantifican en términos de entradas y salidas. El inventario de ciclo de vida es una colección de todas las entradas y salidas que incluyen todos los flujos de material y flujos de energía del producto a lo largo del ciclo de vida, todo en relación con la unidad funcional definida. Los insumos se relacionan con el consumo de recursos: recursos energéticos, recursos minerales y recursos renovables. Las salidas se relacionan con las emisiones de sustancias del sistema del producto al aire, al agua y al suelo. El resultado final es una compilación de todas las entradas y salidas. La tercera fase es la evaluación del impacto del

ciclo de vida real en la cual el ICV está conectado a los impactos ambientales. Para todas las entradas y salidas, los efectos ambientales se recopilan y clasifican en categorías de impacto. La última etapa es la interpretación del ciclo de vida, los resultados de las tres primeras etapas se evalúan en relación con la meta y el alcance con el objetivo de llegar a conclusiones y recomendaciones (ISO, 2006a). En la etapa de interpretación se deben identificar los principales contribuyentes a los impactos ambientales que se encuentran en la etapa de evaluación del impacto. También en la última se deben formular las conclusiones y recomendaciones del estudio (ISO, 2006a, 2006b; van der Meer, 2019).

ACV Social. La metodología ACV, además de apoyar en la evaluación de impactos ambientales, también permite evaluar los impactos sociales y socioeconómicos de un producto o servicio mediante la metodología Análisis de Ciclo de Vida Social (ACV social), la cual sigue el marco general ACV ambiental, basada en las etapas descritas por la ISO 14040/14044 (Gestión ambiental - Evaluación del ciclo de vida - Requisitos y directrices) (ISO, 2006a; 2006b). El ACV social está definido en las guías UNEP/SETAC (UNEP/SETAC, 2009) e incluye cinco grupos de interés: trabajadores, comunidad local, sociedad, consumidores y actores de la cadena de valor, así como seis categorías de impacto que abarcan 31 indicadores en total (también denominados subcategorías). Las categorías de impacto identificadas son: 1) derechos humanos, 2) condiciones de trabajo, 3) salud y seguridad, 4) patrimonio cultural, 5) gobernanza y 6) repercusiones socioeconómicas. El ACV social, utiliza el marco metodológico del ACV; sin embargo, aún no se encuentra estandarizada la forma de evaluación de los indicadores, siendo el enfoque de desempeño la forma más común de evaluación. En esta forma de evaluación se pueden utilizar datos cualitativos o semicuantitativos y a través de una escala nominal se obtienen niveles de desempeño, definidos con el cumplimiento o incumplimiento de determinados criterios denominados valores de referencia. La subjetividad de esta evaluación puede reducirse al comparar los datos con normativas o estándares nacionales e internacionales aplicables al caso (Franze y Ciroth, 2011).

Los "impactos sociales" se definen en ACV social como las consecuencias de las interacciones sociales tejidas en el contexto de una actividad (*i.e.*, producción, consumo o disposición) y/o generadas por ella. Los impactos sociales están asociados a tres causas (UNEP/SETAC, 2009): 1. comportamientos: es decir, una decisión (*e.g.*, prohibir a los empleados formar sindicatos); 2. procesos socioeconómicos: se considera que los impactos sociales son el efecto final de las decisiones socioeconómicas a nivel macro y micro (*e.g.*, una decisión de inversión en un sector para construir infraestructura en una comunidad) y, capitales (humano, social, cultural): los impactos sociales pueden

generarse a partir del contexto original, es decir de atributos poseídos por un individuo, un grupo o una sociedad (e.g., el nivel de educación) y pueden ser positivos o negativos.

En resumen, y de acuerdo con sus características, el ACV es una herramienta metodológica que apoya en la identificación de los puntos críticos del ciclo de vida de un producto o servicio con la finalidad de alcanzar mejoras ambientales y sociales. Además, permite comparar los impactos de productos o servicios, siempre y cuando tengan la misma función, lo que apoya a los tomadores de decisiones para seleccionar aquellos menos dañinos al ambiente y socialmente más aceptables, estableciendo un criterio general hacia la producción de bienes y servicios que favorezcan la sostenibilidad.

Sostenibilidad de los Sistemas Alimentarios y Agrícolas (SAFA)

La metodología SAFA fue desarrollada por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) con el objetivo de aumentar el entendimiento de la sostenibilidad en el sector productivo de alimentos. Esta herramienta permite evaluar una o más entidades que forman parte de una cadena de valor relacionada con la agricultura, los bosques, la pesca o la acuicultura (Entidad es utilizada en SAFA para referirse a la unidad de análisis, la cual puede ser tanto una pequeña o gran empresa (e.g., rancho, granja, plantas de transformación de alimentos o puntos de venta). SAFA se presenta en forma de una plataforma informática de acceso gratuito que permite tener una evaluación holística o integral del desempeño sostenible que las entidades económicas (grandes o pequeñas compañías de productores, distribuidores, entre otros.) tienen desde el lugar donde realizan la producción primaria hasta donde realizan la venta de los productos finales. El método consta de cuatro etapas, que son el mapeo, la contextualización, la evaluación de indicadores y el reporte. El instrumento integra las cuatro dimensiones de la sostenibilidad: la integridad ambiental, la resiliencia económica, el bienestar social y la buena gobernanza (FAO, 2013). En SAFA las dimensiones de la sostenibilidad se asocian a 21 temas que reflejan el desempeño de 58 subtemas integrados por un total de 116 indicadores. Los temas evaluados de acuerdo a las cuatro dimensiones de la sostenibilidad son: Buena Gobernanza (Ética corporativa, Contabilidad, Participación, Estado de derecho, Manejo holístico), Integridad Ambiental (Atmósfera, Agua, Tierra, Materiales y energía, Biodiversidad y Bienestar animal), Resiliencia Económica (Inversión, Vulnerabilidad, Información y Calidad de producto, Economía local) y Bienestar Social (Calidad de vida digna, Comercio justo, Derecho laboral, Equidad, Seguridad y salud humana y Diversidad cultural). La valoración se hace a partir de datos cualitativos y cuantitativos cuyos resultados pueden ser representados por colores basados

en una escala porcentual para medir el rendimiento de la actividad: inaceptable (rojo/0 -20%), limitado (naranja/20-40%), moderado (amarillo/40-60%), bueno (verde claro/60-80%) o ideal (verde oscuro/80-100%). Los resultados se presentan mediante el "polígono de la sostenibilidad" (Figura 2), el cual representa el desempeño de cada uno de los 21 temas asociados a las cuatro dimensiones de la sostenibilidad evaluadas. Es importante mencionar que en las evaluaciones realizadas mediante SAFA el papel del asesor o experto que desarrolle el diagnóstico es determinante, debido a que a lo largo de la evaluación tendrá que aplicar su criterio (Tonolli y Ferrer, 2018). Para el uso de SAFA el experto deberá elegir o proponer los indicadores más relevantes del estudio de acuerdo con el tipo de actividad que se evaluará, después se recolectarán los datos de las mejores fuentes disponibles y finalmente se calificarán los indicadores de manera objetiva y precavida. Además, SAFA recomienda al experto consultar a otros expertos en diferentes áreas. Para llevar a cabo la calificación de los indicadores, SAFA presenta los valores extremos de cada indicador, es decir, los valores correspondientes al mejor desempeño y al inaceptable. Los valores de los niveles intermedios (bueno, moderado, limitado) deberán ser establecidos por el experto, quien tendrá que contextualizar cada indicador de acuerdo con la información disponible en la región o de la industria para así establecer los umbrales apropiadamente.

MATERIALES Y MÉTODO

El estudio es un análisis comparativo de SAFA y ACV que consistió en tres pasos: el análisis teórico de las metodologías identificando sus fortalezas y debilidades, posteriormente se aplicaron las dos herramientas metodológicas a tres sistemas de producción de ganado en México y finalmente se hizo el análisis comparativo de los resultados. Estos pasos son explicados a continuación.

Análisis teórico de fortalezas y debilidades de SAFA y ACV

Las Normas ISO 14040 e ISO14044 (ACV Ambiental), las Directrices de la UNEP/SETAC para el ACV Social, así como las directrices y el manual de indicadores de SAFA (ISO, 2006a; ISO, 2006b; UNEP/SETAC, 2009; FAO, 2013) son el marco teórico para contrastar ambas metodologías. Este paso del estudio incluyó: el enfoque y el alcance de las evaluaciones llevadas a cabo con las dos herramientas metodológicas, las dimensiones de la sostenibilidad que evalúan, el tipo de indicadores, las herramientas informáticas de evaluación que utilizan, el perfil del usuario a quien están dirigidas, si los resultados permiten el análisis objetivo de desempeño y si permiten la realización de comparaciones con otros estudios (interpretación y comunicación de resultados).

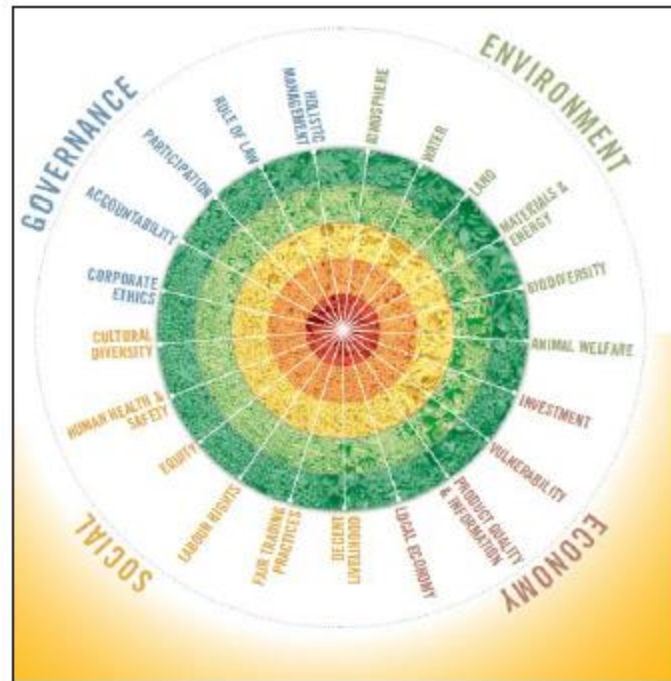


Figura 2. Polígono de la sostenibilidad SAFA (FAO, 2013).

Aplicación de SAFA y ACV en tres sistemas de producción de ganado en México.

Las metodologías SAFA y ACV fueron aplicadas a tres sistemas de producción de ganado bovino en pastoreo: monocultivo (Mc), silvopastoril intensivo (SI) y silvopastoril nativo o monte (SN) en Yucatán, México. El sistema de Mc se caracteriza por basar la alimentación del ganado en cultivos forrajeros en potreros. El SI combina varios estratos de vegetación como base de la alimentación, un estrato herbáceo (gramíneas y leguminosas), un estrato arbustivo de alta densidad con *Leucaena leucocephala* y un tercer estrato de árboles para la producción de madera o frutas y palmas. El sistema SN se asocia a una alimentación basada en vegetación nativa. De los tres sistemas productivos, el SN se caracteriza por tener la menor inversión en tecnología e instalaciones.

Para la aplicación de las metodologías, se seleccionaron un total de nueve unidades de producción pecuaria (UPP), tres por cada uno de los sistemas de producción

evaluados. La función zootécnica de las UPPs analizadas, es la producción de becerros o el doble propósito. En la Tabla 1 se describen las características de cada una UPPs incluidas en el estudio.

El ACV y SAFA fueron aplicados a cada una de las UPPs. La evaluación incluyó: a) el diseño de los instrumentos para la recolección de información; b) el levantamiento de datos; y c) el análisis de la información. Por lo que, en esta etapa del estudio, se diseñaron cuestionarios específicos para los ganaderos, los trabajadores y para la comunidad local. La recolección de la información se hizo mediante entrevistas semiestructuradas a los ganaderos y a los trabajadores de las UPPs y mediante encuestas a la comunidad local. El análisis de los datos mediante el ACV se hizo con el software SimaPro Pré Consultants versión 3.1.1, y para SAFA se utilizó la versión beta 2.1.50 de esta plataforma. La comparación de las metodologías se basó en el análisis de las dimensiones ambiental y social del ACV y en las cuatro dimensiones que evalúa SAFA (integridad ambiental, resiliencia económica, bienestar social y buena gobernanza).

Tabla 1. Descripción de las unidades de producción pecuaria estudiadas.

Sistema de pastoreo	Producción	Superficie (ha) ¹	Número de hembras en producción	Ubicación/Municipio
Monocultivo	Becerras	700	83	Tizimin, Yucatán
Monocultivo	Becerras	46	46	Tzucacab, Yucatán
Monocultivo	Doble Propósito	20	57	Mérida, Yucatán
Silvopastoril intensivo	Becerras	123	42	Tizimin, Yucatán
Silvopastoril intensivo	Becerras	32	48	Tzucacab, Yucatán
Silvopastoril intensivo	Doble propósito	100	40	Mérida, Yucatán
Silvopastoril nativo	Becerras	200	137	Tizimin, Yucatán
Silvopastoril nativo	Doble propósito	45	11	Tzucacab, Yucatán
Silvopastoril nativo	Becerras	32	29	Mérida, Yucatán

¹La superficie reportada, además del uso de suelo ganadero, incluye otros tipos de uso de suelo (e.g., suelo de vegetación natural y suelo forestal maderable).

Análisis comparativo de resultados

En este paso se compararon y discutieron los resultados de la aplicación de las metodologías SAFA y el ACV. Los resultados del análisis de las evaluaciones de la sostenibilidad mediante SAFA, están basados en Pérez-Lombardini (2017), quien evaluó tres sistemas de producción ganadera con esta herramienta. Mientras que los resultados del ACV utilizados en este estudio, fueron calculados específicamente para este análisis comparativo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El resultado del análisis teórico de las metodologías SAFA y ACV, con base en seis características, se describe a continuación:

Enfoque y alcance. El ACV es un procedimiento sistemático y holístico, cuyo objetivo es evaluar el ciclo de vida de bienes o servicios. Esta metodología está fundamentada en una norma internacional (ISO 14040, 2006) que utiliza como unidad de cálculo la “unidad funcional”, elemento característico del ACV que permite comparar cualquier tipo de bien o servicio que tengan una función equivalente. Por otro lado, SAFA es una herramienta diseñada específicamente para la evaluación de entidades que forman parte del sector productivo de los alimentos y que permite el análisis de cadenas de producción completas o sólo alguno de los procesos que las conforman ya que los lineamientos

de esta metodología no obligan a su ejecución desde un enfoque de ciclo de vida.

Dimensiones de la sostenibilidad evaluadas. Las dimensiones de la sostenibilidad que son factibles de evaluar utilizando el marco metodológico de ACV son las dimensiones ambiental (ACV ambiental), social (ACV social) y económica (ACV económico). Mientras que SAFA está diseñada para evaluar cuatro dimensiones: “buena gobernanza”, “integridad ambiental”, “resiliencia económica” y “bienestar social”. Por lo tanto, SAFA tiene un espectro más amplio que el ACV para la evaluación de la sostenibilidad.

Tipo de indicadores. Las dos herramientas utilizan indicadores para la evaluación de varias dimensiones de la sostenibilidad, pero presentan diferencias en su cálculo, evaluación y forma de interpretación. Tanto el ACV como SAFA permiten seleccionar los indicadores que se incluirán en la evaluación de acuerdo a la relevancia del caso. En ACV, las categorías de impacto ambiental o social que se incluirán en el análisis deben ser especificadas y justificadas en la primera etapa de la metodología (objetivo y alcance). Por su parte, en SAFA se pueden elegir los temas e indicadores que se utilizarán, pero debe justificarse la omisión de aquéllos que no se incluirán.

Con relación a los indicadores sociales, el ACV social propone indicadores parecidos a los utilizados en las dimensiones “bienestar social” y “buena gobernanza” de SAFA. En cuanto a la evaluación ambiental, SAFA

plantea tres tipos de indicadores para la dimensión “integridad ambiental”: 1) indicadores basados en el desempeño; 2) indicadores basados en la práctica e 3) indicadores basados en metas. Los indicadores basados en el desempeño y los indicadores basados en la práctica son cuantitativos, y los indicadores basados en metas son cualitativos. En contraste, en el ACV ambiental, todos los indicadores (denominados categorías de impacto, e.g., cambio climático, eutrofización, toxicidad humana), son de tipo cuantitativo.

Es importante destacar que los indicadores en el ACV ambiental, se expresan en unidades de las sustancias de referencia, representativas para cada categoría. Esto permite la comparación de los impactos a lo largo de las etapas del ciclo de vida de los bienes o servicios evaluados e incluso permite la comparación con otros estudios realizados con esta misma herramienta. Mientras que en SAFA, los resultados de los indicadores se integran en la evaluación general del tema al que correspondan, en una escala de desempeño porcentual y asociados a un color.

Herramientas informáticas de evaluación. Para el análisis de datos mediante el ACV, se han diseñado varios softwares especializados, los más utilizados son Umberto, GaBi y SimaPro, que para su manejo es necesario el entrenamiento por parte de expertos, por lo que es indispensable considerar el tiempo para la capacitación del evaluador cuando se desee hacer un ACV. Estos programas tienen un costo económico que puede ser alto. Mientras que en SAFA, el análisis está basado en una plataforma amigable para su manejo por lo que no requiere personal capacitado para su ejecución y tiene la ventaja de ser de acceso libre, no representando un gasto adicional para las entidades interesadas en conocer su desempeño en sostenibilidad.

Perfil del usuario. En cuanto al perfil del usuario u operador al que está dirigida cada herramienta metodológica, existe una diferencia principal. El ACV requiere la asesoría de expertos pues el tratamiento de los datos para la conformación del inventario de ciclo de vida es de tipo cuantitativo y requiere tanto precisión para su cálculo como conocimiento en el manejo de los softwares para la evaluación del impacto. En contraste, el análisis mediante SAFA puede ser realizado por interesados no especializados (e.g., agricultores, empresarios o tomadores de decisiones) en el manejo de la herramienta, ya que esta metodología ofrece un marco muy flexible de acuerdo con el contexto y con el acceso a la información. Sin embargo, la facilidad en el manejo del programa no impide que los indicadores en SAFA también puedan ser construidos y evaluados con datos muy precisos obtenidos por expertos y científicos.

Interpretación y comunicación de resultados. El tipo de resultados originados de ambas herramientas es diferente. En ACV se obtienen valores cuantitativos, expresados en unidades de medida de cada categoría de impacto, por ejemplo: kg CO₂ eq para cambio climático o kg SO₂ eq para acidificación terrestre. Esta forma de expresión permite la interpretación objetiva de los resultados, así como la comparación con otros estudios de productos con la misma función. Adicionalmente, los softwares utilizados en ACV, están programados para desagregar el valor de los impactos por procesos a lo largo del ciclo de vida de los bienes o servicios, lo que facilita en un análisis preciso de los impactos. Por su parte, los resultados obtenidos mediante SAFA son presentados en una escala porcentual de desempeño, que está asociada a una escala de color, esta escala está clasificada en ideal (color verde oscuro), bueno (color verde claro), moderado (color amarillo), limitado (color naranja) e inaceptable (color rojo). Las calificaciones de desempeño son asignadas a cada uno de los temas evaluados (i.e., 21 calificaciones correspondientes a los 21 temas analizados) y para la comunicación de los resultados SAFA usa gráficos denominados “polígonos de la sostenibilidad”, que sirven como una herramienta eficaz de comunicación para visualizar el desempeño de todos los temas de forma explícita (Figura 2). Mientras que para mostrar los resultados del ACV se utilizan tablas o gráficos (Figura 4) que pueden ser difíciles de comprender por lo que deben ser explicados con claridad. No obstante, los valores resultantes del ACV ayudan a la comunicación de resultados específicos a los grupos interesados y no sólo transmiten información de forma global. De acuerdo con lo anterior, los polígonos de la sostenibilidad mediante el cual representa sus resultados SAFA es altamente amigable, mientras que en ACV los resultados son menos comprensibles para grupos no interesados y van enfocados a objetivos específicos.

Derivado de la evaluación de las características mencionadas, se resume que SAFA es una herramienta pública que evalúa las cuatro dimensiones de la sostenibilidad en una plataforma de uso fácil, específica del sector productivo de alimentos y agrícola, expresando la sostenibilidad de forma gráfica y accesible. SAFA es muy útil en la comparación interna de una empresa a lo largo de evaluaciones consecutivas; además, posee la ventaja de obtener de manera rápida y fácil datos para la toma de decisiones en empresas que requieran de celeridad. Por otro lado, la principal fortaleza del ACV radica en que es una metodología estandarizada bajo las normas internacionales ISO 14040/44 (ISO, 2006ab), objetiva y sistemática, basada en un inventario de entradas y salidas relacionado a una unidad funcional definida, lo cual le da la ventaja de poder comparar los resultados con otros estudios y productos con la misma función.

Tabla 2. Matriz comparativa de los temas de SAFA y las categorías de impacto del ACV seleccionados en la evaluación de tres sistemas ganaderos.

ACV		Temas	Inversión	Vulnerabilidad	Infamia y calidad del producto	Economía local	Calidad de vida digna	Comercio justo	Derecho laboral	Equidad	Seguridad y salud humana	Diversidad cultural	Atmósfera	Agua	Tierra	Materiales y energía	Biodiversidad	Bienestar animal	Ética corporativa	Contabilidad	Participación	Estado de derecho	Manejo laboral		
	Gpo. de interés	Categorías de impacto																							
Social	Trabajadores	Libertad de asociación y negociación colectiva							✓																
		Trabajo infantil							✓																
		Salario digno					✓																		
		Horas laborales								✓															
		Trabajo forzoso								✓															
		Igualdad de oportunidades/discriminación									✓														
		Salud y seguridad										✓													
		Beneficios. Sociales/Seguridad Social										✓													
		Condiciones laborales								✓															
		Desarrollo profesional y capacitación						✓																	
	Satisfacción laboral y compromiso organizacional																								
	Comunidad local	Acesso a recursos materiales	✓																						
		Acesso a recursos no materiales	✓																						
		Condiciones de vida seguras y saludables										✓													
		Empleo local					✓																		
Compromiso con la comunidad																									
Aceptación social																									
Sociedad	Compromisos con temas relacionados con sostenibilidad																								
Actores de la cadena de valor	Competencia justa							✓																	
	Promoción de la responsabilidad social																								
Ambiental	Cambio climático												✓												
	Acidificación terrestre																								
	Eutrofización de agua																								
	Ecotoxicidad terrestre																								
	Agotamiento Combustibles fósiles																								

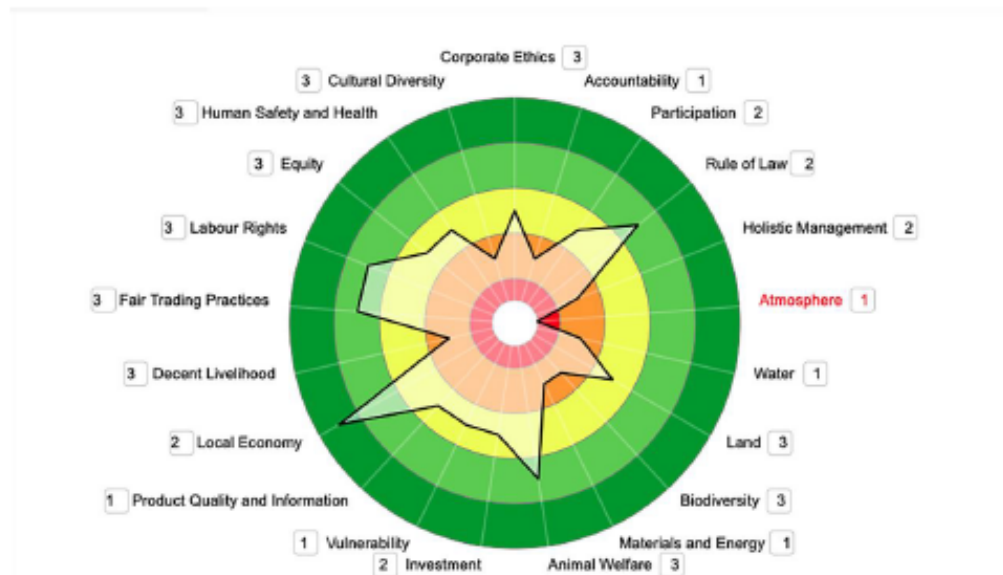


Figura 3. Ejemplo del "polígono de la sostenibilidad" obtenido mediante la plataforma SAFA, en donde se muestran los resultados de una unidad productiva de Mc (Figura tomada de Pérez-Lombardini, 2017, con permiso del autor). El desempeño de la unidad de producción se representa por colores: ideal (color verde oscuro), bueno (color verde claro), moderado (color amarillo), limitado (color naranja) e inaceptable (color rojo), de acuerdo con FAO (2013).

Por otra parte, las dimensiones de la sostenibilidad comparadas al aplicar las dos herramientas metodológicas en las UPPs seleccionadas permitieron hacer una matriz comparativa de indicadores (Tabla 2). En esta matriz, se contrastan 21 temas y 100 indicadores que pertenecen a las cuatro dimensiones de la sostenibilidad que evalúa SAFA ("resiliencia económica", "bienestar social", "integridad ambiental" y buena gobernanza") y 25 indicadores del ACV (20 indicadores corresponden al ACV social y cinco al ACV ambiental). La matriz comparativa de indicadores permite identificar que 15 indicadores del ACV social coinciden con siete temas de las dimensiones "bienestar social" y "resiliencia económica" de SAFA, mientras que solo existe una coincidencia en los indicadores de ACV ambiental y la dimensión de "integridad ambiental" de SAFA. De esta forma se ejemplifica que aun cuando las dos metodologías evalúan la sostenibilidad basándose en indicadores, éstos no coinciden al 100%. En este caso existe una coincidencia de tan solo el 54% en los indicadores utilizados por las dos metodologías.

Con base en la coincidencia de indicadores identificada mediante la Tabla 2, se hizo la comparación de los resultados de SAFA (Figura 3; Tabla 3) y el ACV (Figura 4). Los resultados de la evaluación de las UPPs

con SAFA se ilustran en Figura 3. Esta figura es el "polígono de la sostenibilidad" de una de las UPP de Mc evaluada en el estudio, en la cual se observa la calificación de cada tema de acuerdo con la escala de colores. Los resultados de todas las UPPs considerando únicamente los indicadores que coinciden en ACV y SAFA, se presentan en la Tabla 3. La comparación de resultados de la aplicación del ACV y SAFA se describe a continuación.

Dimensión social

En la evaluación de la dimensión social, mediante SAFA, se obtuvo que en el tema "vida digna" (dimensión "bienestar social") integrado por los indicadores "salario justo" y "desarrollo de capacidades", todas las UPPs fueron valorados con desempeños "moderados" o "limitados" (Tabla 3) lo que implica que las condiciones en que viven los trabajadores no son las deseables.

Respecto al ACV social, es relevante aclarar que, en el presente estudio, la evaluación de los indicadores se basó en un enfoque de desempeño (Padilla-Rivera *et al.*, 2016), que compara los datos del inventario social con valores de referencia, denominados valores meta

(Ciroth y Franze, 2011). Por ejemplo, para evaluar la categoría “salario digno” se utilizó como valor meta el salario mínimo establecido por la ley mexicana. Los datos recolectados fueron evaluados con una escala de 0 a 1. Esta escala se asocia a una escala de color, en donde el verde (1 en la escala) indica un rendimiento social sobresaliente y se asigna a un comportamiento proactivo en relación con el valor de referencia; el amarillo (0.75 en la escala) corresponde a un rendimiento social aceptable que se asigna a una organización que cumple con el estándar mínimo definido en los puntos de referencia; el azul (0.50 en la escala) aplica a un rendimiento social pobre y es asignado a una organización que no cumple con el valor de referencia; el rojo (0.25 en la escala) denota un rendimiento social muy pobre y corresponde a la organización que opera en un contexto desfavorable (bajo riesgos físicos, psicológicos o de seguridad, o en violación de derechos humanos. Por último, el gris (0 en la escala) aplica cuando no hay datos reportados para evaluar el indicador.

Se observó que los resultados del ACV social coinciden con los resultados que evaluó SAFA en la dimensión social. Mediante el ACV social se identificó que los tres sistemas ganaderos tuvieron un desempeño sobresaliente (verde) en “salario digno” y “desarrollo profesional y capacitación” debido a que el pago de las UPPs a los trabajadores supera el valor meta establecido (salario mínimo establecido por la ley). No obstante que el desempeño fue calificado como sobresaliente, la situación salarial de los trabajadores se considera desfavorable, pues su ingreso escasamente es 1.7 veces el valor de referencia o meta, cantidad que no es suficiente para proporcionar bienestar a los trabajadores y a sus familias. Es importante destacar que SAFA emite los resultados por temas y no por indicadores, por lo cual no es factible identificar la calificación por indicadores específico, a diferencia del ACV social, que permite evaluar individualmente las categorías evaluadas. Con relación a “desarrollo profesional y capacitación”, categoría del ACV social, solo en una UPPs se identificó el otorgamiento parcial de este derecho, por lo que de manera global todos los sistemas tuvieron un desempeño pobre.

Tabla 3. Resumen del desempeño de las unidades de producción pecuaria analizadas con SAFA. La tabla incluye únicamente los temas que coinciden con los indicadores que evalúa el ACV (social y ambiental). Los números en las celdas corresponden a la cantidad de UPPs que fueron calificadas con el desempeño indicado en la parte superior de la tabla. Con datos de Pérez-Lombardini (2017).

Dimensión	Tema	Calificación de desempeño														
		Monocultivo					Silvopastoril					Monte				
		Ideal	Buero	Moderno	Limitado	Inaceptable	Ideal	Buero	Moderno	Limitado	Inaceptable	Ideal	Buero	Moderno	Limitado	Inaceptable
Resiliencia económica	Inversión		2	1				3					3			
Resiliencia económica	Economía local	3					3					3				
Bienestar social	Vida digna			2	1					3						3
Bienestar social	Comercio justo		3					3					3			
Bienestar social	Derecho laboral		2	1				1	2				2	1		
Bienestar social	Equidad		1	2			1	1	1			1	1	1		
Bienestar social	Seguridad y salud humana			3					3				2	1		
Integridad ambiental	Atmósfera					3				2	1					3

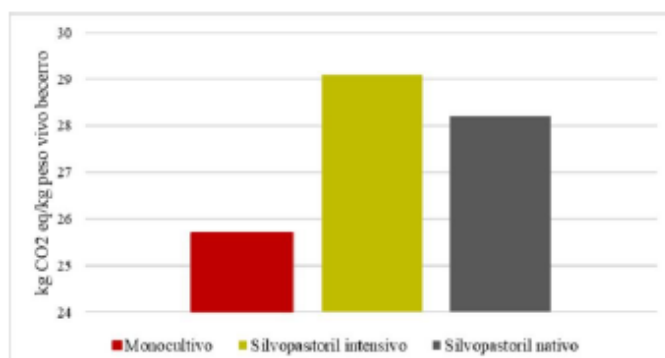


Figura 4. Comparación del impacto en cambio climático de los sistemas de producción de ganado mediante Análisis de Ciclo de Vida.

Los indicadores “trabajo forzoso”, “trabajo infantil” y “libre asociación colectiva” integrados en el tema “derecho laboral” de SAFA, mostraron desempeños mayoritariamente “buenos” en los sistemas Mc y SN (en dos de las tres UPPs de cada sistema), mientras que el sistema SI mostró un desempeño bueno en sólo una de las tres UPPs evaluadas. En estos indicadores, la calificación de SAFA asignada al sistema de Mc difiere de los resultados con ACV social, la cual calificó a estos indicadores con un desempeño predominantemente pobre. Este resultado puede atribuirse a que la desagregación de indicadores mediante el ACV social favoreció la identificación de puntos críticos inmersos dentro de todo el tema de “derecho laboral”.

En lo concerniente, al tema “seguridad y salud humana”, mediante SAFA, se identificaron dos UPPs (del sistema SN) con desempeño “bueno” dado que se consideró que estas UPPs son las que proveen mejores condiciones laborales, y un ambiente limpio y saludable. Lo anterior difiere con los hallazgos identificados en la categoría de “salud y seguridad” a través del ACV social, en donde todas las UPPs analizadas presentaron un desempeño muy pobre (0.25, color rojo) al no cumplir con el valor meta establecido, atribuible a que en ninguna UPP existe una política o estrategia formal concerniente a salud y seguridad, ni tampoco cuentan con medidas preventivas y protocolos de emergencia con relación a accidentes, únicamente la UPPs gestionada por una institución educativa (sistema de Mc) cuenta con un botiquín de primeros auxilios y seguridad social para sus trabajadores.

En resumen, en la dimensión social de la sostenibilidad, los resultados de ambas metodologías van en la misma dirección, solo que SAFA es una herramienta que permite una evaluación más ágil, aunque por no presentar el resultado de los indicadores desagregados

la interpretación no es precisa. Mientras que el ACV social, al presentar el resultado de los indicadores de manera individual, es más precisa, pero necesita más tiempo para poder ser ejecutada.

Dimensión ambiental

En la dimensión ambiental, solo existe un indicador en común en ambas herramientas (Tabla 2). Por consiguiente, únicamente se comparó la categoría de impacto “cambio climático” del ACV ambiental, con el tema equivalente en SAFA, denominado “atmósfera”, en el cual se evaluó la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) y las prácticas implementadas para mitigar su liberación en cada una de las UPPs.

Mediante SAFA, se identificó que todas las UPPs presentaron evaluaciones de desempeño con un nivel “limitado” o “inaceptable”, debido a que no tienen metas claras respecto a la reducción de contaminantes ni al establecimiento de medidas de mitigación de emisión de GEI. Específicamente el sistema de Mc en las tres UPPs analizadas, tuvo un desempeño “inaceptable”, esta calificación está asociada con la utilización de mayor cantidad de maquinaria comparada con los sistemas SI y SN. Los hallazgos anteriores difieren con lo plasmado en la Figura 4 que representa los resultados del ACV ambiental. En esta figura se observa que en la categoría cambio climático, el sistema de Mc tiene el mejor desempeño seguido por el sistema SN y el sistema SI es el que mayor impacto muestra por kilogramos de peso vivo de becerro (25.7, 28.2 y 29.1 kg CO₂eq/kg PV becerro). Se identificó que el mayor contribuyente al cambio climático en el SPI es la fermentación entérica del ganado (60.6%), el manejo del estiércol (30.0%) y el uso de electricidad utilizado para el sistema de riego (4%). En la misma Figura 4 se

puede observar que no existe una diferencia significativa entre los impactos al cambio climático de los sistemas SN y el SI identificado como el sistema con mayor impacto al cambio climático, la diferencia fue de solo el 1%.

CONCLUSIONES

El análisis teórico comparativo de las herramientas SAFA y ACV, combinado con un análisis práctico a nivel de las unidades de producción pecuaria, permitió identificar de forma integral las fortalezas y debilidades de ambas metodologías. SAFA, ofrece una evaluación de la sostenibilidad en un formato más amigable y ágil que el ACV ya que no necesita ser manejada por evaluadores expertos, sin embargo, no permite identificar los resultados de forma desagregada para cada indicador dentro de los temas. Mientras que el ACV, es una herramienta que permite llevar a cabo evaluaciones objetivas, detalladas, científicamente robustas y estandarizadas, pero requiere de expertos, implica más tiempo para su ejecución y puede llegar a ser más costosa. Derivado de este estudio, se concluye que tanto SAFA como ACV permiten evaluar la sostenibilidad de los sistemas pecuarios a nivel de unidades de producción, pudiendo utilizarse sus resultados en la toma de decisiones. Sin embargo, a validez de los resultados en ambas metodologías depende de la calidad, veracidad y transparencia de los datos utilizados.

Agradecimientos

Se agradece la valiosa colaboración de María E. Villalba Pastrana en la captura y evaluación de datos. El primer autor agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por su beca de doctorado, así como al Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, Universidad Nacional Autónoma de México.

Financiamiento. El financiamiento para la presente investigación fue proporcionado por el “Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica” a través del proyecto PAPIIT IV200715. El primer autor agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por su beca de doctorado, así como al Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, Universidad Nacional Autónoma de México.

Conflicto de interés. Los autores declaran no tener ningún conflicto de intereses.

Cumplimiento de estándares de ética. No es aplicable a esta investigación.

Disponibilidad de datos. Los datos están disponibles con Adriana Rivera Huerta, rive-rah.adriana@gmail.com previa solicitud razonable.

REFERENCIAS

- Broom, D.M., Galindo, F.A., Murgueitio, E., 2013. Sustainable, efficient livestock production with high biodiversity and good welfare for animals. *Proceedings of the Royal Society B*, 280(1771), pp. 20132015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.2025>.
- Ciroth, A., Franze, J., 2011. *LCA of an Ecolabeled Notebook - Consideration of social and environmental impacts along the entire life cycle*. Berlin: GreenDeltaTC GmbH. Disponible en: Lulu.com. [Consulta: 17 de noviembre de 2018].
- de Olde, E.M., Bokkers, E.A.M., De Boer, I.J.M., 2017. The choice of the sustainability assessment tool matters: differences in thematic scope and assessment results. *Ecological Economics*, 136, pp. 77-85. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.02.015>.
- de Olde, E.M., Oudshoorn, F.W., Sorensen, C.A.G., Bokkers, E.A.M., De Boer, I.J.M., 2016. Assessing sustainability at farm-level: Lessons learned from a comparison of tools in practice. *Ecological Indicators*, 66, pp. 391-404. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.047>.
- FAO, 2009. *The State of Food and Agriculture*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i0680e.pdf>. [Consulta: 23 de septiembre de 2018].
- FAO, 2013. *SAFA - Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems Guidelines Version 3.0*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i3957e.pdf>. [Consulta: 20 de septiembre de 2018].
- Franze, J., Ciroth, A. 2011. A comparison of cut roses from Ecuador and the Netherlands. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16, pp. 366-379. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0266-x>.
- Güerrea, L.P., Gassó S., Baldasano, J.M., Jiménez-Guerrero, P., 2006. Life cycle assessment of two biowaste management systems for Barcelona, Spain. *Resources, Conservation and Recycling*, 49(1), pp. 32-48. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.03.009>.
- Herrero, M., Thornton, P.K., Gerber, P., Reid, R.S., 2009. Livestock, livelihoods and the environment: understanding the trade-offs. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 1(2), pp. 111-120. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2009.10.003>.

- Herrero, M., Thornton, P.K., Notenbaert, A.M., Wood, S., Msangi, S., Freeman, H.A., Bossio D., Dixon, J., Peters M., 2010. Smart investments in sustainable food production: revisiting mixed crop-livestock systems. *Science*, 327(5967), pp. 822-825. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1183725>.
- INEGI, 2016. *Anuario estadístico y geográfico por entidad federativa 2016*. México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Disponible en: http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/Productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/AE-GPEF_2016/702825087357.pdf. [Consulta: 18 de septiembre de 2018].
- ISO, 2006a. ISO 14040 – Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. Switzerland: International Organization for Standardization.
- ISO, 2006b. ISO 14044 – Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. Switzerland: International Organization for Standardization.
- Janzen, H.H., 2011. What place for livestock on a re-greening earth? *Animal Feed Science and Technology*, 166-167, pp. 783-796. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.anifeeds.2011.04.055>.
- McDougall, F.R., White, P.R., Franke, M., Hindle, P., 2001. *Integrated solid waste management: a life cycle inventory*. 2nd edition. Oxford: Wiley-Blackwell.
- Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J.M., Noyola, A., Güereca, L.P., 2016. Addressing social aspects associated with wastewater treatment facilities. *Environmental Impact Assessment Review*, 57, pp. 101-113. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.11.007>.
- Pérez-Lombardini, F., 2017. *Valoración de Indicadores de Sustentabilidad en sistemas de pastoreo de monocultivo y silvopastoriles de bovinos de carne y leche en el trópico subhúmedo de Yucatán, México*. Tesis para obtener el título de Médica Veterinaria Zootecnista, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. México, Universidad Nacional Autónoma de México. pp. 161.
- Disponible en: 132.248.9.195/ptd2017/mayo/0758707/Indexed.html. [Consulta: 21 de enero de 2019].
- Rivera J.E., Chará J., Barahona R., 2016. Análisis del ciclo de vida para la producción de leche bovina en un sistema silvopastoril intensivo y un sistema convencional en Colombia. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 19:237-251. URN: <http://www.revista.ccba.uady.mx/urn:ISSN:1870-0462-tsaes.v19i3.2178>.
- Rivera-Huerta, A., Güereca, L.P., Rubio, L.M.S., 2016. Environmental impact of beef production in Mexico through life cycle assessment. *Resources, Conservation and Recycling*, 109, pp. 44-53. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.01.020>.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., Hann, C., 2006. *Livestock's long shadow: Environmental issues and options*. Rome. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a0701e/a0701e00.htm>. [Consulta: 12 de enero de 2019].
- Tonolli, A.J., Ferrer, C.S., 2018. Comparación de marcos de evaluación de agroecosistemas. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 21, pp. 487-504. URN: <http://www.revista.ccba.uady.mx/urn:ISSN:1870-0462-tsaes.v21i3.2519>.
- UN, 2015. *Transforming our world: The 2030 Agenda for Sustainable Development*. Nueva York. United Nations. A/RES/70/1.
- UNEP/SETAC, 2009. *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products*. United Nations Environment Programme. Disponible en: http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/DTIx1164xPA-guidelines_sLCA.pdf. [Consulta: 15 de agosto de 2018].
- van der Meer Y., 2019. Life Cycle Sustainability Assessment. In: Leal Filho W., Azul A., Brandli L., Özuyar P., Wall T. (eds). Decent Work and Economic Growth. *Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals*. Springer, Cham DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-71058-7_18-1.