



El Colegio de la Frontera Sur

Carne y leche: ciclo de vida y eficiencia energética en
diferentes sistemas ganaderos del estado de Chiapas

Tesis
presentada como requisito parcial para optar al grado de
Doctora en Ciencias en Ecología y Desarrollo Sustentable
Con orientación en Agroecología y Sociedad

Por

Ingrid Abril Valdivieso Pérez

2019

Dedicatoria

Para mi triada, mis corazones África M., D. Quetzal y mi compañero de vida, Fili.



*En ustedes encontré la más fuerte motivación para superar mis temores,
inyectaron la dosis perfecta de energía para terminar lo que comencé,
me dieron tantas alegrías que aminoraron la tensión de ciertos momentos,
y me siempre tuvieron besos y abrazos para mí cuando más los necesite.
Un simple gracias no es suficiente para demostrar mi gratitud hacia ustedes,
pero el ejemplo de mi dedicación y trabajo serán las más sinceras palabras de
agradecimiento. Este logro es sólo el principio...*



"La más larga caminata comienza con un paso" (proverbio hindú)

Agradecimientos

Siempre hay personas buenas en la vida, pero no siempre el destino te acerca a ellas. La buena fortuna estuvo de mi lado y me puso junto a personas maravillosas que me acompañaron y enseñaron a lo largo del doctorado.

Agradezco al Dr. José Nahed, por su apoyo, paciencia, dedicación, amistad e inigualable sentido de responsabilidad conmigo y con sus demás estudiantes. Reconozco que no pude haber tenido mejor guía que la suya, y estoy profundamente agradecida por haberme dado la oportunidad de colaborar y compartir con él estos últimos cuatro años de mi vida. Gracias José!

Agradezco a mi asesor Dr. Francisco Guevara, por estar pendiente cada vez que lo necesité, por su amable trato y por ayudarme a retornar al camino cada vez que me empezaba a desviar.

Agradezco a mis asesores Dr. Guillermo Jiménez y Dr. Ángel Piñeiro que me apoyaron en salidas de campo, por sus atinadas observaciones en cada evaluación semestral, y por estar dispuestos a asesorarme en cualquier momento que yo lo requiriera.

Gracias a M. en C. Romeo Trujillo V. por ayudarme en todas las salidas de campo para buscar personas, ranchos, realizar entrevistas; por compartir y discutir infinidad de temas en el cubil, por preparar el café y por sacarme sonrisas con su singular sentido del humor. Ojalá todos tuvieran un compañero de equipo que les alegre los días como a mí.

Gracias a mis maestros Dr. Manuel P. y Dr. Daniel Grande. Aunque no estuvieron en mi comité tutorial siempre tuvieron un momento para mí, para corregir, proponer y responder mis dudas.

Gracias a mi amiga Dra. Rosario Gutierrez, por su sincera amistad, por ayudarme a resolver dudas y a montar parte de la metodología empleada en esta tesis. Fuiste una estrella fugaz en la oscuridad de la noche.

Gracias a mis hermanos académicos Orquídia y Roberto, por compartir risas, sentimientos y experiencias en los momentos críticos; en equipo siempre es más fácil todo en vez de estar sola. Su amistad y compañerismo fue sin duda un elemento clave que sirvió para liberar un poco de la presión acumulativa.

Gracias a mi amiga Elvia por su amistad, siempre estuvo conmigo en las buenas y en las malas, escuchándome y aconsejándome en todo momento.

Agradezco y me alegra haber conocido a mis compañeros de generación (Fátima, Vale, Edwin, Fredy, Pablo, Nathan) y haber coincidido con compañeros de otras generaciones (Eric, Yanus, Adri, Beta, Andy) por compartir viajes, pláticas, clases y amistad.

Gracias a los productores ganaderos de Tecpatán por dejarme entrar a sus ranchos y a sus casas, compartir alimentos y buenas pláticas. En especial agradezco al Ing. Felix Suárez, a su bella esposa Vidaura y a su adorable mamá doña Matilde, por su amistad y por ser siempre muy atentos y amables.

Gracias a mis amados padres, Aída y José Luis. Lo bien enseñado nunca se olvida, se aprende y se lleva en el corazón toda la vida. A mis hermanos, aunque lejos pero nunca distantes. A mi demás familia, que me llenaron el corazón de alegrías.

Agradezco a mi lectora Dra. Claudia, siempre tienes algo bueno que decir, un consejo que dar, siempre es un gusto platicar contigo y me regocija compartir el final de este paso contigo.

Gracias a la Dra. Lorena y Dr. Balente por su sincera amistad, por sus comentarios finales, reflexiones y aportes para mejorar la tesis.

A Ana Monteverde por su valiosa amistad, sus pláticas, sus ricas comidas y su apoyo en la traducción de artículos.

A ECOSUR y su programa de doctorado, así como a las personas (académic@s y administrativos) que lo conforman y hacen posible que el programa funcione.

A CONACYT por la beca recibida para el estudio del doctorado

A los proyectos “Cuantificación de emisiones de metano entérico y oxido nitroso de ganado en pastoreo y diseño de estrategias para sumitigación en el sureste de Mexico” [CONACYT-SEP cb 2014-No. 242541] y Proyecto de agricultura familiar transversal y multidisciplinaria” [CONACYT 2015-2018-No.1106610270] por los recursos destinados a esta investigación.

CONTENIDO

Resumen	1
CAPÍTULO I	3
1. Introducción general	3
1.1 <i>Ganadería, emisión de gases con efecto invernadero y consumo de energía</i>	3
1.2 <i>Desarrollo sustentable y ganadería orgánica</i>	8
1.3 <i>Análisis de ciclo de vida para evaluar la producción ganadera</i>	11
1.4 <i>Zona de estudio</i>	13
1.5 <i>Objetivo general</i>	15
1.6 <i>Objetivos específicos</i>	15
1.7 <i>Hipótesis</i>	15
1.8 <i>Organización de la tesis</i>	16
CAPÍTULO II	18
Multicriteria appraisal of the potential of converting cattle raising to organic production in the humid tropics of Chiapas, Mexico	19
1. Introduction	19
2. Materials and methods.....	21
2.1 <i>Location and characterization of the study area</i>	21
2.2 <i>Estimation of sample size</i>	22
2.3 <i>Procedure for obtaining information</i>	22
2.4 <i>Characterization of livestock production units</i>	22
2.5 <i>Evaluation of the potential for converting conventional livestock production units to organic production</i>	24
2.6 <i>Variables and calculation of indicator values</i>	24
2.7 <i>Weighting of indicators</i>	25
2.8 <i>Systematization and analysis of information</i>	25
3. Results and discussion	25
3.1 <i>Cluster analysis</i>	25
3.2 <i>Context of cattle raising in the study area</i>	26
3.3 <i>Evaluation of viability of organic conversion of LPU</i>	29
3.4 <i>Limitations and potentials of organic conversion of conventional cattle raising</i>	33
3.5 <i>Transition toward organic production</i>	34

3.6. <i>Fomenting organic cattle raising in the study region</i>	34
4. Conclusions	35
5. References	36
CAPÍTULO III	39
Potential for organic conversion and energy efficiency of conventional livestock production in a humid tropical region of Mexico	40
1. Introduction	40
2. Materials and methods.....	45
2.1 <i>Estimation of sample size</i>	45
2.2 <i>Characterization of cattle production in the study area</i>	46
2.3 <i>Evaluation of potential and limitations for converting conventional livestock production units to organic production</i>	47
2.3.1 <i>Variables and calculation of indicator values</i>	47
2.3.2 <i>Weighting of indicators</i>	48
2.4 <i>Procedure for obtaining information</i>	50
2.5 <i>Assessment of energy efficiency of organic cattle production</i>	50
2.5.1 <i>Energy indicators</i>	51
2.6 <i>Systematization and analysis of information</i>	52
3. Results and discussion.....	52
3.1 <i>Cluster analysis</i>	52
3.2 <i>Characteristics of cattle production in the study area</i>	53
3.3 <i>Limitations and potential of organic conversion of conventional cattle production</i>	58
3.4 <i>Energy efficiency in organic cattle production</i>	63
3.5 <i>Theoretical and practical implications for cleaner, more sustainable production</i>	69
3.5.1 <i>Clean, sustainable production and conversion of conventional livestock production to organics</i>	70
3.5.2 <i>Clean, sustainable livestock production and energy efficiency</i>	72
4. Conclusions	73
5. References	74
CAPÍTULO IV	85

Análisis de ciclo de vida de unidades de producción ganadera convencional (carne y leche) de acuerdo con su aproximación al estándar orgánico en una región del trópico húmedo de México.....	86
1. Introducción	87
2. Metodología	89
2.1 Zona de estudio y estimación del tamaño de la muestra	89
2.2 Contexto general de la ganadería en la zona de estudio	90
2.3 Análisis de Ciclo de Vida (ACV)	91
2.4 Objetivos y alcance	91
2.5 Inventario de ACV	92
2.6 Evaluación del impacto	92
2.6.1 Calentamiento global	92
2.6.2 Consumo de recursos energéticos	96
2.7 Análisis estadístico.....	97
3 Resultados y discusión	98
3.1 Cambio climático (emisión de GEI) y su relación con el OLCI	98
3.2 Consumo de recursos energéticos y emisiones de GEI.....	103
3.3.1 Prácticas de producción limpia en ganadería para mitigar GEI y reducir el cambio climático.....	112
3.3.2 Prácticas de producción limpia en ganadería para reducir el uso de energía y el cambio climático.....	119
4 Conclusiones	121
5 Referencias.....	122
CAPÍTULO V	130
5.1 Conclusiones generales.....	130
5.2 Propuestas de mejora de los métodos utilizados en esta investigación con base en los aprendizajes generados en su aplicación	134
5.3 Identificación de líneas de investigación futuras en la temática estudiada	136
Literatura citada.....	138

Resumen

En el capítulo I de esta tesis se expone una breve introducción sobre la problemática mundial actual referente al aumento de la población, la demanda creciente de alimentos, de energía y la relación de los sistemas agroalimentarios hegemónicos con el cambio climático. Se aborda el análisis de ciclo de vida como una herramienta de análisis útil para cuantificar los impactos ambientales que se atribuyen a la producción de un bien o servicio, en este caso de la producción ganadera. El capítulo finaliza con el concepto de desarrollo sustentable y cómo éste concuerda con los fundamentos de la ganadería orgánica. Se presentan aspectos generales de la zona de estudio y los objetivos e hipótesis de la investigación. El capítulo II presenta el primer artículo científico que analiza las características técnico-económicas y aplica un índice de conversión orgánica (ICOGAN) a las unidades de producción ganaderas (UPG) de la zona de estudio. Como resultados principales se agrupan a las UPG en tres conglomerados respecto a la calificación (en una escala de 0 a 100 %) que obtuvieron en el ICOGAN y se discuten los indicadores que conforman el ICOGAN con base a los potenciales y limitantes de conversión orgánica de las UPG. El capítulo III se conforma por el segundo artículo científico en el que se retoma la clasificación por conglomerados de las UPG para analizarlas con varios indicadores de eficiencia energética. Los resultados muestran que existen relaciones directas e inversas entre el ICOGAN, los indicadores energéticos y la eficiencia económica. En el capítulo IV se presenta el último artículo científico que aplica un análisis de ciclo vida con alcance “de la cuna a la puerta” para los productos carne y leche generados en las UPG. En el análisis se contabilizan dos categorías de impacto ambiental (emisión de gases con efecto invernadero y consumo de recursos energéticos) de tales productos. Los resultados indican que las UPG con mayor aproximación al modelo de producción orgánica tienen menor consumo de energía, mayor eficiencia energética, menor emisión de GEI (metano, óxido nitroso y bióxido de carbono) y de CO₂ eq. En el capítulo V se exponen las conclusiones generales, las cuales sugieren implementar una política integral de capacitación, asesoría, asistencia técnica y apoyo financiero

permanente para que los ganaderos transiten rápidamente hacia la certificación orgánica, ofrezcan productos sanos (carne, leche y quesos) y sean competitivos. Ello implica compromiso y corresponsabilidad por parte de los diferentes actores sociales involucrados, para que las UPG sean sustentables y continúen su reproducción biológica y social.

Palabras clave: ganadería, cambio climático, energía, conversión orgánica, sustentabilidad

CAPÍTULO I

1. Introducción general

1.1 Ganadería, emisión de gases con efecto invernadero y consumo de energía

Para el año 2050, seremos 9.100 millones de personas en el mundo, un 34 % más que hoy (FAO 2009a, Vigne *et al.* 2013, Ahokas *et al.* 2014). Casi todo este aumento de la población se producirá en los países en desarrollo (Easterling *et al.* 2007, Altieri y Nicholls 2013); se pronostica que el mayor aumento de la población será en África, China e India, y que en estas áreas se disfrutará de un ingreso *per cápita* similar al que tiene actualmente Europa y América del Norte (CAST 1999; Tilman *et al.* 2002). La urbanización continuará a un ritmo acelerado, y alrededor del 70 % de la población mundial será urbana (comparado con el 49 % de hoy; FAO 2009a). Ante el reto de alimentar a más personas es necesario que las nuevas tecnologías y procedimientos innovadores impulsen a los sistemas de producción hacia una eficiencia que sea mayor que el nivel productivo que tienen en la actualidad (Pimentel 1973, FAO 2015). A medida que aumenten los ingresos, también lo hará la demanda de productos de origen animal de alta calidad proteínica, como la carne, la leche y los huevos, por lo tanto, la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO 2009a) sugiere que las demandas alimentarias deben aumentar un 70% para 2050 (Vigne *et al.* 2013). En este contexto, la industria mundial de la carne y leche de ganado bovino enfrentará un desafío significativo en satisfacer la demanda de los consumidores de productos de origen animal, utilizando una base de recursos finitos (Capper 2012).

Actualmente, la producción agroalimentaria ha sido capaz de aumentar debido a una mayor población animal a nivel mundial y una mejor eficiencia productiva (FAO 2014). Aproximadamente, el 8% de la población mundial depende de la agricultura, incluida la ganadería, para su sustento. En las últimas décadas, la ganadería ha tenido un enorme crecimiento, especialmente en el cono sur, debido a la expansión

de la demanda mundial de carne. Este acelerado crecimiento ha permitido que América Latina se convierta en la región que más exporta carne bovina y carne de ave a nivel mundial (FAO 2014).

La agricultura y la cría de animales pueden considerarse las principales fuentes productoras de energía desarrollada por el ser humano. La agricultura proporciona un excedente de energía fotosintética orientada directamente a la nutrición humana debido a la selección artificial de algunas plantas, direccionando el flujo de nutrimentos (Odum y Odum 1981). En general, la cantidad de energía que aporta la agricultura es menor comparada con la energía disponible en los ecosistemas naturales; sin embargo, la energía proveniente de la agricultura se encuentra en una forma adecuada para cubrir las necesidades nutricionales humanas (Martínez-Allier 2011).

La relación entre el ambiente y la energía se representa frecuentemente como el consumo de energía fósil, que contribuye a la degradación de los recursos naturales y a la emisión de gases con efecto invernadero (GEI). Sin embargo, la energía fósil es sólo una porción de las fuentes disponibles de energía en los sistemas agrícolas (Pimentel 2006). Durante la última década, la producción pecuaria y agrícola a nivel mundial llegó a ser energéticamente dependiente, lo que significa que la producción de alimentos ha cambiado de productora a consumidora de energía (WRM 2008, Funes-Monzote *et al.* 2009, Martínez-Allier 2011). Se han introducido grandes cantidades de energía fósil en los sistemas productivos a través de la intensificación en los países desarrollados para sustituir la energía de labor humana y animal (Georgescu-Roegen 1975, Vigne *et al.* 2013). En sistemas agrícolas convencionales de corte industrial, el uso de combustibles fósiles es significativamente mayor, y utilizan en total un 50 % más energía que la agricultura ecológica (Mader *et al.* 2002), ya que la producción tiene la finalidad de generar altas tasas de productividad sobre la base de una producción extensiva de gran escala con uso de alta tecnología (Ceccon 2008, Pimentel *et al.* 1973, Funes-Aguilar *et al.* 2009, Funes-Monzote *et al.* 2009, Heingberg y Bomford 2009).

En este esquema productivo, la ganadería también emplea una amplia variedad de insumos (como agroquímicos para los cultivos forrajeros, semillas y forrajes mejorados, alimentos concentrados, suplementos alimenticios, medicamentos, entre otros) que requieren de energía fósil para ser manufacturados y que en su empleo también contaminan el ambiente, el suelo y el agua (Ahokas *et al.* 2014, Molina-Rivera *et al.* 2019).

El ganado es el mayor usuario mundial del recurso tierra (en tierras empleadas para el pastoreo y en la producción de forrajes) que representa prácticamente el 80 % de todas las tierras agrícolas (FAO 2016). El sector ganadero emplea 3400 millones de hectáreas en el pastoreo y 500 millones en la producción de cultivos para la alimentación animal (Steinfeld *et al.* 2009).

En el ámbito intensivo, la concentración del ganado en parcelas de engorde suele resultar en la contaminación del suelo y el agua, ya que la cantidad de estiércol y orina producidos excede la capacidad de la tierra circundante para absorber todos los nutrientes excretados (Meul *et al.* 2007). Además, el ganado vacuno mantenido en parcelas de engorde requiere cantidad mayor de alimento concentrado por kilogramo de carne producida en comparación con las aves de corral o los cerdos; como resultado, el ganado requiere una cantidad mucho mayor de recursos y energía, por ello su impacto ambiental es mayor (Meul *et al.* 2007, FAO 2009b, Capper 2012).

El ganado contribuye al cambio climático emitiendo GEI tanto directamente (por ejemplo, a partir de la fermentación entérica) como indirectamente (a partir de las actividades de producción de forrajes, de la deforestación para crear nuevos pastos, de agroquímicos, etc.). Las emisiones de GEI pueden proceder de todos los eslabones de la cadena de producción pecuaria (Molina-Rivera *et al.* 2019). Las emisiones de GEI causadas por la producción de forraje y los pastos están vinculadas a la producción y la aplicación de fertilizantes químicos y plaguicidas, a la pérdida de materia orgánica del suelo y al transporte (FAO 2009b). Cuando los

bosques se desmontan para obtener pastos y forraje, se liberan a la atmósfera grandes cantidades de carbono almacenado en la vegetación y el suelo (IPCC 2006). Por el contrario, cuando se realizan buenas prácticas de manejo en la tierra degradada, los pastos y las tierras de cultivo pueden convertirse en sumideros netos de carbono, capturando carbono de la atmósfera (FAO, 2009b).

En las diferentes especies de rumiantes (como bovino, caprino y ovino), la fermentación microbiana entérica convierte la fibra y la celulosa de las plantas en otros compuestos que pueden ser digeridos y utilizados por los animales, y una porción puede ser exhalada en forma de metano (CH_4) que es un producto derivado de este proceso (Elferink *et al.* 2008). Por otra parte, el estiércol libera óxido nitroso (N_2O) durante su deposición, almacenamiento y su distribución, mientras que si se almacena en condiciones anaeróbicas y templadas genera CH_4 (FAO 2009b).

Las emisiones de CH_4 y N_2O tienen diferente potencial de calentamiento global o GWP (Global Warming Potential), el cual es una medida relativa de la cantidad de calor que puede ser atrapada por un determinado GEI, en comparación con un gas de referencia que por lo general es el bióxido de carbono (CO_2) que equivale a 1 (IPCC 2006). El GWP se calcula para periodos de 20, 50 y 100 años, siendo éste último el más utilizado. El GWP del CH_4 es 25 y el del N_2O es de 298 (IPCC 2006, Molina-Rivera *et al.* 2019, Cuatecontzi y Gasca 2019).

La ganadería es responsable de más emisiones globales de GEI (14.5 %) que la mayoría de las otras fuentes de alimentos. A partir del 14.5 % de las emisiones totales globales de la ganadería, la fermentación entérica contribuye con el 44.1 % de CH_4 , el estiércol aplicado y depositado en pastos y cultivos con el 13.4 % de N_2O , la producción de alimento para los animales con el 12.9 % de CO_2 , el manejo del estiércol con 5.7 % de CH_4 y 4.3 % de N_2O , el cambio en el uso del suelo por expansión de pastizales con 4.8 % de CO_2 , y el uso de energía directa e indirecta con 1.6 y 0.3% de CO_2 , respectivamente. El 12.9 % de emisiones de GEI restantes proceden en menor medida de fuentes como CO_2 posterior a la unidad de

producción ganadera (transporte, transformación, almacenamiento), N₂O por el uso de fertilizantes y por cultivo de plantas con fines pecuarios como palma, arroz y soya (FAO 2017). Debido al impacto ambiental generado por la ganadería convencional, a partir de 1972 cobró importancia la producción ganadera orgánica (IFOAM 1972) y diversos estudios han evaluado su impacto ambiental (Gomiero *et al.* 2011, Halberg 2012, Tuolmisto *et al.* 2014). Estos estudios concluyen que el impacto ambiental de la ganadería convencional y orgánica respecto a las emisiones de GEI (particularmente de CH₄ entérico) se relaciona con la calidad de los alimentos y de su procedencia (local o industrial). En este sentido, al ser la ganadería orgánica una producción pecuaria basada en el bajo uso de insumos externos, sus emisiones de GEI son menores que las de la ganadería convencional (Kiefer *et al.* 2014).

México es el 7° país más grande productor de carne de res, con 1.8 millones de toneladas por año, más de 1.1 millones de ranchos ganaderos y más de 30 millones de cabezas de ganado (SIAP 2017). En las regiones tropicales de México hay más de 500,000 pequeñas unidades de producción bovinas donde más del 80% de los productores cuentan con menos de 30 vacas y en donde se ubica cerca del 60% del hato de cría en pastoreo (González-Padilla y Dávalos-Flores 2015). En el estado de Chiapas se produce el 7.4% del ganado nacional, que equivale a 433,738 miles de litros de leche y 323140 toneladas de carne en canal por año (SIAP 2017). Chiapas ocupa el primer lugar nacional en la producción de alimentos orgánicos, entre los cuales destacan el café, miel, cacao y leche (Murga-Juárez *et al.* 2017). El municipio de Tecpatán es el más importante tanto a nivel estatal como nacional, en la producción de leche orgánica, la cual se produce bajo un sistema de producción donde los animales son criados bajo prácticas que no contemplan el uso de agroquímicos sintéticos (fertilizantes, plaguicidas, hormonas, transgénicos, entre otros); de esta manera se obtienen productos inocuos, es decir, libres de residuos y contaminantes químicos (Murga-Juárez *et al.* 2017), por lo que no ocasiona daños a la salud de los consumidores.

1.2 *Desarrollo sustentable y ganadería orgánica*

Gudynas (2011) propone que el concepto de desarrollo sustentable debe reconocer los valores intrínsecos de la naturaleza y no considerarla un bien mercantil; además los actores sociales deben tener compromisos ambientales formales y cuidar de su calidad de vida. Este tipo de desarrollo Gudynas (2011) lo analiza y propone desde la perspectiva biocéntrica llamándolo “desarrollo súperfuerte”. En este tipo de desarrollo, es necesario asegurar la conservación de la biodiversidad y mantener los impactos negativos de los humanos dentro de las capacidades de los ecosistemas para sostenerlos, o bien, realizar acciones para contrarrestarlos. Los principales actores del “desarrollo súperfuerte” son los ciudadanos y en la pluralidad de conocimientos del saber científico se incorporan y respetan otro tipo de saberes. La práctica en el “desarrollo súperfuerte” se basa en la política ambiental, la justicia social y la ecología para lograr sus objetivos. En términos de alcanzar una “sustentabilidad súperfuerte” en los sistemas de producción ganaderos, es necesario que los consumidores tengan una cultura de consumo, dónde se busquen y se valoren los alimentos sanos, producidos localmente y elaborados bajo un enfoque de producción limpia. En este contexto, en el decreto oficial publicado por el Diario Oficial de la Nación de México, en su Ley General de Cambio Climático (DOF 2012) se proponen diversas acciones (como programas y políticas) para generar: a) educación y cambios de patrones de conducta, b) fomento al consumo conciente y producción sustentable para promover la mitigación de emisiones de GEI directas e indirectas, c) evaluaciones para controlar y reducir la contaminación atmosférica, d) aumentar los sumideros de carbono mediante el fomento de patrones de producción y consumo sustentable, e) sustituir de manera gradual el uso y consumo de los combustibles fósiles por fuentes renovables de energía, y f) medir la eficiencia energética, el desarrollo y uso de fuentes renovables de energía, su transferencia y desarrollo de tecnologías bajas en carbono. En este contexto, la ganadería orgánica converge con los objetivos de la LGCC ya que es una alternativa económicamente eficiente, socialmente justa y ecológicamente

sustentable con potencial para atenuar los impactos negativos atribuidos a la producción agropecuaria convencional (IFOAM 2018).

La ganadería orgánica se basa en los principios de salud, ecología, equidad y precaución (IFOAM 2009); se enmarca dentro de la agricultura orgánica la cual se define como un sistema de producción agropecuaria que juega un doble papel social: por un lado proporciona alimentos para satisfacer las demandas de consumidores específicos, y por otro lado, entrega bienes públicos que contribuyen a la protección del ambiente y bienestar animal, así como al desarrollo de las zonas rurales (EC 2007). La ganadería orgánica respeta los principios de los sistemas silvopastoriles que se basan en el pastoreo de los animales, lo cual permite manejar de manera integrada el suelo, las plantas y los animales para preservar el ambiente y la biodiversidad; además, se promueve el bienestar animal; se evita el uso de agroquímicos tóxicos y proporciona a los consumidores productos de origen animal de alta calidad organoléptica, nutritiva e higiénica-sanitaria (IFOAM 2009).

Para hacer operativo el concepto de desarrollo sustentable en la ganadería orgánica, es necesario analizar las cualidades de los atributos que los sistemas ganaderos requieren mantener en equilibrio para ser sustentables. Los atributos de sustentabilidad de los sistemas productivos son: productividad, estabilidad, adaptabilidad, resiliencia, equidad y autogestión (Nahed *et al.* 2014). Existen estudios que demuestran que la certificación de las unidades de producción orgánicas no garantiza una mayor sustentabilidad, esto debido a que el nivel de producción es más bajo en comparación con la producción convencional, principalmente por una mayor inversión en mano de obra y por los altos costos de productos veterinarios (como homeopáticos, Nahed *et al.* 2018). La sustentabilidad de las unidades de producción orgánicas depende en gran medida de que sus productos puedan colocarse en mercados especializados, donde los consumidores son conscientes de pagar precios diferenciados por la calidad de los productos (libres de sustancias químicas sintéticas y que promueven la biodiversidad y la conservación de los recursos naturales).

Pese al dinamismo de la ganadería orgánica, el cual se refleja en tasas de crecimiento superiores al 25 % en México, la estadística oficial no registra de manera adecuada su evolución, a lo que se atribuye en parte a que este sector queda excluido del ejercicio de la actual política agrícola nacional (Schwentesius *et al.* 2014); por lo tanto, la actualización permanente de los datos estadísticos se convierte en una necesidad para poder definir políticas para su fomento (Gómez *et al.* 2009).

La agricultura orgánica ha ido adquiriendo importancia dentro del sistema agroalimentario de más de 162 países; existen alrededor de 43.7 millones de hectáreas que son cultivadas en forma orgánica a nivel mundial (Lernoud y Schlatter 2016) y 32.5 de recolección, en por lo menos 660.000 unidades de producción atendidas por 1.8 millones de campesinos de todo el mundo (IFOAM 2013). Dentro de América Latina, México tiene 501,364 hectáreas con manejo orgánico, lo que equivale a 2.3 % del territorio nacional y ocupa el tercer lugar a nivel mundial entre los países con mayor número de productores orgánicos (169,703) de diversos productos; el estado de Chiapas ocupa el 37% de su superficie respecto al total nacional (Gómez *et al.* 2010).

El bajo nivel de desarrollo de la ganadería orgánica se debe a la falta de opciones para exportar los productos, dadas las barreras fitosanitarias impuestas por los Estados Unidos a la ganadería mexicana en su conjunto, con excepción de becerros en pie, así como al escaso desarrollo del mercado local, donde no se paga un precio justo a los productos orgánicos. Asimismo, la ganadería orgánica enfrenta grandes retos en las regiones del trópico por la falta de tratamientos naturales para el manejo de plagas y enfermedades, en particular para controlar la garrapata (*Rhipicephalus microplus*) y la mosca del cuerno (*Dermatoria hominis*, Schwentesius *et al.* 2014).

La producción ganadera en Chiapas se realiza generalmente bajo prácticas tradicionales agrosilvopastoriles, es decir, con animales integrados en la producción de cultivos, las áreas de pastoreo se rotan y tienen un gradiente de arborización que incluye desde pastiales extensivos sin arboles, pastizales con cercos vivos, con arboles dispersos, con arbustos, con acahuales e incluso con áreas boscosas que se utilizan de forma alterna durante un ciclo anual (Nahed *et al.* 2018).

Algunas UPG del municipio de Tecpatán, Chiapas, tienen un importante grado de aproximación al modelo de producción orgánica (Nahed *et al.* 2012a) que les permitió certificarse como productoras de leche y becerros orgánicos en dos ocasiones (Nahed *et al.* 2012b). No obstante, hay UPG en la misma región donde la producción ganadera se encuentra limitada por el escaso control de calidad de la leche, los quesos y la carne que se producen. Lo anterior imposibilita su comercialización en el mercado formal y hace que los precios sean significativamente menores que los esperados (Calderón *et al.* 2012).

1.3 *Análisis de ciclo de vida para evaluar la producción ganadera*

En los acuerdos internacionales sobre el ambiente, México se ha comprometido con la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC, por su siglas en inglés) al objetivo de mantener el aumento de la temperatura media anual por abajo de 2 °C, con respecto a los niveles preindustriales, y proseguir con los esfuerzos para limitar ese aumento de la temperatura a 1.5 °C, reconociendo que ello reduciría considerablemente los riesgos y los efectos del cambio climático (DOF 2012). Para cumplir tal compromiso, es necesario implementar acciones que reduzcan las emisiones de GEI en todas las actividades de producción; en este sentido, México estableció reducir 30 % de las emisiones de GEI para 2020, y 50 % para 2050, como meta ideal, utilizando como referencia las emisiones generadas en el año 2000 (DOF 2012, Rivera *et al.* 2016). Por lo tanto, la producción pecuaria está comprometida para el desarrollo e implementación de estrategias de producción y consumo sustentable y mitigación

de GEI. En este contexto los análisis de ciclo de vida (ACV) son una herramienta estandarizada y objetiva por la International Organization of Standardization (ISO 2006). Los ACV se definen como la recopilación y evaluación de las entradas y salidas de materia y energía, y de los impactos ambientales potenciales directamente atribuibles a la función del sistema de un servicio o producto a lo largo de su ciclo de vida (ISO 2006), entre los impactos ambientales que cuantifica se encuentran: calentamiento global, consumo de recursos energéticos, eutrofización, reducción de la capa de ozono, consumo de materias primas y generación de oxidantes fotoquímicos. Los ACV se utilizan con el objetivo de comparar sistemas productivos e identificar aspectos claves para maximizar la eficiencia productiva y minimizar el impacto ambiental (Dudley *et al.* 2014).

En los ACV se distinguen 4 fases o etapas relacionadas entre sí: 1) definición de objetivos y alcance, el cual define el objetivo y el uso previsto del estudio así como el alcance de acuerdo con los límites del sistema; 2) desarrollo del inventario de ciclo de vida, fase donde se reúnen los datos correspondientes a las entradas y salidas para todos los procesos productivos del sistema; 3) evaluación del impacto del ciclo de vida, donde los impactos ambientales de las entradas y salidas del sistema se calculan por medio de indicadores de impactos potenciales al ambiente, salud humana (carcinogénicos y degradación del suelo y del agua) y disponibilidad de recursos naturales; y 4) interpretación, en esta fase los resultados se interpretan de acuerdo con el objetivo y alcance delimitado inicialmente (Ruiz y Zúñiga, 2014).

Los límites del AVC pueden incluir todas las etapas del ciclo de vida de un producto o servicio, comúnmente a estos se les llama “de la cuna a la tumba”. Cuando el alcance del sistema cubre desde la extracción de materias primas hasta el momento en el que el producto se comercializa (a la puerta de salida de la unidad de producción ganadera), se denomina “de la cuna a la puerta”. Cuando dicho alcance se limita a los procesos de fabricación se le denomina “de la puerta a la puerta”. En los últimos años, un nuevo enfoque ha irrumpido con fuerza, y se basa en que los flujos de salida en el fin de vida del producto pueden servir como materia

prima o entrada al mismo u otro sistema del producto, a este tipo de alcance se le denomina como “de la cuna a la cuna” (IHOBE 2009, Ruiz y Zúñiga 2014).

En este estudio el alcance y límites del análisis fue “de la cuna a la puerta”, este alcance incluyó desde la producción y transporte de los insumos hacia la UPG, hasta la salida de los productos en la puerta de la UPG (Ruíz y Zúñiga, 2014) en forma de: leche, becerros y animales reproductores de desecho vendidos en pie.

Los ACV han sido utilizados ampliamente para evaluar y comparar diferentes sistemas de producción ganadera alrededor del mundo; se han utilizado en sistemas de producción de carne así como en sistemas de producción lechera (Cederberg y Mattsson, 2000, Cederberg y Magnus 2003, De Vries y De Boer 2010, Pelletier *et al.* 2010, Peters *et al.* 2010, Virtanen *et al.* 2011, Capper 2012, Roy *et al.* 2012, Roer *et al.* 2013, Rööös *et al.* 2013, Dudley *et al.* 2014, Picasso *et al.* 2014, De Vries *et al.* 2015, Dick *et al.* 2015, Ruviaro *et al.* 2015, entre otros). Sin embargo son escasos los estudios que evalúan sistemas de producción de doble propósito en el trópico mexicano (Rivera *et al.* 2016, Molina-Rivera *et al.* 2019).

Con base en lo anterior, nos vimos en la necesidad de realizar un análisis integral de las UPG en la zona de estudio, en función de su grado de aproximación al estándar de producción orgánica, acentuar las potencialidades y limitaciones que tienen las UPG, así como su contribución al cambio climático por la emisión de GEI y consumo de recursos energéticos, para poder compararlos con otros sistemas productivos y proponer algunas estrategias de mejora.

1.4 Zona de estudio

Este estudio se realizó en el municipio de Tecpatán, en estado de Chiapas (incluida la localidad de Raudales Malpaso). El municipio se localiza en la región étnica zoque, en el trópico húmedo del Noroeste del estado de Chiapas, aproximadamente entre las coordenadas extremas 93° 15´ y 93° 52´ de longitud oeste, y entre los 16°

59´ y 17° 23´ de latitud norte. Se ubica en la Cuenca Media del Río Grijalva y dentro del Corredor Biológico Mesoamericano. Tiene una altitud que varía entre 80 y 1,100 con un promedio de 320 msnm, y topografía accidentada en su mayor parte. El tipo de suelo predominante es luvisol en el 65 % del municipio; en menor proporción están los suelos cambisol (8.3 %), phaeozem (3.9 %), plintosol (3.48 %), leptosol (0.61 %) y el resto de la superficie son cuerpos de agua (INEGI 2018). El pH de los suelos es de 5.13 a 6.45. De acuerdo con la clasificación de Köppen, modificada por García (1973), el clima es cálido húmedo con abundantes lluvias en verano (Af (m) w" (i ') g). Los meses de mayor precipitación pluvial son de junio a noviembre y los más calurosos son abril, mayo y junio. En la cabecera municipal de Tecpatán se estima una temperatura media anual de 25 °C y una precipitación pluvial de 1,932 mm (INEGI 2018). Tecpatán cuenta con una amplia red hidrográfica, la más importante es el río Grijalva (o Mezcalapa) que conforma el embalse de la presa Netzahualcóyotl (INEGI 2018). En Tecpatán, se reporta un total de 41,045 habitantes, de los cuales 20,420 son hombres y 20,625 son mujeres que viven en 359 localidades, con una población indígena bilingüe (español y zoque) de 6,572 y monolingüe (zoque) de 610 personas (INEGI 2010). De acuerdo con INEGI (2007) el municipio de Tecpatán, contaba en 2007 con 4,495 unidades de producción con actividad agropecuaria o forestal (con una superficie de 67,619.18 ha), de las cuales 2,628 producían ganado bovino. Estas UPG son de pequeña y mediana escala (con un promedio de 20-30 cabezas de ganado por UPG) y los productores desarrollan una diversidad de tipos de agricultura familiar para lograr su reproducción biológica y social.

Los productores ganaderos de la zona de estudio manejan la producción bovina de doble propósito con diferentes niveles de desarrollo técnico-económico, determinado por sus estrategias productivas. Por ello, esta investigación busca mejorar la comprensión de la situación en que viven los productores respecto a las implicaciones ambientales de sus estrategias productivas. Además, se contribuye con la reducción de riesgos a la salud de los consumidores debido a que adquieren productos libres de contaminantes, con menor emisión de CO₂ eq. y más eficientes energéticamente por unidad de producto. Por lo tanto, la producción ganadera

orgánica estimula a los jóvenes a continuar con esta actividad mediante ingresos económicos dignos y con mayor equidad; de esta manera se contribuye con el desarrollo regional sustentable.

1.5 Objetivo general

Evaluar el potencial de conversión orgánica y realizar un análisis de ciclo de vida de la carne y la leche originadas en unidades de producción ganaderas de doble propósito en el trópico húmedo del estado de Chiapas, México.

1.6 Objetivos específicos

- Conocer el potencial y las limitantes de las unidades de producción ganaderas para transitar a una producción orgánica.
- Analizar la relación entre el índice de conversión orgánica y el consumo de recursos energéticos.
- Analizar la relación entre el índice de conversión orgánica y la emisión de gases con efecto invernadero.

1.7 Hipótesis

H₁= En la zona de estudio los productores de algunas UPG han sido capacitados en producción orgánica de manera previa a esta investigación, por lo tanto se espera que dichas UPG tengan una alta aproximación al modelo de producción orgánica con pocas o nulas limitantes para su certificación orgánica.

H₂= Mientras más alto sea el índice de conversión orgánica, se espera una reducción en el consumo de recursos energéticos, debido a que mientras más se apeguen al estándar orgánico, las UPG utilizarán menos insumos externos, particularmente de energía fósil.

H₃= Mientras más alto sea el índice de conversión orgánica de la UPG, se espera que la emisión de gases con efecto invernadero se reduzca, debido a que mientras estas se apeguen más al modelo de producción orgánico, se realizan en ellas más prácticas ganaderas sustentables con menor emisión de GEI.

1.8 Organización de la tesis

En el **Capítulo I** se introduce al lector en la problemática de la producción de alimentos, el uso de recursos energéticos y el calentamiento global. Se describe brevemente el uso del enfoque de análisis de ciclo de vida en los sistemas productivos ganaderos, y se explica cómo la ganadería orgánica es una opción viable para cumplir con los compromisos nacionales de reducir y mitigar la emisión de GEI.

En el **Capítulo II** se lleva a cabo la caracterización técnica y socioeconómica de las unidades de producción ganaderas tradicionales en la zona de estudio: Se presenta la clasificación por conglomerados de las unidades de producción ganaderas de acuerdo a la calificación obtenida en el índice de conversión orgánica. Posteriormente se determinan y discuten los indicadores potenciales y limitantes de las UPG para su conversión orgánica.

En el **Capítulo III** se retoma la clasificación por conglomerados de las unidades de producción ganadera para analizarlas con indicadores de eficiencia energética. Los resultados muestran que existen relaciones directas e inversas entre el índice de conversión orgánica, los indicadores energéticos y la eficiencia económica.

En el **Capítulo IV** se presenta el análisis de ciclo de vida de la carne y leche. Se analiza la relación entre los conglomerados con diferente índice de conversión orgánica, la emisión de gases con efecto invernadero (CH₄, N₂O y CO₂) y la eficiencia energética relacionada al consumo de recursos energéticos en forma de insumos alimenticios y no alimenticios. Los resultados se presentan por unidad de producto (kg de carne, L de leche y unidad animal).

En el **Capítulo V** se presentan propuestas de mejora a los métodos empleados en esta investigación, líneas futuras de investigación sobre el eje temático y conclusiones generales.

CAPÍTULO II

Journal of Animal and Veterinary Advances 18 (5): 154-168, 2019

ISSN: 1680-5593

© Medwell Journals, 2019

Multicriteria Appraisal of the Potential of Converting Cattle Raising to Organic Production in the Humid Tropics of Chiapas, Mexico

¹Ingrid Abril Valdivieso Perez, ¹Jose Nahed Toral, ¹Guillermo Jimenez Ferrer,

²Angel T. Pineiro Vazquez, ¹Manuel Parra Vazquez and ³Francisco Guevara Hernandez

¹Departamento de Agricultura, Sociedad y Ambiente, El Colegio de la Frontera Sur,
Carretera Panamericana y Periferico Sur S/N, Barrio Ma. Auxiliadora,
San Cristobal de las Casas, 29290 Chiapas, Mexico

²Tecnologico Nacional de Mexico/I. T. Conkal, Division de Estudios de Posgrado e Investigacion
Avenida Tecnologico S/N, Conkal, 97345 Yucatan, Mexico

³Facultad de Ciencias Agronomicas, Universidad Autonoma de Chiapas, Carretera Ocozocoautla
Villaflora Km. 84.5 Apartado postal #78, 30470 Villaflora, Chiapas Chiapas, Mexico

Multicriteria appraisal of the potential of converting cattle raising to organic production in the humid tropics of Chiapas, Mexico

Ingrid Abril Valdivieso Pérez¹, José Nahed Toral^{1*}, Guillermo Jiménez Ferrer¹, Ángel T. Piñeiro Vázquez², Manuel Parra Vázquez¹, Francisco Guevara Hernández³

¹Departamento de Agricultura, Sociedad y Ambiente, El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periferico Sur S/N, Barrio Ma. Auxiliadora, 29290, San Cristobal de las Casas, Chiapas, Mexico; iavaldivieso@ecosur.edu.mx; gjimenez@ecosur.mx; mparra@ecosur.mx

²Tecnológico Nacional de Mexico/I. T. Conkal, Division de Estudios de Posgrado e Investigacion. Avenida Tecnológico S/N, Conkal, 97345, Yucatan. Mexico. pineiroiamc@gmail.com

³Facultad de Ciencias Agronomicas, Universidad Autonoma de Chiapas, Carretera Ocozocoautla – Villaflores km. 84.5. Apartado postal #78, 30470, Villaflores, Chiapas Chiapas, Mexico. fragueher@prodigy.net.mx

^{1*}Correspondence: jnahed@ecosur.mx; Telephone: (01 967) 6749000 ext. 1402

Abstract: This article characterizes technical and economic aspects of conventional dual-purpose (milk and meat) cattle raising in the humid tropics of Chiapas, Mexico and evaluates the potential for converting these farms to organic – or clean – production. An organic livestock raising conversion index with 10 indicators and 37 variables was used. Data was obtained through direct observation and a questionnaire applied to 50 farmers. Through a cluster analysis (C), we classified livestock production units (LPU) into three groups ($p < 0.05$). The highest values ($p < 0.05$) for the technical-economic indicators as well as ICOGAN were found for the LPU of C3, followed by those of C2, and finally C1. All LPU evaluated scored very low for the indicators “veterinary prevention and care” and “ecological farm management”. The LPU of all three C scored high for the indicators “breeds and reproduction” and “soil fertilization”. In order for the LPU to increase their levels of sustainability and be certified organic, there is a need to strengthen farmers’ abilities in techniques of ecological production and management through technical advisory and assistance as well as permanent financial support. Furthermore, there is a need for all social actors involved to have a sense of co-responsibility for - and be committed to - the organic conversion process, as well as a need for significant changes in state and federal cattle raising policies.

Key words: organic conversion; indicators; ecological agriculture; sustainability

1. Introduction

As people’s health depends on the quality and safety of the food they consume (Nahed *et al.*, 2015), UNICEF (2018) indicates that food for the human population should be safe, have high organoleptic-sensory quality, and be nutritious, regardless of the type or scale of the agrifood system from which it originates. In many parts of the world, the population increasingly demands that their food be highly nutritious and harmless to their health, and that it be environmentally friendly. However, food’s safety, nutritional level, and organoleptic-sensory quality depends on its management throughout the production chain (Calderón *et al.*, 2012). Therefore, foods vary with respect to these three aspects of their quality as they originate from different types of agricultural and food processing systems.

From the Neolithic period almost until the mid-XX century, agriculture was natural (without agrochemicals) and food was healthy and nutritious (Reganold and Wachter, 2016). Following the Second World War, the dominant type of agriculture which became known as the “Green Revolution” model was developed based on genetic improvement as well as intensive natural resource use; agrochemicals (fertilizers, fungicides, insecticides, and herbicides); allopathic medicines (antibiotics, hormones, and anti-parasitic medicines); irrigation, transportation, and refrigeration systems; farm equipment dependent on fossil fuel; and biotechnology (Collado *et al.*, 2010).

While this type of agriculture substantially increased short-term production of food crops and livestock, it gradually became clear that the dominant food system was unsustainable due to unforeseen direct and indirect consequences including depletion of soil fertility, soil and water contamination, severe and even chronic intoxication due to agrochemical use, loss of agrobiodiversity, increased socioeconomic inequality, and reduction in mid- and long-term production levels (PAHO, 1978; IFOAM, 2009; Gerber *et al.*, 2013; Reganold and Wachter, 2016; Roldán-Rueda *et al.*, 2016).

This critical situation led to development of certified organic and otherwise ecological agriculture, with many similarities to that practiced centuries ago as well as to different forms of traditional agriculture still practiced in many places today (Nahed *et al.*, 2014; Nahed *et al.*, 2015). Cultivation of organic and ecological food concurs with many principles of clean production, which aim to prevent risks to consumer health and the environment, and also contributes to food security, as mentioned for example in the 1978 Alma-Ata Declaration of the International Conference on Primary Healthcare (PAHO, 1978). Such prevention of health and environmental risks is due to the fact that organic food: 1) is produced according to principles of health, agroecology, equity, precaution, responsibility, and sustainability; 2) promotes human health and life on earth given that it allows for naturally conserving integrated soil-plant-animal cycles, the environment, and biodiversity; favors animal well-being; avoids use of agrochemicals; and conserves energy; 3) provides consumers with safe, nutritious food with high organoleptic quality; and 4) is produced in agroecosystems which are energetically more efficient and produce fewer greenhouse gas emissions than food produced with high levels of external inputs, and may even reduce greenhouse gases produced by other sources (IFOAM, 2009; Gerber *et al.*, 2009).

Certified organic agriculture is beginning to be introduced in many nations, particularly in the global south, due to the fact that producing safe nutritious food has become key to marketing products (Roldán-Rueda *et al.*, 2016). For this reason, governments, non-governmental organizations (NGOs), agribusiness, and individual farmers of so-called “developed nations” as well as those of the global south are interested in evaluating their agricultural technologies and processes as well as the quality of their farm products in order to identify limitations to the quality of their food products and implement corrective measures to be able to compete in local, national, and international markets (Reganold and Wachter, 2016; Roldán-Rueda *et al.*, 2016).

Currently, 43.7 million hectares worldwide are used for certified organic agriculture (Lernoud and Schatter, 2016). The continent with the most land devoted to organic agriculture is Oceania (17.3 million hectares), followed by Europe (11.6 million hectares), Latin America (6.8 million hectares), Asia (3.6 million hectares), North America (3.1 million hectares), and Africa (1.3 million hectares; Lernoud and Schatter, 2016). Mexico, which takes third place worldwide with respect to number of organic farmers (169,703) - who devote a majority of their cropland to coffee - has 501,364 hectares (2.3% of its agricultural surface area) under organic production (Najera, 2002; Lernoud and Schatter, 2016).

In order to assure consumers and certifying organizations that agricultural products are organic, there is a need for clear, precise, concise indicators to evaluate whether food production is based on the principles of organic agriculture (Lernoud and Schatter, 2016; González-Vizcaíno *et al.*, 2011). Existing studies report indicators for evaluating agricultural sustainability (Kouba, 2003; Coffey *et al.*, 2010; Peacock and Sherman, 2010; Nahed *et al.*, 2014), animal well-being (Napolitano *et al.*, 2009; Phythian *et al.*, 2011), and environmental effects on milk quality on organic farms (De Boer, 2003; Nauta *et al.*, 2006; Rozzi *et al.*, 2007; Müller-Lindenlauf *et al.*, 2010), or rate technical and economic performance of livestock production units (Escribano, 2016) or farmer attitudes toward converting their conventional farm to organic production (Midmore *et al.*, 2001), or even criticize organic livestock raising on the basis that animals may be undernourished and infested with parasites due to restrictions in use of anthelmintics (Vaarst *et al.*, 2005). However, literature referring to use of indicators to evaluate the feasibility of transition from conventional to organic farming is scarce (Bellon and Lamine, 2009); for some such existing studies, see Olivares *et al.* (2005), Mena *et al.* (2012), and Nahed *et al.* (2014).

Studies using indicators to evaluate the possibility of transitioning conventional farms to organic production allow for orienting further research as well as policies and other mechanisms for organic conversion, as well as identifying limitations, potential, and opportunities of existing farm systems so that government agencies and NGOs – with the support of researchers - may design strategies for transitioning toward organic production (Scoones 1998; Escribano, 2016). Functional limitations to organic farming - those which are a result of conventional agricultural practices - may be overcome by substituting one factor of production with another - for example chemical fertilizer with organic fertilizer, or chemical pest control with biological forms of control. Structural limitations, on the other hand, are a result of the larger economic and political context that prevents development of organic agriculture, and are difficult to modify. Rather, their transformation requires multiple changes to the sociopolitical structure (Long and Villareal, 1992; Vázquez-González *et al.*,

2016). The present study principally identifies functional limitations to converting conventional livestock raising to organic production.

Organic certification of animal products improves market options by allowing farmers to compete in agrifood markets (Nahed *et al.*, 2013; Reganold and Wachter, 2016), market their products in specialized niches, and raise product prices. In order to identify comparative advantages of organic farm technologies and practices and the quality of resulting animal products, there is a need to develop methodologies to evaluate these technologies and products (Mena *et al.*, 2002; Escribano, 2016).

Many regions of Mexico, including some parts the state of Chiapas, are suitable for converting conventional farms to organic production given that they already use few external inputs (Nahed *et al.*, 2010). Nevertheless, currently almost all of Mexico's farm products are marketed as conventional. In 2016, Mexico produced 1.88 million tons of carcass meat, with the state of Chiapas ranking third, producing 6.1 % of the nation's meat (FIRA, 2018). Meanwhile, in 2017, 11,607,493 L of milk was produced in Mexico - 423,965 L of this in Chiapas (SIAP, 2017). In the municipality of Tecpatan, Chiapas in 2016, 2,646.78 tons of carcass meat and 40,410.35 L of milk were reportedly produced (SIAP, 2016), and several studies considered livestock systems in this municipality to have a high potential for transitioning from conventional to organic production (Nahed *et al.*, 2010; Nahed *et al.*, 2013). Currently, Chiapas ranks first nation-wide in surface area of organic food production, largely due to its large surface area planted in organic coffee (Najera, 2002).

In southeastern Mexico, conventional dual purpose cattle raising generally involves low levels of external inputs (Nahed *et al.*, 2010), along with extensive grazing with varying levels of tree cover and histories of use; crop associations of basic grains (principally maize and beans): rotation of land use (for example among forest, pasture, crops, and fallows); and use of trees and shrubs for fodder (Ruiz *et al.*, 2011; Nahed *et al.*, 2012). Farms generally have low levels of technology and capital investment according to the following indicators: 1) use of family labor, 2) farm infrastructure, 3) use of manual tools, 4) basic services (such as roads, electricity, water, and communications), and 5) training and advisory. Furthermore, farmers lack direct outlets to sell their products to food processors and marketers (Nahed *et al.*, 2012). There is a need to identify limitations, potential, and opportunities of these traditional agrosilvopastoral systems, with the objective of facilitating their transition toward organic certification and sustainability. With this in mind, the objective of the present study was to evaluate the potential for conversion of conventional dual purpose livestock production units (LPU) to the organic production model in the municipality of Tecpatan, Chiapas.

2. Materials and methods

2.1 Location and characterization of the study area

The municipality of Tecpatan (including the recently formed municipality of Mezcalapa) is located in the Zoque ethnic region, in the humid tropics of the northeastern region of the Mexican state of Chiapas, between 93° 15' and 93° 52' west longitude and 16° 59' and 17° 23' north latitude. Tecpatan is located in the mid-watershed of the Grijalva River, within the Mesoamerican Biological Corridor. Altitude ranges from 80 to 1,100 masl, with an average of 320 masl, and most of the municipality's topography is rugged. Sixty-five percent of its soil is luvisol, and lesser proportions are cambisol (8.3 %), phaeozem (3.9 %), plintisol (3.48 %), and leptosol (0.61 %); the remaining surface area consists of bodies of water (INEGI, 2018). Soil pH ranges from 5.13 to 6.45. According to the Köppen classification modified by García (1973), climate is warm-humid with abundant summer rain (Af (m) w' (i ') g). Most precipitation falls from June to November, and the hottest months are April, May, and June. In the municipal seat of Tecpatan, average annual temperature is 25 °C, and average annual precipitation 1,932 mm (INEGI, 2018). Tecpatan has an extensive hydrographic network; the longest waterway is the Grijalva (or Mezcalapa) River, which drains into the reservoir of the Netzahualcoyotl dam (INEGI, 2018). In 2018, the municipality's population was reported to be 41,045 (20,420 male and 20,625 female), living in 359 towns and villages. Aside from monolingual Spanish speakers, the population includes 6,572 indigenous bilingual (Spanish and Zoque) speakers, as well as 610 monolingual (Zoque) speakers (INEGI, 2010). According to INEGI (2007), Tecpatan had 4,495 agricultural and/or forestry production units in a total surface area of 67,619.18 ha, 2,628 of which raised cattle (study universe). These LPU have an average of 25 head of cattle, and farm families raise a variety of crops and animals for self-consumption as well as for sale.

2.2 Estimation of sample size

Of the 2,628 LPU in the study area (Cochran and Sestier, 1980), a sample size was estimated using the following simple random sampling equation:

$$n_0 = \frac{z^2 pq}{d^2}$$

where n_0 = sample size, z^2 = risk set at 1.96, p = estimated proportion of livestock raising population in the region (85%); $q = 1-p$; and d = maximum error permitted (10%). A value of 50 LPU was obtained for analysis. In order to select these LPU, we carried out an intentional search of segments (LPU) that represent the typology of the farms, beginning with those whose owners had participated in other projects with authors of the present study (Nahed *et al.*, 2018). In order to reach a sample size of 50 LPU, after selecting several farmers who agreed to participate in the study, we asked them to propose other farmers with different types of management in order to be able to contrast those LPU with practices more closely following the organic standards with those involving practices prohibited by organic standards. This allowed for differentiating several groups of LPU through a cluster analysis for later comparison.

2.3 Procedure for obtaining information

Information used to calculate the organic livestock raising conversion index (ICOGAN according to its Spanish initials) was obtained through direct observation as well as a questionnaire applied to the owners of the 50 LPU. The farms of those interviewed are located in the municipal seat of Tecpatan (10) and in the villages of Luis Espinoza (21), Emiliano Zapata (8), El Porvenir (5), Cushaygen (2), and Raudales Malpaso (4).

2.4 Characterization of livestock production units

Technical-economic characterization of cattle raising was carried out using quantitative indicators previously defined in other studies (Mena *et al.*, 2012; Delgado-Pertíñez *et al.*, 2013; Gutierrez-Peña, 2016). These indicators are presented in Table 1.

Table 1. Technical-economic indicators used to characterize livestock production units (LPU) in the humid tropics of Chiapas, Mexico

Technical-Economic Indicator	Definition
Age of LPU owner (years)	Age of LPU owner
Herd size (AU)	According to the equation proposed by Scarnecchia and Kothmann (1982), animal units (AU) of each LPU were standardized according to live weight, age, and physiological stage (calf, cow, steer, bull).
Animal load (AU/ha)	AU raised per hectare of land*
Own grassland surface area (ha)	Surface area for grazing that is owned by the farmer
Rented grassland surface area (ha)	Surface area for grazing that is rented
Total supplement (kg/cow/year)	Kg of feed supplement (all feed other than fodder) produced in the LPU plus supplement purchased from outside the LPU per cow per year
Birth rate (%)	Percentage of young born annually with respect to total number of females fit for reproduction in the LPU*
Adult death rate (%)	Annual percentage of death of adult cattle (due to illness or accident) with respect to total number of adults in the LPU*
Death rate of young (%)	Annual percentage of death of young (during lactation) with respect to total number of young born in the LPU
Milking (months)	Number of months cows are milked
Milk production (L/day)	Average liters of milk produced per cow per day
Milk production (L/year)	Average liters of milk produced per cow per year
Annual cattle feed cost (%)	LPU's annual percentage of cost in cattle feed with respect to income from sale of meat and milk
Cost of production per kg LW (Mexican pesos/kg)	Fixed and variable costs of producing 1 kg of live weight (LW)
Cost of production of milk (Mexican pesos**/L)	Fixed and variable costs of producing 1 L of milk
Cost of production per cow (Mexican pesos**/year)	Fixed and variable costs of maintaining a cow in production over 1 year
Gross margin per cow (Mexican pesos**/year)	Gross income that the average cow provides to the LPU per year
Total net margin per cow (Mexican pesos**/year)	Difference between gross margin and fixed and variable costs, divided by average annual number of cows in the LPU over one year; fixed costs include family and hired labor
Economic efficiency	Efficiency with which the farmer uses income from sales and subsidies to satisfy the LPU's needs (fixed and variable costs)
Dependence on petroleum (%)	Percentage of annual spending for petroleum-based inputs (chemical fertilizers, plastics, non-renewable energy, etc.)
Feed autonomy (%)	Percentage of spending for purchased feed with respect to total feed expense, which consists of feed purchase + grass cultivation and improvement + renting of grazing land

*Data refers to AU in the LPU when the questionnaire was applied, **Exchange rate of Mexican pesos to US dollars as of March 05, 2019 was 19.97

2.5 Evaluation of the potential for converting conventional livestock production units to organic production

The level of organic production of each LPU was evaluated by applying ICOGAN, proposed by Mena *et al.* (2009) and adapted to the context of Mexican agriculture by Nahed *et al.* (2012). ICOGAN, which was developed by consulting twelve researchers in organic livestock raising as well as organic regulations (Mena-Guerrero *et al.*, 2009), consists of 37 variables conforming 10 indicators (Table 2). In order to select variables and indicators, those consulted took into account the following ecological agriculture principles: 1) adequate use of permitted, prohibited, and restricted substances for preventing, curing, and eradicating pests and diseases, and 2) efficient use of agroecological technologies that require little capital and allow for optimal use of local resources as well as long-term maintenance of the physical environment, biological diversity, and soil productive capacity (Mena-Guerrero *et al.*, 2009; Nahed *et al.*, 2012).

Table 2. Indicators, weighting factors, and variables that integrate the organic livestock raising conversion index (ICOGAN) applied to traditional dual purpose cattle farms in the humid tropics of Chiapas, Mexico

1. Feeding management (0.12):	7. Breeds and reproduction (0.06):
1.1. Feeding of animals only with feed permitted by organic regulations	7.1. Farm has only cross-breed animals and/or those adapted to the region.
1.2. Grazing of animals	7.2. Animal reproduction is through natural mounting.
1.3. At least 60 % of dry matter (DM) of daily ration is fibrous fodder.	8. Animal well-being (0.07):
1.4. At least 50 % of feed comes from the same or another ecological farm.	8.1. Natural lactation until 8 months of age
2. Sustainable grassland management (0.15):	8.2. Sufficient space per animal in rooved enclosures and outdoors
2.1. Rotation of pastures	8.3. Sufficient feeders and water sources
2.2. Appropriate animal load	8.4. Protection of animals from inclement weather (cold, heat, rain, and humidity)
2.3. Association of fodder crops	8.5. Horns of young animals are cut and those of older animals are trimmed.
2.4. Cultivation of woody fodder crops	9. Food safety (0.15):
2.5. Silvopastoral system	9.1. Strict hygienic-sanitary control of facilities, equipment, and milking and milk management
3. Soil fertilization (0.06):	9.2. Animals are free of brucellosis and tuberculosis.
3.1. Organic	9.3. Animals seropositive to brucellosis and tuberculosis are eliminated.
3.2. Chemical	9.4. Animal products are free of antibiotics, hormones, and pesticides.
4. Weed control in grasses and crops (0.06)	10. Ecological farm management (0.15):
4.1. Mechanical	10.1. Farmer receives training and/or advisory for organic certification.
4.2. Chemical	10.2. Farmer has organic transition plan or is certified.
5. Pest control in grasses and crops (0.06)	10.3. Farmer keeps records of the organic transition process.
5.1. Ecological	10.4. Farmer receives incentives for organic production.
5.2. Chemical	10.5. Farmer receives a fair constant price for sale of products year round.
6. Veterinary prevention and care (0.12):	
6.1. Application of obligatory vaccines	
6.2. Quarantine of introduced and sick animals	
6.3. Natural treatment of illnesses	
6.4. Use of natural internal anti-parasite medicines	
6.5. Use of permitted allopathic internal anti-parasite medicines (maximum twice yearly)	
6.6. Use of natural external anti-parasite medicines	

2.6 Variables and calculation of indicator values

The 37 variables that integrate the 10 indicators of ICOGAN (Table 2) were coded as binomial (0, 1) in order to homogenize the original units of measure and due to the fact that organic regulations are based on specific criteria regarding use of permitted (1) and prohibited (0) inputs and practices. In this manner, each variable acquires a value of its own, which is mutually exclusive with the others and has a binomial or Bernoulli distribution (Zar, 1984), which facilitated calculation of the value of each variable. The total value for each indicator is the arithmetic average of the values (0 or 1 responses) of its variables (Grimm and Wozniak, 1990). In this manner, the values of the ten indicators were standardized to a relative percentage scale. The optimal value (100 %) of an unweighted indicator is achieved when the responses of all its variables are positive (coded as 1). A percentage value of each indicator in the LPU was calculated by summing the responses of their variables (0 or 1) and multiplying this number by 100. This index is based on the multi-criteria approach regarding weighting and aggregation of information (Munda *et al.*, 1994; Falconi and Burbano, 2004; Munda, 2004), and is intended to facilitate understanding of technological and environmental limitations and potential

of LPU in a specific economic and social context, which facilitates farmer decision making so that the farm may transition toward organic certification.

2.7 Weighting of indicators

The coefficient for weighting each indicator (Table 2) was based on: 1) the importance of each indicator to the principles of agroecology and organic livestock raising, and 2) the difficulty of eliminating or substituting use of inputs or practices prohibited by organic regulations. The weighted value of each indicator was obtained by multiplying the arithmetic average of the values of its variables by its specific weighting factor. A sensitivity analysis of weighting coefficients for each predetermined indicator of ICOGAN influenced the results; the influence of the coefficient depends on the responses obtained for the variables that integrate each of the indicators. Furthermore, in order to facilitate interpretation and discussion of results, we classified the values of the indicators, their variables, and ICOGAN as a whole into five categories of potential for organic conversion: 1) very low (0 to 20 %), 2) low (21 to 40 %), 3) intermediate (41 to 60 %), 4) high (61 to 80 %), and 5) very high (81 to 100 %).

2.8 Systematization and analysis of information

Data obtained from the 50 LPU sampled was systematized in two Excel databases - one for the technical-economic indicators and the other for ICOGAN. First, a hierarchical cluster classification (C) was carried out with the furthest neighbor method, where the grouping factor was the series of data of the weighted ICOGAN of the 50 LPU. This classification allowed for analyzing by groups each technical-economic indicator, the ten indicators making up ICOGAN, and ICOGAN as a whole. Secondly, a Kolmogorov-Smirnov normality test was applied to the indicators (Grimm and Wozniak, 1990). Results indicated that data should be transformed to approach the normal distribution through its natural logarithm or arcsine (according to the nature of the data) in order to be able to carry out a comparison of the means through analysis of variance (ANOVA). The results of the indicators whose average values differed significantly among groups in the ANOVA test were submitted to *a posteriori* contrasts (multiple comparisons) through Tukey's HSD or the Games-Howell method (depending on the homogeneity of variances test). All statistical analyses were carried out using version 15 of the SPSS statistical package (Mehta and Patel, 2011).

3. Results and discussion

3.1 Cluster analysis

A cluster analysis allowed for identifying three clearly differentiated groups of LPU ($p < 0.05$) with different values for ICOGAN (Figure 1). We attempted to achieve an equal number of repetitions (or LPU) in each cluster ($p < 0.05$). The LPU of C1 had the lowest values - indicating low potential for organic conversion, and those of C3 had the highest - indicating high potential (Table 3). This grouping allowed for planning agroecological technologies for each group of farmers which may help them overcome their limitations. In another study (Nahed *et al.*, 2013), organic certification of milk and of animals sold live for meat has been achieved after overcoming limitations identified through ICOGAN. The objective of ICOGAN is for conventional LPU to be capable of sustaining themselves over time, and to modify themselves when conditions demand. For ecological and social resources and processes involved in LPU to be capable of continuing to function, they must be capable of self-regulation, coordination, reorganization, and adapting themselves in the face of internal and external changes (Nahed *et al.*, 2006).

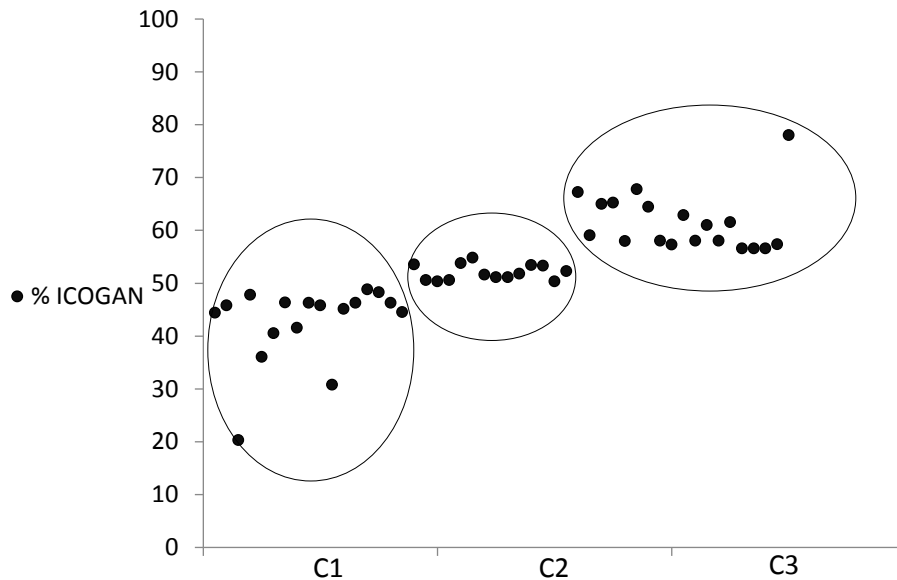


Figure 1. Clusters (C) of the organic livestock raising conversion index (ICOGAN) of livestock production units in the humid tropics of Chiapas, Mexico

Table 3. Average value for ICOGAN, range of values (minimum and maximum) of ICOGAN, and classification of potential of organic conversion by clusters of livestock production units in the humid tropics of Chiapas, Mexico

Variable	Cluster			F; p value
	1	2	3	
n	17	14	19	-
Range, % ICOGAN	20.3 - 48.8	50.3 - 54.8	56.6 - 77.7	-
Average, % ICOGAN	42.6 (± 7.4) ^a	49.9 (± 2.2) ^b	61.5 (± 5.5) ^c	42.8; .0001

^{a,b,c} Different letters in the same row indicate significant differences ($p < 0.05$); * F test: alpha of 95 %; ICOGAN: organic livestock raising conversion index

3.2 Context of cattle raising in the study area

In the study area, the predominant agrosilvopastoral dual purpose cattle raising system has produced milk and weaned calves for sale for five decades (Nahed *et al.*, 2012). This system follows traditional practices with few external inputs, uses a wide variety of types of vegetation in an integrated manner, and follows a management calendar adapted to seasonal variability. Cattle raising is integrated with crop production and forestry through energy flows and circulation of materials by fertilizing crops with manure, feeding cattle with agricultural waste, and grazing them in areas with a tree gradient consisting of one or more of the following:

treeless grassland; grassland with living fences, shrubs and/or fallows; dispersed trees; and forested areas, used in an alternating manner over the course of the annual cycle (Ruiz *et al.*, 2011).

In general, there is a tendency for the technical-economic indicators of C1 to have the lowest values, and those of C3 to have the highest. Owners of the LPU evaluated have an average age of 55, which is a disadvantage for developing agrosilvopastoral systems and organic livestock raising in the region, given that older adults show less openness to receiving training or advisory, and are less interested in adopting technological innovations (Nahed and Guevara, 2014). Surface area of grassland owned by the farmers ranged from 29.9 to 34.5 ha, while that of rented grassland ranged from 3.6 to 18.2 ha. All LPU have cattle of the breed Zebu (*Bos indicus*) and of a mixed-breed biotype, both of which are crossed with some European breeds (*Bos taurus*) - particularly Swiss and Holstein, and to a lesser extent Simmental. In the majority of LPU (97 %), cows are milked manually once daily, stimulating milk flow by allowing the calf to suckle 2-3 minutes before milking (Nahed *et al.*, 2012). This milking technique is commonly used in the Mexican tropics and has been previously described by Ortiz (1982).

In all LPU, the breeding bull is continually with the cows, and therefore siring occurs through natural direct mounting. For this reason, calves may be born any time of year. Weaning occurs naturally between 7 and 8 months of age, at an average weight of 207.5 kg (\pm 9.6). All calves are sold upon weaning to be fattened in other regions of Mexico (Calderón *et al.*, 2012), principally in central or northern Mexico. Sale of milk, weaned calves, and discarded cows to intermediaries is farmers' principle source of income. Involvement of intermediaries in marketing - as in other regions of the Mexican tropics and in other regions of the world (Moreno *et al.*, 2015) - seriously limits the sale price for live animals and animal products.

Herd size was greatest in C1, and smallest in C3 ($p < 0.05$). A similar tendency ($p < 0.05$) was observed for animal load and surface area of rented grassland ($p > 0.05$), and an inverse tendency ($p > 0.05$) for surface area of owned grassland. LPU (principally those of C1) rent grasslands during the dry season in order to prevent excessive trampling and overgrazing of the little land they have. Given insufficient surface area for grazing in LPU of C1, these farms have a greater animal load in their grasslands than do those of C2 and C3; nevertheless, all three C are within the limit of two AU per hectare stipulated by organic regulations (IFOAM, 2018).

One principle difference among the three C is feed supplementation: up to 6.5 times more mineral feed supplements such as salts are provided by C1 and C2 farmers at free access, mixed with energy supplements (for example, molasses, maize kernels, and maize pericarp) and/or protein supplements (for example, chicken manure and feed concentrates) as compared to that provided by C3 farmers (209.9 kg per cow per year; $p < 0.05$), which is similar to that reported by Orantes-Zebadúa *et al.* (2014) for the same study area (1 to 3 kg of supplement per cow per day).

A high birth rate is observed for all three C, varying from 81.0 to 90.0 %, which is greater than that reported by Nahed *et al.* (2013) for Mazapa, Chiapas (67 %), Huitiupán, Chiapas (61 %), Tacotalpa, Tabasco (72.4 %), and Tecpatán, Chiapas (72.8 %). The death rate for adult animals was low, varying from 2.5 to 2.9 %, which approximates values of 2.6 to 5.1 % reported by Nahed *et al.* (2013) for the same area, while the death rate for young animals was relatively high, varying from 9.1 to 13.6 % for the three C (> 0.05), which is greater than rates reported by Nahed *et al.* (2013, 5.3 to 7.3 %).

Number of months of milking per year, milk production per cow per day, and milk production per cow per year did not statistically differ among C. For the same study area, Orantes-Zebadúa *et al.* (2014) report a daily milk production level per cow (4.4 ± 1.8 L) which is very similar to that of C3 (4.5 ± 2.3 L). Meanwhile, for the same study area, Nahed *et al.* (2014) report annual milk production values which are greater (1183 \pm 4.3 L) than those estimated in the present study.

Farmers' annual feed cost with respect to income from sale of meat and milk was greatest ($p < 0.05$) in C1, and lowest in C3. Cost of production per kg of meat and per L of milk varied ($p < 0.05$) among C, and production costs of both products were highest for C1 and lowest for C3. Similarly, cost of production per cow was greatest ($p < 0.05$) in C1 and lowest in C3. Gross margin per cow did not vary ($p > 0.05$) among C; nevertheless, net margin (income) per cow per year was greatest ($p < 0.05$) in C3 ($\$7473.6 \pm \5248.2).

Low levels of production of animals and animal products and high costs of production lead to LPUs' net margin of income - principally those of C1 - being very low. Zepeda-Cancino *et al.* (2016) indicate that in the

study area, lack of income aside from livestock raising as well as marketing problems such as low milk prices with respect to cost of production (which includes family labor) as well as sale of animals to intermediaries discourages farmers as they are barely able to satisfy their basic needs, with the exception of those farmers that have another income source. Therefore, younger generations tend to lose interest in farming, and continuity of LPU may be reduced.

Results of economic efficiency (considering subsidies and family labor) indicate that the LPU of C3 are more efficient ($p < 0.05$) than those of C2 and C1. For the indicators related to cost of production – especially “dependence on petroleum” and “cost of production per cow” - C3 has notably lower costs, principally due to low purchase of external inputs and little use of machinery, which leads to less contamination. Meanwhile, the level of feed autonomy was similar among LPU of all three C ($p > 0.05$), although C3 had a somewhat greater level due to a lower percentage of total annual farm costs in purchase of feed ($p > 0.05$; Table 4).

Table 4. Technical-economic indicators of the livestock production units by clusters in the humid tropics of Chiapas, Mexico

Technical-economic indicator	Cluster			F; p value
	1	2	3	
N=50	17	14	19	-
Age of LPU owner (years)	58 (± 12)	51 (± 13)	56 (± 19)	NS
Herd size (AU)	65.9 (± 63.1) ^a	51.5 (± 25.2) ^{ab}	34.9 (± 18.3) ^b	4.46;.017
Animal load (AU/ha)	1.57 (± 1.1) ^a	1.21 ($\pm .4$) ^{ab}	1 ($\pm .4$) ^b	4.42;.017
Own grassland surface area (ha)	29.9 (± 19.9)	33.9 (± 19.1)	34.5(± 19.7)	NS
Rented grassland surface area (ha)	18.2 (± 29.2)	5.6(± 7.8)	3.6 (± 8.8)	NS
Total supplement (kg/cow/year)	1367.9 (± 2471.8) ^a	1064.4 (± 1288.5) ^a	209.9 (± 428.6) ^b	3.23;0.48
Birth rate (%)	81 (± 36)	90 (± 35)	85 (± 33)	NS
Adult death rate (%)	2.9 (± 2.9)	2.6 (± 3.1)	2.5 (± 6.3)	NS
Death rate of young (%)	13.6 (± 9.4)	9.1 (± 7.3)	9.5 (± 12.6)	NS
Milking (months)	8.0 (± 1.4)	7.9 (± 1.0)	8.2 (± 1.7)	NS
Milk production (L/day)	6.0 (± 2.7)	5.0 (± 2.1)	4.5 (± 2.3)	NS
Milk production (L/year)	794.9 (± 589.0)	742.0 (± 310.6)	666.8 (± 410.9)	NS
Annual cattle feed cost (%)	34.1 (± 43.5) ^a	17.9 (± 17.7) ^{ab}	6.1 (± 9.1) ^b	4.92;.011
Cost of production per kg LW (Mexican pesos/kg)	69.19 (± 39.9) ^a	49.8 (± 11.8) ^{ab}	37.2 (± 18.1) ^b	6.55;.003
Cost of production of milk (Mexican pesos**/L)	12.0 (± 3.1) ^a	12.4 (± 3.9) ^b	8.9 (± 2.9) ^b	5.79;.006
Cost of production per cow (Mexican pesos**/year)	13891.7 (± 7704.5) ^a	11684.0 (± 4624.2) ^{ab}	8476.1 (± 5140.6) ^b	3.38;.032
Gross margin per cow (Mexican pesos**/year)	15345.7 (± 70001.3)	14373.1 (± 4396.8)	15949.7 (± 8186.4)	NS
Total net margin per cow (Mexican pesos**/year)	1454.0 ($\pm 39.24.6$) ^a	2689.1 (± 3580.4) ^a	7473.6 (± 5248.2) ^b	9.38;.000
Economic efficiency	1.2 ($\pm .4$) ^a	1.3 ($\pm .4$) ^a	2.0 ($\pm .7$) ^b	11.07;.000
Dependence on petroleum (%)	8.4 (± 6.1) ^{ab}	13.7 (± 8.3) ^b	4.6 (± 4.9) ^a	7.56;.001
Feed autonomy (%)	22.6 (± 34.0)	18.1 (± 31.9)	38.3 (± 42.9)	NS

^{a,b,c} Different letters in the same row indicate significant differences ($p < 0.05$); NS: non-significant; F Test: alpha of 95 %; AU: animal unit; * Data refers to AU in the LPU when the questionnaire was applied; ** Exchange rate of Mexican pesos to US dollars as of March 05, 2019 was 19.97.

3.3 Evaluation of viability of organic conversion of LPU

Table 5 shows average percentages of approximation to the organic model for the ten indicators of ICOGAN and for ICOGAN as a whole for the LPU grouped by C. The values of all indicators for C3 are significantly greater ($p < 0.05$) or greater to a non-significant level ($p > 0.05$) than the values of C1 and C2. With the exception of the indicator “ecological farm management”, which shows very low potential of organic conversion, the rest of C3’s indicators show intermediate to very high potential of conversion. C2 has significantly greater values than C1 ($p < 0.05$) for the indicators “sustainable grassland management” and “food

safety”, while “feeding management”, “soil fertilization”, “weed control in grasses and crops”, “pest control in grasses and crops”, and “veterinary prevention and care” were greater to a non-significant level for C2 than for C1 ($p>0.05$), although the values of these seven indicators vary greatly, showing that the potential for organic conversion varies for different aspects of farm management. C1 has higher values at non-significant levels than C2 ($p>0.05$) for the indicators “breed and reproduction”, “animal well-being”, and “ecological farm management”. For these two clusters, these indicators vary greatly with respect to their potential for organic conversion. The five indicators that show high to very high potential for conversion for all three C are “feeding management”, “weed control in grasses and crops”, “pest control in grasses and crops”, “breed and reproduction”, and “animal well-being”.

Table 5. Indicators and values of ICOGAN of livestock production units grouped by clusters in the humid tropics of Chiapas, Mexico

ICOGAN Indicator	Cluster			F; p value
	1	2	3	
1. Feeding management	67.5 (± 31.6) ^a	80.4 (± 10.6) ^{ab}	96.1 (± 9.4) ^b	9.0;.000
2. Sustainable grassland management	36.5 (± 12.2) ^a	47.1 (± 9.9) ^b	53.7 (± 13.4) ^b	9.0;.000
3. Soil fertilization	88.2 (± 33.2)	92.8 (± 26.7)	100.0 (± 0.0)	NS
4. Weed control in grasses and crops	47.1 (± 51.4) ^a	71.4 (± 46.9) ^{ab}	94.7 (± 22.9) ^b	5.9;.005
5. Pest control in grasses and crops	64.7 (± 49.2)	85.7 (± 36.3)	94.7 (± 22.9)	NS
6. Veterinary prevention and care	27.3 (± 14.2) ^a	36.7 (± 11.7) ^a	49.8 (± 18.0) ^b	9.9;.000
7. Breeds and reproduction	97.1 (± 12.1)	96.4 (± 13.4)	100	NS
8. Animal well-being	67.1 (± 9.8)	65.7 (± 9.4)	68.4 (± 15.4)	NS
9. Food safety	40.4 (± 21.8) ^a	57.4 (± 15.9) ^b	66.7 (± 17.1) ^b	9.1;.000
10. Ecological farm management	8.2 (± 10.1) ^a	5.7 (± 9.4) ^a	22.1 (± 14.1) ^b	6.3;.004
ICOGAN	42.6 (± 7.4) ^a	49.9 (± 2.2) ^b	61.5 (± 5.5) ^c	51.8;.000

^{a,b,c} Different letters in the same row indicate significant differences ($p<0.05$); NS: non-significant; * F Test: alpha of 95 %; ICOGAN: organic livestock raising conversion index

The values of ICOGAN as a whole are different for each of the three C ($p<0.05$); C3 has the highest potential for organic conversion followed by C2, and finally C1. These results indicate that potential for organic conversion of the three C of the LPU evaluated ranges from low to intermediate - similar to that reported by Nahed *et al.* (2013), where after extensive training to overcome limitations of their LPU, farmers achieved organic certification, which has allowed them to increase the demand for their products, and consequently their prices, and in general their LPU have become more sustainable.

1. Feeding management

The variables for the indicator “feeding management” show very high potential for organic conversion for C3 (84.2 to 100 %) and for C2 (100 %), except for the variable *feeding of animals only with feed permitted by organic regulations*, which has low potential for C2 (21.4 %). The variables of C1 show high to very high potential for organic conversion (70.6 to 94.1 %), with the exception of *feeding of animals only with feed permitted by organic regulations* which has low potential (29.4 %). The most significant strength regarding feeding in the LPU evaluated is that it is based on grazing, and the factor which most limits the potential for organic conversion for some LPU is use of commercial feed, chicken manure, and/or chemical feed additives; these should be substituted by permitted feed, and farms should assure that purchased grains and fodder come from other ecological farms (EUR-Lex, 2007).

2. Sustainable grassland management

For the indicator “sustainable grassland management”, the LPU of all three C have a very high potential for organic conversion (88.2 to 100 %) for the variables *pasture rotation* and *appropriate animal load*. Meanwhile, in all three Cs, the variables *association of fodder crops* and *silvopastoral systems* show very low viability of conversion (C1 and C2 = 0.0 % for both variables, and C3 = 5.3 and 10.5 % for the two variables), while the variable *cultivation of woody fodder crops* ranges from very low to intermediate (C1 = 5.9, C2 = 35.7, and C3 = 52.6 %). In order to achieve sustainable grassland management, there is a need to improve the above-mentioned variables, associate leguminous species in any pastures in which grains are currently planted as monocultures, and plant in different spatial arrangements local woody fodder crops such as *Erythrina spp*, *Gliricidia sepium*, and *Leucaena leucocephala*. Such diversified pastures protect biodiversity, and provide greater soil protection as well as environmental services such as carbon capture, reduction in CH₄ and N₂O emissions, and mitigation of climate change (Murgueitio *et al.*, 2007; Shibu, 2009; Gerber *et al.*, 2013).

3. Soil fertilization

For the indicator “soil fertilization”, all LPU of all three C show very high viability of conversion to the organic model (C1 = 88.2, C2 = 92.8, and C3 = 100 %). These high values are due to the fact that use of chemical fertilizers in grasslands is minimal; rather, nutrients are contributed to the soil only by cattle depositing manure during grazing. However, in the majority of the LPU evaluated, manure accumulated by cattle in stables is not processed into organic fertilizer (for example compost, bocashi, vermiculture, biofertilizers, or biofermentation), and green manures or cover crops are not used to fertilize grasslands, as suggested by CERTIMEX (200), and IFOAM (2018).

4. Weed control in grasses and crops

For the indicator “weed control in grasses and crops”, the LPU of all three C have intermediate to very high viability of organic conversion (C1 = 47.0, C2 = 71.4, and C3 = 94.7 %). This is due to the fact that the majority of farmers control weeds manually rather than using chemical herbicides. Rather than completely eradicating weeds, ecological weed control involves maintaining populations of spontaneously growing plant species in pastures and crops at levels by which interspecies competition does not reduce productivity of grasses (Jiménez *et al.*, 2011).

5. Pest control in grasses and crops

With respect to the indicator “pest control in grasses and fodder crops”, the LPU of all three C have high to very high potential for organic conversion (C1 = 64.7, C2 = 85.7, and C3 = 94.7 %). This is due to the fact that farmers do not use chemical pesticides to control insects in their grasslands. Rather, control is principally manual, and to a lesser extent mechanical through grazing. Use of botanical insecticides and repellents (Cook, 2007), as well as integrated pest management which includes ecological soil and biodiversity management (Von Borell and Sorensen, 2004), could improve efficiency of pest and disease control.

6. Veterinary prevention and care

With respect to the indicator “veterinary prevention and care”, the LPU of the three C have low to intermediate potential for organic conversion (Table 3). Values for the variables of this indicator range from very low to very high: 1) *application of obligatory vaccines*, such as brucellosis and paralytic rabies (C1 = 70.6, C2 = 92.9, and C3 = 100 %); 2) *quarantine of introduced and sick animals* (C1 = 52.9, C2 = 71.4, and C3 = 89.5 %); 3) *natural treatment of illnesses* (C1 = 0.0, C2 = 7.1, and C3 = 89.5 %); 4) *use of natural internal anti-parasite medicines* (C1 = 0.0, C2 = 0.0, and C3 = 10.5 %), 5) *use of permitted allopathic internal anti-parasite medicines* (C1 = 41.2, C2 = 42.8, and C3 = 78.9 %), and 6) *use of natural external anti-parasite medicines* (C1 = 0.0, C2 = 7.1, and C3 = 15.8 %). Some farmers do not administer internal anti-parasite medicines, others administer more than the two permitted by organic regulations per year, and the majority sporadically use antibiotics following organic regulations to treat infections in their animals. Raising creole breeds and their crosses, adequate nutrition, preventative measures that favor resistance to climatic factors and diseases, and substitution of antibiotics and anti-parasite medicines with natural methods such as homeopathy, herbalism, and acupuncture would help to improve this indicator (Mena-Guerrero *et al.*, 2009; Zepea-Cancino *et al.*, 2016).

7. Breeds and reproduction

The variables for the indicator “breeds and reproduction” show very high potential for organic conversion (92.8 to 100 %), due to the fact that over 75 % of bovines are cross-breeds that are adapted to the region. In the large majority of LPU of all three C, animals reproduce through direct mounting. Adaptation of the animals to local climatic conditions and traditional management techniques varies from low to high, as reflected by the high values for the technical-economic indicator *birth rate* (C1 = 81.0, C2 = 90.0, and C3 = 85.0 %), while the technical-economic indicator *death rate of young* is relatively high (C1 = 13.6, C2 = 9.2, and C3 = 9.6 %) although *adult death rate* is low (C1 = 2.9, C2 = 2.6, and C3 = 2.5 %). Although organic regulations permit artificial insemination, in the majority of the LPU mounting is direct and continuous, as are oestrus of females and births, which avoids use of chemical hormones. Farms would benefit by having breeding bulls of mixed breeds adapted to local conditions in order to develop resistance to diseases and parasites (Nauta *et al.*, 2006; Von Borell and Sorensen, 2004; Hersleth *et al.*, 2012).

8. Animal well-being

The indicator “animal well-being” shows very high potential for organic conversion (100 %) for the variables *natural lactation until eight months of age* and *sufficient feeders and water sources*. This is followed by *horns of young animals are cut, and those of older animals are trimmed*, which shows high to very high potential for conversion (C1 = 94, C2 = 85.7, and C3 = 73.7 %), followed by *sufficient space per animal in rooved enclosures and outdoors*, which shows low to intermediate viability (C1 = 23.5, C2 = 28.6, and C3 = 52.6 %) and *protection of animals from inclement weather (cold, heat, rain, and humidity)* which shows very low potential (C1 = 17.6, C2 = 14.3, and C3 = 15.8 %). In general, for all three C the latter two variables should be improved to provide optimal conditions so that animals develop their functions of lactation, growth, reproduction, and production and are able to comfortably satisfy their biological needs (Vasta *et al.*, 2012).

9. Food safety

The variables for the indicator “food safety” that show high to very high potential for organic conversion are *animals are free of brucellosis and tuberculosis* (C1 = 67.6, C2 = 89.3, and C3 = 89.5 %) and *animals seropositive to brucellosis and tuberculosis are eliminated* (C1 = 76.5, C2 = 100, and C3 = 100 %). However, some animals still prove to be seropositive in local disease diagnosis and vaccination campaigns. Values for the variable *animal products are free of antibiotics, hormones, and pesticides* range from very low to high, (C1 = 17.6, C2 = 33.3, and C3 = 66.7 %), indicating highly varying levels of potential for conversion. Few LPU have *strict hygienic-sanitary control of facilities, equipment, and milking and milk management*, and therefore they have very low viability of conversion for this variable (C1 = 0.0, C2 = 7.1, and C3 = 10.5 %). As evidence of “safety of animal products (milk, cheese, and meat)” is the guarantee of quality that farmers offer to consumers, the low levels of this indicator provide an obstacle to fulfilling organic standards for all three C, although principally for C1 and C2. Therefore, there is a need to implement strict hygienic-sanitary control of infrastructure, and use management practices that avoid chemical substances such as hormones prohibited by organic standards, as well as physical contaminants (pieces of metal and other garbage). Strict hygienic-sanitary control, together with organoleptic traits (flavor, aroma, color) and nutritional quality indicate sanitary and nutritional quality of food and promote consumer confidence (Escribano, 2016). Finally, pasture-based feeding has become important to consumers who consider meat from animals raised in such conditions to be more natural and less contaminated and that such practices show greater respect for animal well-being (CERTIMEX, 2009).

10. Ecological farm management

For the indicator “ecological farm management”, the only variable with intermediate to high potential for organic conversion is *farmer receives training and/or advisory for organic certification*. The other four variables indicate very low viability (0 to 22 %). This is due to the fact that farmers have not been trained to improve their farms with respect to the five variables that determine this indicator. Therefore, they should receive training and advisory for transitioning to organic production. There is also a need to keep records of feeding, disease and treatment, production, processing, and marketing (Escribano, 2016). Aside from farmer management, government agencies and NGOs should provide incentives for improving quality. The existence of fair, constant prices throughout the year for sale of products would motivate farmers to continue to improve

their LPU through sustainable techniques (Hersleth *et al.*, 2012; Nahed *et al.*, 2012) while also allowing them to reproduce their traditional way of life. The greater net margin and the greater economic efficiency of LPU of C3 and C2 allow for greater economic reinvestment in the farms in order to carry out modifications which are necessary for achieving organic certification.

3.4 Limitations and potentials of organic conversion of conventional cattle raising

Evaluating the potential for conversion of conventional cattle raising to the organic production model provides an opportunity to identify limitations, potentials (Figure 2), and opportunities for promoting sustainable livestock raising (Aguilar *et al.*, 2012; Nahed *et al.*, 2012; Nahed *et al.*, 2013). Those ICOGAN indicators with limited potential for organic conversion of the LPU evaluated are “sustainable grassland management” (for C1 and C2), “soil fertilization” (C1 and C2), “weed control in grasses and crops” (C1), “veterinary prevention and care” (C1 and C2), “food safety” (C1 and C2), and “ecological farm management” (all Cs). While C3 had values above 50% for all of these indicators except “ecological farm management”, C1 and C2 have low values for these indicators principally due to the fact that farmers have not received the necessary training and advisory to be able to adhere to the organic regulations, despite the fact that the majority of LPU use traditional agricultural methods and few external inputs. Nevertheless, some indicators show potential viability of organic conversion of the LPU, including “feeding management”, “pest control in grasses and crops”, “breeds and reproduction”, and “animal well-being”, all of which showed viability for all three C, as well as “weed control in grasses and crops” for C2 and C3, and “food safety” for C3. The LPU of C3 show the greatest potential for organic conversion (61.5 %), given that all indicators except for “ecological farm management” have intermediate to very high potential for conversion due to the high values of their variables. In summary, the values of ICOGAN range from intermediate to high. The values of ICOGAN found in this study are greater than those found for conventional livestock raising in the Frailesca and Marqués de Comillas regions of Chiapas 48.0 % (Aguilar *et al.*, 2012) and 53.3 % (Jiménez *et al.*, 2011) respectively, which showed intermediate levels of viability.

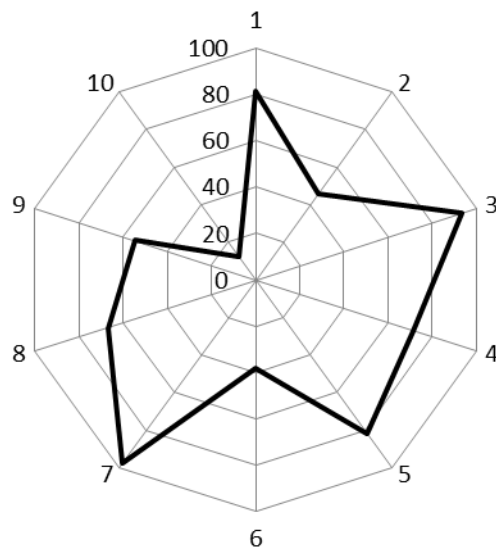


Figure 2. Summary of indicators that limit and favor organic conversion, regardless of the cluster to which livestock raising units belong. 1. Feeding management; 2. Sustainable grassland management; 3. Soil fertilization; 4. Weed control in grasses and crops; 5. Pest control in grasses and crops; 6. Veterinary prevention and care; 7. Breeds and reproduction; 8. Animal well-being; 9. Food safety; 10. Ecological farm management

In general, the level of approximation of the LPU evaluated to the organic model is a result of traditional management with low use of external inputs more than implementation of sustainable production technologies. If farmers modify their current form of production so that it concurs with organic production standards, they will have to wait for the necessary transition or conversion period to elapse in order to reduce to a minimum

the residual effects of any agrochemicals previously used (CERTIMEX, 2009). Also, there is a need to train farmers to substitute capital-dependent technologies which degrade the environment with others that make efficient use of local resources, thereby allowing for maintenance of biological diversity and soil productive capacity (Mena-Guerrero *et al.*, 2009; Nahed *et al.*, 2013). In order to achieve sustainability of the LPU, farmers should review and follow the list of substances permitted, prohibited, and restricted by organic regulations (Müller-Lindenlauf *et al.*, 2010).

3.5 Transition toward organic production

The transition period for a farm to be considered organic depends on the initial situation or base line; according to IFOAM (2018) this transition period ranges from 12 to 48 months. Farmers will be more likely to be able to transition to the organic model within the established period if they are able to improve their farms with respect to the technical-economic and ICOGAN indicators for which they rated lowest, particularly with respect to: 1) diversity of grazing units, use of local resources or those adapted to local conditions, and knowledge of natural cycles; 2) low use of external inputs and use of traditional agricultural technologies; 3) artisanal quality of animal products; 4) product quality control; 5) lack of strategic alliances that foment transitioning to organic production, and 6) lack of consolidated productive chains that allow farmers to more directly market their products, without involvement of intermediaries (Nahed *et al.*, 2014b). These limitations currently impede LPU from marketing animal products in organic markets, significantly limiting prices and making it difficult to achieve sustainability (Nahed *et al.*, 2014a; Nahed *et al.*, 2014b; Nahed *et al.*, 2018). Furthermore, there is a need for decision makers to foment public policy which supports organic livestock production (Vásquez-González *et al.*, 2016).

The importance of producing high quality animal products principally lies in their effect on health of consumers, who increasingly demand food safety and environmental friendliness (Ruiz-Rojas *et al.*, 2011). Given consumer interest in recent years in safe, healthy, environmentally friendly food, certification of ecological animal products allows for competing with conventional animal products produced either in intensive or extensive systems. Additionally, certifying their products provides farmers with more opportunities to receive government economic incentives and support for infrastructure, both of which are necessary in the study region.

There is a need for public policy to provide financial support mechanisms, training, and advisory; support organizational and management processes throughout the productive chain (Calderón *et al.*, 2012); and implement an organic cattle raising development strategy (Nahed *et al.*, 2013) which includes: 1) a policy of agrifood health and safety that allows for financing organic certification costs in order to differentiate organic and conventional products; 2) implementation of government and non-governmental incentives that motivate farmers to adopt environmental friendly technologies (Ruiz-Rojas *et al.*, 2011), including those which reduce greenhouse gas emissions, which includes improved feeding practices that promote greater digestibility, thereby reducing emissions of enteric methane, as well as improvement of animal health to produce more meat and milk with fewer animals (Gerber *et al.*, 2013), and 3) permanent support by researchers, government agencies, and NGOs to develop alliances among actors farmers, marketers, processors, and salespeople, as well as promotion of animal products in local, national, and international markets (Moreno *et al.*, 2015).

In this manner, meat, milk, and cheese produced in the LPU evaluated, as well as in the study region in general, may be certified as organic or otherwise of high quality to be able to be marketed in alternative market niches and benefit producers and consumers, with which knowledge of product origin would contribute to farm families' food security, biological and social reproduction of the LPU, and environmental sustainability (Nahed *et al.*, 2018).

3.6 Fomenting organic cattle raising in the study region

Throughout the municipality of Tecpatan, organic livestock raising is a viable alternative due to the fact that for over 40 years, traditional farming methods which use few external inputs and approximate organic livestock raising practices have contributed to farm families achieving food security (Nahed *et al.*, 2010; Nahed *et al.*, 2018). The present study shows that the municipality of Tecpatán, inhabited principally by the Zoque ethnic group, presents favorable socioeconomic, technical, and environmental conditions for fomenting organic livestock raising. With respect to socioeconomic conditions, the large number of peasants and other small-scale farmers that raise livestock - who vary with respect to their level of organization and willingness to

convert to ecological cattle raising - may join the market niche of organic livestock raising and obtain greater income and other benefits which allow for improving their living conditions. In this manner, the LPU may continue their biological and social reproduction. With respect to cattle raising practices in this region, current forms of feeding management, soil fertilization, pest control in grasses and crops, and livestock breeds and reproduction may also favor sustainable livestock raising. Finally, the region's severe environmental deterioration which has principally resulted from unsustainable agricultural practices (Ruiz *et al.*, 2011; Murguá-Juarez *et al.*, 2017) justifies fomenting conversion of conventional cattle raising to organics.

Organic livestock raising is based on the principles of clean production, and involves strategies that prevent contamination and contribute to provision of environmental services. For example, use of external inputs – such as chemical fertilizers and pesticides as well as fossil fuels – is minimal or absent. Organic LPUs include woody fodder shrubs and trees; grasses are planted in association with leguminous crops; animals used are cross-breeds or those adapted to the region; and animals are grazed and provided with a significant proportion of fibrous fodder (Hersleth *et al.*, 2012). These measures generally allow the LPU to avoid levels of greenhouse gases (nitrous oxide, methane, and carbon dioxide) which exceed the system's capacity to absorb them. Furthermore, waste generation is minimized through maximum use of local resources, whereby inputs to the LPU are principally products of on-farm biological processes rather than fossil fuels and synthetic compounds (Murgueitio *et al.*, 2011; IFOAM, 2009; Gerber *et al.*, 2013). For example, in livestock raising systems based on free-range grazing with minimal external inputs, waste from production of balanced feed and synthetic fertilizers is avoided, and locally available resources are reused and recycled, maximizing positive interactions among crops, livestock, silviculture, and other components of the physical environment (Nahed *et al.*, 2014; van Wagenberg *et al.*, 2017).

Furthermore, organic livestock raising provides more environmental services on a landscape level than does conventional livestock raising. Practices used in organic livestock production – for example through agrosilvopastoral systems - increase biodiversity through creation of complex habitats which favor a wide range of plants and animals, host a rich soil biota, and maximize connectivity among forest fragments (Murgueitio *et al.*, 2007; Shibu, 2009). In temperate climates, as well as in tropical climates such as that of the study region, agrosilvopastoral systems serve as wildlife corridors that provide food and refuge for fauna. Their combination of grasses and trees helps retain soil and water as well as prevent erosion of watersheds and consequently soil nutrient loss (Ibrahim *et al.*, 2006).

4. Conclusions

The cluster analysis organized the 50 LPU evaluated into three groups: one (C1) with very low values for the technical-economic indicators as well as for eight of the ten indicators of the index; another (C3) with generally high values for the technical-economic indicators as well as for the index; and the other (C2) with intermediate values for both the indicators and the index. The high viability of organic conversion of the LPU of C3 is due to traditional management with low use of external inputs more than use of sustainable organic farming technologies.

The LPU of the three clusters appear to be very viable for conversion to the organic production model with respect to the indicators “soil fertilization” and “breeds and reproduction”. The LPU of C3 and C2 are very viable for conversion with respect to the indicators “feeding management” and “weed and pest control”. The LPU of C1 are highly limited for eight of the ten indicators, and the indicators “veterinary prevention and care” and “ecological farm management” strongly limit conversion of all three clusters.

There is a need for all farmers of the LPU evaluated to strengthen the ten indicators and the variables that make them up, particularly with respect to the indicators “sustainable grassland management”, “soil fertility”, “veterinary prevention and care”, “food safety”, and “ecological farm management”. We recommend that government agencies and NGOs implement a policy involving training, technical assistance, and financial support so that livestock farms may rapidly transition toward organic certification, offer healthy products (meat, milk, and cheese), and market their products at higher prices.

The greater net margin and economic efficiency of C3 and C2 farms as compared to that of C1 farms allows for greater economic reinvestment in these LPU, which could allow them to more quickly achieve organic certification.

C1 and C2 has an ICOGAN with intermediate potential of organic conversion. C3 has an ICOGAN which indicates high potential for organic conversion. There is a need for farmers and technical advisors to follow organic regulations with respect to management techniques as well as permitted, restricted, and prohibited substances. Conversion of LPU to organic production depends on farmers further developing their abilities to manage sustainable agricultural systems through advisory, technical assistance, and permanent financial support. There is also a need for all social actors involved to be committed to the conversion process, as well as for significant changes in state and federal livestock raising policies which facilitate the LPU's transitioning toward organic certification so that that may offer healthy products (meat, milk, and cheese) and continue their biological and social reproduction while being economically viable.

Funding: This study received financial support from the projects “Quantification of enteric methane and nitrous oxide emissions in cattle raising in grazing and design of strategies for their mitigation in southeastern Mexico [CONACYT-SEP cb 2014-No. 242541]” and “Transversal multidisciplinary family agriculture project [CONACYT 2015-2018-No. 1106610270]”.

Acknowledgements: Special thanks to the academic assistant MSc. Romeo Trujillo Vazquez for field support and to participating livestock farmers from Tecpatán, Chiapas.

5. References

- Aguilar, R., Nahed, T.J., Parra, M., García, L., Ferguson, B., 2012. Modos de vida y aproximación de sistemas ganaderos al estándar de producción orgánica en Villaflores, Chiapas, Mexico. *AIA*. 16: 21-51.
- Bellon, S., Lamine, C., 2009. Conversion to Organic Farming: A Multidimensional Research Object at the Crossroads of Agricultural and Social Sciences-A Review. *Sust Agric*. 29: 97–112.
- Benoit, M., Laignel, G., 2009. Technical and economic performance in biological breeding of sheep meat: observations in biological research and experimental farms. *Innov. agron*. 4: 151–163.
- Calderón, J., Nahed, J., Sánchez, B., Herrera, O., Aguilar, R., Parra, M., 2012. Estructura y función de la cadena productiva de carne de bovino en la ganadería ejidal de Tecpatán, Chiapas, Mexico. *AIA*. 6: 41-61.
- Certificadora Mexicana de Productos y Procesos Ecológicos (CERTIMEX), 2009. Normas para la producción, el procesamiento y la comercialización de productos ecológicos, eighth ed. CERTIMEX, Oaxaca. <https://www.certimexsc.com/.../Normas%20CERTIMEX%20actualizadas%202009.pdf>
- Cochran, W.G., Sestier, B.C., 1980. Técnicas de muestreo. Compañía Editorial Continental, Distrito Federal, ISBN: 9682601517.
- Coffey, L., Reynolds, J., Hale, M., 2010. Small ruminant sustainability checklist, ATTRA. <https://attra.ncat.org/attra-pub/download.php?id=340>
- Collado, Á. C., Soler, M., Rivera, 2010. Soberanía alimentaria y Agroecología Emergente: la democracia alimentaria, in: Collado A., (Ed.), Aproximaciones a la democracia Radical: entre vínculos y utopías. ICARIA, Barcelona, ISBN: 978-84-9888-330-5, pp. 1-218.
- Cook, S.M., Khan, Z.R., Pickett, J.A., 2007. The use of push-pull strategies in integrated pest management. *Annu. Rev. Entomol.*, 52: 375-400.
- De Boer, I. J.M., 2003. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livest. Prod. Sci.*, 80: 69–77.
- Delgado-Pertíñez, M., Gutiérrez-Peña, R., Mena, Y., Fernández-Cabanás, V.M., Laberye, D., 2013. Milk production, fatty acid composition and vitamin E content of Payoya goats according to grazing level in summer on Mediterranean shrublands. *Small Ruminant Res.*, 114: 167-175.
- Escribano, A., 2016. Beef Cattle Farms' Conversion to the Organic System. Recommendations for Success in the Face of Future Changes in a Global Context. *Sustainability*, 8: 1-23
- EUR-Lex. Council regulation (EC) No 834/2007 of 28 June 2007 on organic production and labelling of organic products and repealing Regulation (EEC) No 2092/91. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=OJ:L:2007:189:TOC>
- Falconi, F., Burbano, R., 2004. Economic tools for environmental management: mono-criteria vs. multi-criteria decisions. *REVIBEC*, 1: 11-20.
- Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura (FIRA), 2018. <https://www.fira.gob.mx/Nd/index.jsp>
- García, E., 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana), second ed. UNAM, Instituto de Geografía, Distrito Federal, Mexico, ISBN: 9703210104.
- Gerber, P. J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A., Tempio, G., 2013. Enfrentando el cambio climático a través de la ganadería – Una evaluación global de las emisiones y oportunidades de mitigación. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, E-ISBN: 978-92-5-307921-6.
- González-Vizcaíno, A., Redondo, F., Arrebola, F., Casado, J., Campos, M.J., Camacho, P., Sánchez, R., 2011. Manual de producción a la conversión ecológica. Signatura ediciones: Sevilla, España, ISBN: 978-84-8474-292-0.
- Grimm, J.W., Wozniak, P., 1990. Basic social statistics and quantitative research methods: A computer-assisted introduction. The Wadsworth and Brooks/Cole, USA, ISBN-13: 978-0534125943.

- Gutiérrez-Peña, R., Mena, Y., Ruiz, F.A., Delgado-Pertñez, M., 2016. Strengths and weaknesses of traditional feeding management of dairy goat farms in mountain areas. *Agroecol. Sust. Food.*, 40: 736–756.
- Hersleth, M., Tormod, N., Rodbotten, M., Vibeke, L., Monteleone, E., 2012. Lamb meat - Importance of origin and grazing system for Italian and Norwegian consumers. *Meat Sci.*, 90: 899–907.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI), 2018. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Tecpatán, Chiapas, clave geoestadística 07092. http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/07/07092.pdf
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI), 2010. Censo general de población y vivienda. Estado de Chiapas, México. <https://www.inegi.org.mx/app/buscador/default.html?q=chiapas+2010#tabMCCollapse-Indicadores>
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI), 2007. Panorama agropecuario en Chiapas. Censo agropecuario. <http://internet.contenidos.inegi.org.mx/.../censos/agropecuario/2007/.../Panagrochis3.pdf>
- International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM), 2018. The principles of organic agriculture. <https://www.ifoam.bio/en/organic-landmarks/principles-organic-agriculture>
- International Federation of Organic Agriculture Movements, 2009. One Earth, Many Minds, IFOAM Head Office: Bonn, Germany.
- Jiménez, G., Nahed, J., Soto, L., Márquez, C., Reyes, F., Ruiz, M., De Paz, J., Hernández, L., 2011. Agroforestería pecuaria en la Selva Lacandona, in: Palma, J., Nahed, J., Sanginés, L. (Eds.). *Alternativas para una reconversión ganadera sustentable*. El Colegio de la Frontera Sur, Instituto Nacional de Ciencias Médicas y Nutrición Salvador Zubirán, Colima, ISBN: 9786077797036, pp. 127-150.
- Kouba, M., 2003. Quality of organic animal products, *Livest. Prod. Sci.*, 80: 33–40.
- Lernoud, J., Schlatter, B., 2016. Latin America and the Caribbean: Current statistics, in: Willer, H., Lernoud, J. (Eds.), *The world of organic agriculture. Statistics and emerging trends 2016*. Research Institute of Organic Agriculture FiBL and IFOAM Organics International: Frick, Switzerland, ISBN: 978-3-03736-307-2, pp. 242-249.
- Long, N., Villareal, M., 1992. Exploring agricultural development interfaces: from knowledge transfer to the transformation of meaning, in: Scoones, I., Thompson, J., Chambers, R. (Eds.). *IIED/IDS Beyond Farmer First: Rural People's Knowledge Agricultural Research and Extension Practice Workshop*. University of Sussex, United Kingdom, ISBN: 1 85339 250 2, pp. 27-29.
- Mehta, C.R., Patel, N.R., 2011. *IBM SPSS exact tests*. Armonk, New York, ISBN: 3-900051-07-0.
- Mena, Y., Nahed, J., Ruiz, F., Sánchez-Muñoz, J., Ruiz-Rojas, J., Castel, J., 2012. Evaluating mountain goat dairy systems for conversion to the organic model, using a multicriteria method. *Animal*, 6: 693–703.
- Mena-Guerrero, Y., de Asís, F., Ruiz-Morales, J., Castel-Genis, M., Ligeró-Casado, M., 2009. Proximity to the organic model of dairy goat systems in the Andalusian mountains (Spain). *Trop. Subtrop. Agroecosyst.* 11: 69–73.
- Midmore, P., Padel, S., Heather, Mc.C. Isherwood, J., Fowler, S., Lamkpin, N., 2001. Attitudes towards conversion to organic production systems: a study of farmers in England. Institute of rural studies, Wales, England, <http://orgprints.org/10817/>
- Moreno, S., Moreno, C., Ibarra, F., Martín, M., Retes, R., 2015. Análisis del mercado internacional de los becerros producidos en Sonora, México. *RMA*, 37: 197-208.
- Müller-Lindenlauf, M., Deittert, C., Köpke, U., 2010. Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. *Livest. Sci.*, 128: 140–148.
- Munda, G., 2004. Multicriteria methods and multicriteria processes for social evaluation of public policy. *EJOR*, 158: 662-675.
- Munda, G., Nijkamp, P., Rietveld, P., 1994. Fuzzy multigroup conflict resolution for environmental management, in: J. Weiss (Ed.), *The economics of project appraisal and the environment*, Edward Elgar, Aldershot, ISBN: 9781852786786, pp. 161-183.
- Murga-Juárez, M.N., Rey-Gutiérrez, T., Vega y León, S., Pérez-González, J., Schettino-Bermúdez, B., Ruiz-Rojas, J.L., Yamazaki-Maza, A., 2017. Presencia de plaguicidas organoclorados en forraje para ganado en unidades de producción de leche orgánica en Tecpatán, Chiapas. *Rev. Mex. Cienc. Pecu.*, 8: 157-166.
- Murgueitio, I., Villanueva, C., Casasola, F., 2007. Sistemas silvopastoriles como una herramienta para el mejoramiento de la productividad y rehabilitación ecológica de paisajes ganaderos en Centro América. *Arch. Latinoam. Prod. Anim.*, 15: 74-88.
- Nahed, J., Aguilar, R., Valdivieso, A., Sánchez, B., Mijangos-Solís, J., 2014a. Análisis multidimensional de la ganadería bovina en la cuenca alta y media del río Grijalva, in: González-Espinosa, M., Brunel-Manse, C. (Eds.), *Montañas, pueblos y aguas*. Volume 2, Juan Pablos: Mexico City, ISBN: 9786077112594, pp. 378-406.
- Nahed, J., Guevara-Hernández, F., Nahed-Valdés, D., Rodríguez-Larramendi, L., 2015. Antecedentes e importancia de los alimentos orgánicos, in: Grande, D., Nahed, J., Ledesma-Solano, J., Delgadillo-Puga, C., Díaz-Martínez, M., (Eds.), *Los alimentos orgánicos en la salud, Impresión sin límite*, Mexico City, Mexico, ISBN: 9786077797159, pp. 1-19.
- Nahed, J., Guevara-Hernández, F., Sánchez, B., Muñoz, J., Delgadillo, C., Escobar, P., Orantes, M. A., Manzur, A., Cruz, J., 2014b. Innovación en el proceso de conversión y certificación orgánica de la leche bovina con productores de Tecpatán Chiapas: un pilar de desarrollo rural sustentable, in: Arriaga, J., Manuel, C., Anaya, J., (Eds.), *Contribución de la producción animal en pequeña escala al desarrollo rural*. Reverté Ediciones, Toluca, ISBN: 9786077518150, pp. 87-101.
- Nahed, T. J., Gomez-Castro, H., Pinto-Ruiz, R., Guevara-Hernandez, F., Medina-Jonapa, F., Grande-Cano, D., Ibrahim, M. 2010. Research and development of silvopastoral systems in a village in the Buffer Zone of the El Ocote Biosphere Reserve, Chiapas, Mexico. *Res. J. Biol. Sci.*, 5: 499-507.
- Nahed, T. J., Sánchez-Muñoz, B., Mena, Y., Ruiz-Rojas, J., Aguilar-Jimenez, R., Castel, J., de Asís, F., Ruiz, M., Orantes-Zebadua, A., Manzur-Cruz, J., Cruz-Lopez, J., 2013. Feasibility of converting agrosilvopastoral systems of dairy cattle to the organic production model in southeastern Mexico. *J Clean Prod.* 43: 136–145.
- Nahed, T.J., Castel, J., Mena, Y., Caravaca, F., 2006. Appraisal of the sustainability of dairy goat systems in Southern Spain according to their degree of intensification. *Livest. Sci.*, 101: 10-23.
- Nahed, T.J., González-Pineda, S., Grande, D., Aguilar, R., Sánchez, B., Ruiz, J., Guevara-Hernández, F., León, N., Trujillo-Vázquez, R., Parra-Vázquez, M., 2018. Evaluating sustainability of conventional and organic dairy cattle production units in the Zoque Region of Chiapas, Mexico. *Agroecol. Sust. Food.*, 1–34.
- Nahed, T.J., Guevara, H.F., 2014. Aspectos de globalización y la relación inocuidad-ambiente en la cadena productiva de alimentos de origen animal, in: Martínez-Carrera, D., Ramírez, J. (Eds.), *Ciencia, tecnología e innovación en el sistema agroalimentario de México: Hacia un enfoque integral de la producción, la dieta la salud y la cultura en beneficio de la sociedad*. Editorial del Colegio de Postgraduados, Texcoco, ISBN: 9786077153146, pp. 415-426.

- Nahed, T.J., Sánchez-Muñoz, B., Mena-Guerrero, Y., Ruiz-Rojas, J., Aguilar Jiménez, R., Castel, J., Orantes Zebadua, M., Manzur-Cruz, A., Cruz-López, J., 2012. Potential for Conversion of Agrosilvopastoral Systems of Dairy Cattle to the Organic Production Model in South Eastern Mexico. *JAVA*, 11: 3081-3093.
- Najera, O., 2002. El café orgánico en México. *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 48: 59-75.
- Napolitano, F., De Rosa, G., Ferrante, V., Grasso, F., Braghieri, A., 2009. Monitoring the welfare of sheep in organic and conventional farms using an ANI 35 L derived method. *Small Ruminant Res.* 83: 49–57.
- Nauta, W. J., Baars, T., Bovenhuis, H., 2006. Converting to organic dairy farming: Consequences for production, somatic cell scores and calving interval of first parity Holstein cows. *Livest. Sci.*, 99: 185–195.
- Olivares, P., Gomez, C., Meraz, A., 2005. Potential for conversion of conventional livestock farms to organic production systems in the State of Tabasco. *RTPM.*, 43: 361–370.
- Orantes-Zebadúa, M., Platas-Rosado, D., Córdova-Avalos, V., De los Santos-Lara, M., Córdova-Avalos, A., 2014. Caracterización de la ganadería de doble propósito en una región de Chiapas, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 1: 49–58.
- Ortiz, L.C., 1982. Cattle production in Tabasco and northern Chiapas. *Revista de Geografía Agrícola*, 3: 27-102.
- Pan American Health Organization (PAHO). International Conference on Primary Health Care, Alma-Ata, USSR, September 6-12, 1978. <https://www.paho.org/hq/dmdocuments/2012/Alma-Ata-1978Declaracion.pdf>
- Peacock, C., Sherman, D.M., 2010. Sustainable goat production - Some global perspectives, *Small Ruminant Res.*, 89: 70–80.
- Phythian, C. J., Michalopoulou, E., Jones, P.H., Winter, A.C., Clarkson, M.J., Stubbings, L.A., Grove-White, D., Cripps, P., Duncan, J.S., 2011. Validating indicators of sheep welfare through a consensus of expert opinion. *Animal*, 5: 943–952.
- Reganold, J.P., Wachter, J.M., 2016. Organic agriculture in the twenty-first century. *N Plants*, 2: 1-8.
- Roldán-Rueda, H., Nicolás, M., Santana, M., Horbath, J., 2016. Los mercados orgánicos en México como escenarios de construcción social de alternativas. *Polis*, 43: 581-605.
- Rozzi, P., Miglior, F., Hand, K.J., 2007. A total merit selection index for Ontario organic dairy farmers. *J. Dairy Sci.*, 90: 1584–1593.
- Ruiz, J.L., Nahed-Toral, J., Gutiérrez, R., Velasco, M.E., Yamasaki, A., 2011. La producción de leche orgánica en Chiapas: Retos y perspectivas de desarrollo, second ed. Talleres Gráficos UNACH, Chiapas, ISBN: 978-968-8395-88-2.
- Ruiz-Rojas, J.L., Gutiérrez-Tolentino, R., Nahed-Toral, J., Yamasaki-Maza, A., Orantes-Zebadúa, M.A., 2011. La producción de leche orgánica en Chiapas: retos y perspectivas de desarrollo, in: Cavallotti, B., Vázquez, B., Ramírez, F., Martínez, E., Marcof, C., Vargas, A. (Eds.). *La ganadería ante el agotamiento de los paradigmas dominantes*. Volume 2, UACH: Chapingo, ISBN: 978-968-839-586-8, pp. 384-393.
- Scarnecchia, D. L., Kothmann, M.M., 1982. A dynamic approach to grazing management terminology. *J Range Manage.*, 35: 262–264.
- Scoones, I., 1998. Sustainable rural livelihoods: a framework for analysis, IDS Working Paper 72. University of Sussex, Brighton.
- Servicio de Información Agraria y Pesquera (SIAP), 2016. Conformación y descripción de la tabla de información estadística pecuaria 2006-2016, Datos Abiertos. http://www.infosiap.siap.gob.mx/gobmx/.../Produc_Pecuaria/Diccionario_pecuario_2006-2016.xlsx
- Servicio de Información Agraria y Pesquera (SIAP), 2017. Boletín de leche. Enero-Marzo 2017. <http://www.infosiap.siap.gob.mx/opt/.../Boletín%20de%20Leche%20enero-marzo%202018.pdf>
- Shibu, J., 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforest. Syst.*, 76: 1-10.
- The United Nations International Children's Emergency Fund (UNICEF). UNICEF's Strategy for Health (2016-2030). http://www.unicef.org/.../170601_Strategy_for_health_2016-30_report_Spanish.pdf
- Vaarst, M., Padel, S., Hovi, M., Younie, D., Sundrum, A., 2005. Sustaining animal health and food safety in European organic livestock farming. *Livest Prod Sci.*, 94: 61–69.
- Van Wagenberg, Y. de Hass, Hogeveen, H., van Krimpen, M.M., Meuwissen, M.P.M., van Middelaard, C.E., Rodenburg, T.B., Animal board invite review: comparing conventional and organic livestock productions systems on different aspects to sustainability. *Animal*, 11: 1839-1851.
- Vasta, V., Ventura, V., Luciano, G., Andronico, V., Pagano, R., Scerra, M., Biondi, L., Avondo, M., Priolo, A., 2012. The volatile compounds in lamb fat are affected by the time of grazing. *Meat sci.*, 90: 451–456.
- Vázquez-González, L., Parra-Vázquez, M., Gracia, A., Evangelista-García, A., Bello-Baltazar, E., Estrada-Lugo, E., 2016. Procesos de subjetivación derivados de la aplicación de programas de transición a la producción de miel orgánica en la península de Yucatán, México, *Nova Scientia*, 8: 555–578.
- Von Borell, E., Sorensen, J. T., 2004. Organic livestock production in Europe: aims, rules and trends with special emphasis on animal health and welfare. *Livest Prod Sci.*, 90: 3- 9.
- Zar, J.H., 1984. *Biostatistical analysis*, second ed. Prentice-Hall, Glewood Spring, ISBN: 978-0130815422.
- Zepeda-Cancino, R., Velasco-Zebadúa, M.E., Nahed-Toral, J., Hernández, A., Martínez-Tinajero, J., 2016. Adopción de sistemas silvopastoriles y contexto sociocultural de los productores: apoyos y limitantes. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 7: 471–488.

CAPÍTULO III

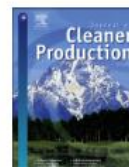


ELSEVIER

Contents lists available at [ScienceDirect](#)

Journal of Cleaner Production

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jclepro



Potential for organic conversion and energy efficiency of conventional livestock production in a humid tropical region of Mexico



Ingrid Abril Valdivieso Pérez ^a, José Nahed Toral ^{a,*}, Ángel T. Piñeiro Vázquez ^b,
Francisco Guevara Hernández ^c, Guillermo Jiménez Ferrer ^a, Daniel Grande Cano ^d

^a Department of Agriculture, Society, and Environment, El Colegio de La Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periférico Sur S/N, Barrio Ma. Auxiliadora, 29290, San Cristobal de Las Casas, Chiapas, Mexico

^b Division of Postgraduate Studies and Research, Instituto Tecnológico Nacional de Mexico/I. T. Conkal, Avenida Tecnológico S/N, Conkal, 97345, Yucatan, Mexico

^c School for Agricultural Sciences, Universidad Autónoma de Chiapas, Carretera Ocozocoautla Villaflores Km. 84.5. Apartado Postal #78, 30470, Villaflores, Chiapas, Mexico

^d Area of Agricultural Production Systems, Biological and Health Sciences Division, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, Av. San Rafael Atlixco 186, Col. Vicentina, Alcaldía de Iztapalapa, 09340, Mexico City, Mexico

Potential for organic conversion and energy efficiency of conventional livestock production in a humid tropical region of Mexico

Ingrid Abril Valdivieso Pérez¹, José Nahed Toral^{1*}, Ángel T. Piñeiro Vázquez², Francisco Guevara Hernández³,
Guillermo Jiménez Ferrer¹, Daniel Grande Cano⁴

¹ Department of Agriculture, Society, and Environment, El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periférico Sur S/N, Barrio Ma. Auxiliadora, 29290, San Cristobal de las Casas, Chiapas, Mexico; iavaldivieso@ecosur.edu.mx; gjimenez@ecosur.mx; mparra@ecosur.mx

² Division of Postgraduate Studies and Research. Instituto Tecnológico Nacional de Mexico/I. T. Conkal, Avenida Tecnológico S/N, Conkal, 97345, Yucatan. Mexico. pineiroiamc@gmail.com

³ School for Agricultural Sciences, Universidad Autónoma de Chiapas, Carretera Ocozocoautla – Villaflores km. 84.5. Apartado postal #78, 30470, Villaflores, Chiapas, Mexico. fragueher@prodigy.net.mx

⁴ Area of Agricultural Production Systems. División de Ciencias Biológicas y de la Salud Biological and Health Sciences Division. Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa. Av. San Rafael Atlixco 186. Col. Vicentina, Alcaldía de Iztapalapa, 09340. Mexico City, Mexico. ifig@xanum.uam.mx

*Correspondence: jnahed@ecosur.mx; Telephone: (01 967) 6749000 ext. 1402

Abstract: Organic livestock production uses low levels of external inputs and less fossil fuel than does conventional livestock production, and therefore it is more energy efficient, reduces contamination, provides healthy food and ecosystem services, and contributes to reducing and adapting to climate change. This article characterizes livestock production and evaluates the potential and limitations of organic conversion and the energy efficiency of conventional dual purpose (milk and meat) cattle production in a humid tropical region of Chiapas, Mexico. Our analysis indicates that for the Livestock Production Units (LPU) of the study region, the greater the organic livestock conversion index (OLCI, 0 to 100 %), the lower the values for herd size, stocking rate, total feed supplement, annual cost of feed purchased for cattle, and production cost per cow; by contrast, those LPU with greater OLCI have greater economic efficiency. Furthermore, the greater the OLCI, the greater the values of the following indicators: *Feeding management, Sustainable grassland management, Ecological weed control in grasses and crops, Veterinary prevention and care, Food safety, and Ecological farm management*. A direct relationship exists between the potential for organic conversion (> OLCI) and energy and economic efficiency. Meanwhile, an inverse relationship was found between OLCI and energy efficiency on the one hand, and - on the other - use of direct and indirect energy, total energy input, energy output, and number of people that could be fed with the energy from milk and meat produced. Converting LPU to organic production and increasing their energy efficiency depends on farmers further developing their abilities to manage sustainable agricultural systems through advisory, technical assistance, and permanent financial support.

Key words: organic conversion; indicators; ecological agriculture; energy; sustainability

1. Introduction

Organic livestock production is based on the principles of cleaner production, and involves strategies for preventing contamination and providing environmental services. For example, use of external inputs – such as chemical fertilizers and pesticides as well as fossil fuels – is minimal or absent. Organic livestock production units (LPU) include woody fodder shrubs and trees; grasses are planted in association with leguminous feed crops; animals are cross-breeds or breeds adapted to the region;

and animals graze and are provided with a significant proportion of fibrous fodder (Hersleth *et al.*, 2012). These measures generally allow the LPU to avoid greenhouse gases (nitrous oxide, methane, and carbon dioxide) at levels which exceed the system's capacity to absorb them. Furthermore, waste generation is minimized by making maximal use of local resources, whereby inputs to the LPU are principally products of on-farm biological processes rather than fossil fuels and synthetic compounds (Murgueitio *et al.*, 2007; IFOAM, 2009; Gerber *et al.*, 2013). For example, in livestock systems based on free-range grazing with minimal external inputs, waste from production of balanced feed and synthetic fertilizers is avoided, and locally available resources are reused and recycled, thereby maximizing functional interactions among crops, livestock, silviculture, and other components of the physical environment (Nahed *et al.*, 2014; van Wagenberg *et al.*, 2017). Furthermore, such livestock systems provide consumers with animal products with high organoleptic, nutritional, and hygienic-sanitary quality (IFOAM, 2009; Escribano, 2016). Organic or otherwise ecological animal products favor health of consumers, who increasingly demand food which does not risk their health or the environment.

Furthermore, organic livestock production provides more environmental services on a landscape level than does conventional livestock production. Practices used in organic livestock production – for example through silvopastoral systems (SPS) – increase biodiversity by creating complex habitats that favor a wide range of plants and animals, host a rich soil biota, and maximize connectivity among forest fragments (Murgueitio *et al.*, 2007; Shibu, 2009). In temperate climates, as well as in tropical climates such as that of the study region, SPS serve as wildlife corridors, providing food and refuge for fauna. Their combination of grasses and trees helps retain soil and water as well as prevent erosion of watersheds and consequently soil nutrient loss.

From the Neolithic period almost until the mid-XX century, agriculture was natural (without agrochemicals) and food was healthy and nutritious (Reganold and Wachter, 2016). Following the Second World War, the now-dominant type of agriculture which became known as the “Green Revolution” model was developed based on genetic improvement as well as intensive natural resource use; agrochemicals (fertilizers, fungicides, insecticides, and herbicides); allopathic medicine (antibiotics, hormones, and anti-parasitic medicine); irrigation, transportation, and refrigeration systems; farm equipment dependent on fossil fuel; and biotechnology (Collado *et al.*, 2010).

While this type of agriculture substantially increased short-term production of food crops and livestock, it gradually became clear that the dominant food system was unsustainable due to unforeseen direct and indirect consequences including depletion of soil fertility, soil and water contamination, severe and even chronic intoxication due to agrochemical use, loss of agrobiodiversity, increased socioeconomic inequality, and mid- and long-term reduction in yields (PAHO, 1978; IFOAM, 2009; Gerber *et al.*, 2013; Roldán-Rueda *et al.*, 2016).

This critical situation led to development of certified organic and otherwise ecological agriculture, with many similarities to that practiced centuries ago as well as to different forms of traditional agriculture still practiced in many places today (Nahed *et al.*, 2014; Nahed *et al.*, 2015). Cultivation of organic and ecological food concords with many principles of cleaner production, which aim to prevent risks to consumer health and the environment while also contributing to food security, as mentioned for example in the 1978 Alma-Ata Declaration of the International Conference on Primary Healthcare (PAHO, 1978). Such prevention of health and environmental risks is due to the fact that organic food: 1) is produced according to principles of health, agroecology, equity, precaution, responsibility, and sustainability; 2) promotes human health and life on earth given that it allows for naturally conserving integrated soil-plant-animal cycles, the environment, and biodiversity; favors animal well-being; avoids use of agrochemicals; and conserves energy; 3) provides consumers with safe, nutritious food with high organoleptic quality; 4) is produced in agroecosystems which are energetically efficient as they involve few external inputs - especially those derived from fossil fuel (Perez-Neira, 2014), given that they are based on grazing, which makes use of solar radiation through photosynthesis (Georgescu-Roegen, 1975); and 5) produces fewer greenhouse gas emissions than food produced with high levels of external inputs, (IFOAM, 2009; Gerber *et al.*, 2013). This study found that those livestock farms with the greatest potential for organic conversion and the least energy output are the most economically and energy efficient, which concords with other studies showing that organic livestock systems have a lower energy consumption per unit of product and greater energy efficiency than conventional systems (Grönroos *et al.*, 2006; Bos *et al.*, 2014; Smith *et al.*, 2014). For example, a study in the United Kingdom found that organic dairy farms – in which cows principally ate grass - used only 62% of the energy of conventional farms in which cows were predominantly fed with silage consisting of grains and soy paste (MAFF, 2000). Similarly, energy consumption per unit of organic milk was approximately 25% less than that of conventional milk, and beef cattle fed with grass used 50% less energy than conventional grain-fed cattle (Pimentel, 2005)

Certified organic agriculture is beginning to be introduced in many nations, particularly in the global south, as producing safe nutritious food has become key to marketing products (Roldán-Rueda *et al.*, 2016). For this reason, governments, non-governmental organizations (NGOs), agribusiness, and individual farmers of so-called “developed nations” as well as those of the global south are interested in evaluating their agricultural technologies and processes and identifying limitations to the quality of their food products in order to implement corrective measures to be able to compete in local, national, and international markets (Reganold and Wachter, 2016; Roldán-Rueda *et al.*, 2016).

Currently, 43.7 million hectares worldwide are used for certified organic agriculture (Lernoud and Schatter, 2016). The continent with the most land devoted to organic agriculture is Oceania (17.3 million hectares), followed by Europe (11.6 million hectares), Latin America (6.8 million hectares), Asia (3.6 million hectares), North America (3.1 million hectares), and Africa (1.3 million hectares; Lernoud and Schatter, 2016). Mexico, which takes third place worldwide with respect to the number of organic farmers (169,703), has 501,364 hectares (2.3% of its agricultural surface area) under organic production, a majority of which is planted in coffee (Najera, 2002; Lernoud and Schatter, 2016).

In order to assure consumers and certifying organizations that agricultural products are organic, there is a need for clear, precise, concise indicators to evaluate whether food production is based on the principles of organic agriculture (Lernoud and Schatter, 2016; González-Vizcaíno *et al.*, 2011). Existing studies report indicators for evaluating agricultural sustainability (Kouba, 2003; Coffey *et al.*, 2010; Peacock and Sherman, 2010; Nahed *et al.*, 2014), animal well-being (Napolitano *et al.*, 2009; Phythian *et al.*, 2011), and environmental effects on milk quality on organic farms (De Boer, 2003; Nauta *et al.*, 2006; Rozzi *et al.*, 2007; Müller-Lindenlauf *et al.*, 2010), or rate technical and economic performance of LPU (Escribano, 2016) or farmer attitudes toward converting their conventional farm to organic production (Midmore *et al.*, 2001), or even criticize organic livestock production on the basis that animals may be undernourished and infested with parasites due to restrictions in use of anthelmintics (Vaarst *et al.*, 2005). However, literature referring to use of indicators to evaluate the feasibility of transitioning from conventional to organic farming is scarce (Lamine and Bellon, 2009); for some such existing studies, see Vaarst *et al.* (2005), Mena *et al.* (2012), and Nahed *et al.* (2014).

Studies using indicators to evaluate the possibility of transitioning conventional farms to organic production allow for guiding further research as well as policies and other mechanisms for organic

conversion, and identifying limitations, potential, and opportunities of existing farm systems so that government agencies and NGOs – with the support of researchers - may design strategies for transitioning toward organic production (Scoones, 1998; Escribano, 2016). Functional limitations to organic farming - those which are a result of conventional agricultural practices - may be overcome by substituting one factor of production with another, such as chemical fertilizer with organic fertilizer, or chemical pest control with biological forms of control. Structural limitations, on the other hand, are a result of the larger economic and political context that prevents development of organic agriculture, and are difficult to modify. Rather, their transformation requires multiple changes to the sociopolitical structure (Long and Villareal, 1992; Vázquez-González *et al.*, 2016). The present study principally identifies functional limitations to converting conventional livestock production systems to organic production.

Organic certification of animal products improves market options by allowing farmers to compete in agrifood markets (Nahed *et al.*, 2013; Reganold and Wachter, 2016), market their products in specialized niches, and raise product prices. In order to identify comparative advantages of organic farm technologies and practices and the quality of resulting animal products, there is a need to develop methodologies for evaluating these technologies and products (Mena *et al.*, 2012; Escribano, 2016).

Many regions of Mexico, including some parts the state of Chiapas, are suitable for converting conventional farms to organic production given that they already use few external inputs (Nahed *et al.*, 2010). Nevertheless, currently almost all of Mexico's farm products are marketed as conventional. In 2016, Mexico produced 1.88 million tons of carcass meat, with the state of Chiapas ranking third, producing 6.1 % of the nation's meat (FIRA, 2018). Meanwhile, in 2017, 11,607,493 L of milk was produced in Mexico - 423,965 L of this in Chiapas (SIAP, 2017). In 2016, in the municipality of Tecpatan, Chiapas, 2,646.78 tons of carcass meat and 40,410.35 L of milk were reportedly produced (SIAP, 2016), and several studies considered livestock systems in this municipality to have a high potential for transitioning from conventional to organic production (Nahed *et al.*, 2010; Nahed *et al.*, 2013). Currently, Chiapas ranks first nation-wide in surface area of organic food production, largely due to its large surface area planted in organic coffee (Najera, 2002).

In southeastern Mexico, conventional dual purpose cattle production generally involves low levels of external inputs (Nahed *et al.*, 2010) along with extensive grazing with varying levels of tree cover

and histories of use; crop associations of basic grains (principally maize and beans); rotation of land use (for example among forest, pasture, crops, and fallows); and use of trees and shrubs for fodder (Ruiz *et al.*, 2011; Nahed *et al.*, 2012). Farms generally have low levels of technology and capital investment according due to the following: 1) high use of family labor, 2) little farm infrastructure, 3) high use of manual tools, and 4) lack of basic services (such as roads, electricity, water, and communications). Furthermore, farmers lack training and advisory, as well as direct outlets to sell their products to food processors and marketers (Nahed *et al.*, 2012). There is a need to identify limitations, potential, and opportunities of these traditional SPS, with the objective of facilitating their transition toward organic certification and sustainability. With this in mind, the objective of the present study was to characterize livestock production by evaluating the potential for organic conversion as well as the energy efficiency of conventional dual purpose cattle production in a humid tropical region of Mexico.

2. Materials and methods

2.1 Estimation of sample size

The study was conducted in the municipalities of Tecpatan and Mezcalapa, located in the humid tropics in the northern part of the Mexican state of Chiapas. Climate of these municipalities is warm-humid with abundant summer rain. According to INEGI (2007), in 2007 the municipalities had 4,495 agricultural and/or forestry production units in a total surface area of 67,619.18 ha, 2,628 of which raised cattle (study universe). In the study area (Cochran and Sestier, 1980), a sample size was estimated using the following simple random sampling equation:

$$n_0 = \frac{z^2 pq}{d^2}$$

where n_0 = sample size, z^2 = risk set at 1.96, p = estimated proportion of the region's population that raises livestock (85%); $q = 1-p$; and d = maximum error permitted (10%). A value of 50 LPU was obtained for analysis. In order to select these LPU, we carried out an intentional search of segments (LPU) that represent the typology of the farms, beginning with those whose owners had participated in other projects with authors of the present study (Nahed *et al.*, 2018). In order to reach a sample size of 50 LPU, after selecting several farmers who agreed to participate in the study we asked them to propose other farmers with different types of management in order to be able to contrast those farmers whose practices more closely following the organic standards with those involving practices prohibited by organic standards. This allowed for differentiating several groups of LPU through a cluster analysis for later comparison.

2.2 Characterization of cattle production in the study area

Technical-economic characterization of cattle production was carried out using quantitative indicators previously defined in other studies (Mena *et al.*, 2012; Delgado-Pertíñez *et al.*, 2013; Gutierrez-Peña, 2016). These indicators are presented in Table 1.

Table 1. Technical-economic indicators used to characterize livestock production units (LPU) in a humid tropical region of Chiapas, Mexico

Technical-Economic Indicator	Definition
Age of farmer (years)	Age of farmer
Herd size (AU)	According to the equation proposed by Scarnecchia and Kothmann (1982), animal units (AU) of each LPU were standardized according to live weight, age, and physiological stage (calf, cow, steer, bull).
Stocking rate (AU/ha)	AU raised per hectare of land*
Own grassland surface area (ha)	Surface area for grazing that is owned by the farmer
Rented grassland surface area (ha)	Surface area for grazing that is rented
Total feed supplement (kg/cow/year)	Kg of feed supplement (all feed other than fodder) produced in the LPU plus supplement purchased from outside the LPU per cow per year
Birth rate (%)	Percentage of young born annually with respect to total number of females fit for reproduction in the LPU*
Adult death rate (%)	Annual percentage of adult cattle that die (due to illness or accident) with respect to total number of adults in the LPU*
Death rate of young (%)	Annual percentage of young that die during lactation with respect to total number of young born in the LPU
Milking (months)	Number of months cows are milked
Milk production (L/day)	Average liters of milk produced per cow per day
Milk production (L/year)	Average liters of milk produced per cow per year
Annual cost of purchased feed (%)	LPU's annual percentage of cost in cattle feed with respect to income from sale of milk and meat
Production cost per kg LW (Mex. pesos/kg)	Fixed plus variable cost of producing 1 kg of live weight (LW)
Milk production cost (Mex. pesos**/L)	Fixed plus variable cost of producing 1 L of milk
Production cost per cow (Mex. pesos**/year)	Fixed plus variable cost of maintaining a cow in production over 1 year
Gross margin per cow (Mex. pesos**/year)	Gross income that the average cow provides to the LPU per year
Net margin per cow (Mex. pesos**/year)	Difference between gross margin and fixed and variable costs, divided by average annual number of cows in the LPU over one year. Fixed costs include family and hired labor.
Economic efficiency	Efficiency with which the farmer uses income from sales and subsidies to cover LPU expenses (fixed and variable costs)
Dependence on fossil fuel (%)	Percentage of LPU's annual expense for petroleum-based inputs (chemical fertilizers, plastics, non-renewable energy, etc.)
Feed self-sufficiency (%)	Percentage of expenses used for purchased feed with respect to total feed (purchased feed + grass cultivation and improvement + renting of grazing land)

*Data refers to AU in the LPU when the questionnaire was applied, **Exchange rate of Mexican pesos to US dollars as of March 05, 2019 was 19.97.

2.3 Evaluation of potential and limitations for converting conventional livestock production units to organic production

The extent to which each LPU used organic practices was evaluated by applying the Organic Livestock Conversion Index (OLCI), proposed by Mena-Guerrero *et al.* (2009) and adapted for cattle production by Nahed *et al.* (2012). OLCI was developed based on consulting twelve researchers in organic livestock production as well as organic regulations (Mena-Guerrero *et al.*, 2009), and consists of 31 variables conforming 10 indicators (Table 2). In order to select variables and indicators, the researchers consulted took into account the following ecological agriculture principles: 1) adequate use of permitted, prohibited, and restricted substances for preventing, curing, and eradicating pests and diseases, and 2) efficient use of agroecological technologies that require little capital and allow for optimal use of local resources as well as long-term maintenance of the physical environment, biological diversity, and soil productive capacity (Mena-Guerrero *et al.*, 2009; Nahed *et al.*, 2012).

Table 2. Indicators, weighting factors, and variables that integrate the Organic Livestock Conversion Index (OLCI) applied to traditional dual purpose cattle farms in a humid tropical region of Chiapas, Mexico

<p>1. Feeding management (0.12):</p> <p>1.1. Feeding of animals only with feed permitted by organic regulations</p> <p>1.2. Grazing of animals</p> <p>1.3. At least 60 % of dry matter (DM) of daily ration is fibrous fodder.</p> <p>1.4. At least 50 % of feed comes from the same or another ecological farm.</p> <p>2. Sustainable grassland management (0.15):</p> <p>2.1. Rotation of pastures</p> <p>2.2. Appropriate stocking rate</p> <p>2.3. Association of fodder crops</p> <p>2.4. Cultivation of woody fodder crops</p> <p>2.5. Silvopastoral system</p> <p>3. Organic soil fertilization (0.06):</p> <p>4. Ecological weed control in grasses and crops (0.06)</p> <p>5. Ecological pest control in grasses and crops (0.06)</p> <p>6. Veterinary prevention and care (0.12):</p> <p>6.1. Application of obligatory vaccines</p> <p>6.2. Quarantine of introduced and sick animals</p> <p>6.3. Natural treatment of illnesses</p> <p>6.4. Use of natural internal anti-parasite medicines</p> <p>6.5. Use of permitted allopathic internal anti-parasite medicines (maximum twice yearly)</p> <p>6.6. Use of natural external anti-parasite medicines</p> <p>7. Breeds and reproduction (0.06):</p> <p>7.1. Farm has only cross-breed animals and/or those adapted to the region.</p> <p>7.2. Animal reproduction is through natural mounting.</p>	<p>8. Animal well-being (0.07):</p> <p>8.1. Natural lactation until 8 months of age</p> <p>8.2. Sufficient space per animal in rooved enclosures and outdoors</p> <p>8.3. Sufficient feeders and water sources</p> <p>8.4. Protection of animals from inclement weather (cold, heat, rain, and humidity)</p> <p>8.5. Horns of young animals are cut and those of older animals are trimmed.</p> <p>9. Food safety (0.15):</p> <p>9.1. Strict hygienic-sanitary control of facilities, equipment, and milking and milk management</p> <p>9.2. Animals are free of brucellosis and tuberculosis.</p> <p>9.3. Animals seropositive to brucellosis and tuberculosis are eliminated.</p> <p>9.4. Animal products are free of antibiotics, hormones, and pesticides.</p> <p>10. Ecological farm management (0.15):</p> <p>10.1. Farmer receives training and/or advisory for organic certification.</p> <p>10.2. Farmer has organic transition plan or is certified.</p> <p>10.3. Farmer keeps records of the organic transition process.</p> <p>10.4. Farmer receives incentives for organic production.</p> <p>10.5. Farmer receives a constant fair price for sale of products year round.</p>
---	--

2.3.1 Variables and calculation of indicator values

The 31 variables that integrate OLCI's 10 indicators (Table 2) were coded as binomial (0, 1) in order to homogenize the original units of measure and due to the fact that organic regulations are based on

specific criteria regarding use of permitted (1) and prohibited (0) inputs and practices. In this manner, each variable acquires a value of its own, with a binomial or Bernoulli distribution (Zar, 1984). The total value for each indicator is the arithmetic average of the values (0 or 1 responses) of its variables (Grimm and Wozniak, 1990). In this manner, the values of the ten indicators were standardized to a relative percentage scale. The optimal value (100 %) of an unweighted indicator is achieved when the responses of all its variables are positive (coded as 1). For each LPU, a percentage value of each indicator was calculated by summing the responses of their variables (0 or 1) and multiplying this number by 100. This index is based on the multi-criteria approach to weighting and aggregating information (Falconi and Burbano, 2004; Munda, 2004), and is intended to facilitate understanding of technological and environmental limitations and potential of LPU in a specific economic and social context, which facilitates farmer decision making so that the farm may transition toward organic certification.

2.3.2 Weighting of indicators

The coefficient for weighting each indicator was based on: 1) the importance of each indicator to the principles of agroecology and organic livestock production, and 2) the difficulty of eliminating or substituting use of inputs or practices prohibited by organic regulations (Table 3). The weighted value of each indicator was obtained by multiplying the arithmetic average of the values of its variables by its specific weighting coefficient. Upon carrying out a principle components analysis of the responses of the 50 farmers studied (Lloret-Segura et al., 2014), it was observed that the commonalities of the data explain the representativeness of the indicators through the percentage of variance extracted by the components of each weighted and non-weighted indicator (Table 3). We tested the difference between the relative weights of the weighted and non-weighted extraction of the indicators using the following sensitivity formula: $\frac{\text{new value} - \text{former value}}{\text{former value}} * 100$ (Ortiz and Rodríguez, 2011). The weighting coefficients lead to a minimum reduction of the OLCI values for each LPU and for the global OLCI in comparison to the non-weighted values; nevertheless, the percentage of variance that explains each indicator is similar in the two cases (weighted and non-weighted). This indicates that the weighting coefficients were correctly assigned and distributed among the ten indicators, and demonstrates that the ease or difficulty of each indicator in achieving its maximum percentage value was appropriately evaluated. With the exception of the representativeness of the indicator *ecological management* - which presents a low value (0.397) in the commonalities of the data, the other indicators presented a value greater than 70 % (greater than 60 % is considered to be highly representative; Lloret-Segura et al., 2014). The low value of the indicator *ecological management* is explained by the fact that the majority of farmers of the study

region have not received advisory and training in ecological management. The principle components analysis allowed for obtaining the same number of dimensions (clusters) in the cluster analysis (as shown in the results of this study) as in the principle components analysis. In order to facilitate interpretation and discussion of results, we classified the values of the indicators, their variables, and OLCI as a whole into five categories of potential for organic conversion: 1) very low (0 to 20 %), 2) low (21 to 40 %), 3) intermediate (41 to 60 %), 4) high (61 to 80 %), and 5) very high (81 to 100 %).

Table 3. Principle components analysis, commonalities, and sensitivity of the weighting coefficients of the indicators that make up the organic livestock conversion index (OLCI).

OLCI Indicators	Principal Component Analysis (commonalities)		Sensitivity, %
	weighted	unweighted	
Feeding management	0.835	0.835	0
Sustainable grassland management	0.825	0.835	0
Organic soil fertilization	0.765	0.765	0
Ecological weed control in grasses and crops	0.853	0.853	0
Ecological pest control in grasses and crops	0.715	0.715	0
Veterinary prevention and care	0.818	0.818	0
Breeds and reproduction	0.858	0.858	0
Animal well-being	0.914	0.914	0
Food safety	0.784	0.784	0
Ecological farm management	0.397	0.397	0

2.4 Procedure for obtaining information

Information used to calculate OLCI was obtained through direct observation as well as a questionnaire applied to the farmers of the 50 LPU. The farms of those interviewed are located in the municipal seat of Tecpatan (10) and in the villages Luis Espinoza (21), Emiliano Zapata (8), El Porvenir (5), Cushaygen (2), and Raudales Malpaso (4).

2.5 Assessment of energy efficiency of organic cattle production

Analysis of energy efficiency was based on one year of production, and was calculated as the quotient between energy produced and energy consumed (Odum and Odum, 1981). Energy efficiency values greater than 1 indicate that more energy is obtained than that which is incorporated into the system; the greater the value, the greater the efficiency. Efficiency values less than 1 indicate that more energy is spent than that produced in the system, and thereby the process is energetically inefficient. Energy consumed is the result of the sum of all external direct and indirect energy used for livestock production (Gliessman, 2002; Meul *et al.*, 2007). Direct energy consists of energy from feed inputs (such as seed, feed concentrates, and feed supplements) and non-feed inputs (such as fuel, electricity, and labor). Indirect energy consists of that used to produce feed and non-feed inputs used in the productive process (such as fuel, electricity, agrochemicals, seeds, and plastics). Based on specialized literature, each input for livestock production was assigned an energy coefficient (Table 4). Inputs without a specific energy equivalent in the literature were assigned an energy value of 0.46 MJ/ Mexican peso based on a report by Mexico's government agency on energy for industry, agriculture, livestock production, hunting, silviculture, and fishing (SENER, 2011). Energy contained in output (milk and meat) was calculated using the sum of energy of milk and meat produced multiplied by the energy value for each product (MJ L⁻¹ and MJ kg⁻¹, respectively). Energy contained in meat was determined according to the weight of the animals, the relative proportion of their different body tissues (muscles, skeleton, and fat), and the energy content of each tissue (Delgado *et al.*, 2005; Iraola *et al.*, 2016). This study did not take into account the contribution of solar energy, energy from non-cultivated grasses, dissipated heat, or energy which degraded in the system.

Table 4. Energy coefficients of inputs and outputs in livestock production units in a humid tropical region of Chiapas, Mexico

Inputs	Units	Direct energy	Indirect energy	Reference
Feed inputs				
Silage		12		Naredo and Campos, 1980
Hay		12.2		Pimentel, 1993
Poultry manure	MJ/kg	10.21		Ochoa and Urrutia, 2007
Molasses		5.88		FEDNA, 2018
Corn kernal		15.4	3.8	Leach, 1976; Naredo and Campos, 1980
Corn pericarp			0.46	Pimentel and Pimentel, 1996
Non-feed inputs				
Gasoline	MJ/L	57.2	8.0	Pérez-Neira <i>et al.</i> , 2014
Diesel		39.27	9.5	Pérez-Neira <i>et al.</i> , 2014
Electricity	MJ/KWh	4.01	8.2	Meul <i>et al.</i> , 2007
Oil and lubricants			67.2	Hatirli <i>et al.</i> 2006
Plastics	MJ/kg		92.2	Meul <i>et al.</i> , 2007
Nitrogen fertilizers			55.3	Meul <i>et al.</i> , 2007; Pérez-Neira <i>et al.</i> , 2014
Human labor	MJ/hr	0.58		Pérez-Neira <i>et al.</i> , 2014
Other inputs	Input prices (Mexican pesos)		0.46	SENER, 2011
Outputs				
Meat (without head, viscera, or bone)	MJ/kg	10.48		Delgado <i>et al.</i> , 2005; Iraola <i>et al.</i> , 2016
Milk	MJ/kg	2.8		Nahed <i>et al.</i> , 2006

2.5.1 Energy indicators

In order to analyze energy efficiency of the LPU, energy indicators proposed by Funes *et al.* (2011) were used. Energy efficiency was calculated using the formula:

$$E_e = \frac{\sum_{i=1}^S m_i e_i}{\sum_{j=1}^T I_j X f_j}$$

Where:

E_e = energy efficiency, S = number of products, m_i = quantity of product (L or kg), e_i = energy content of the product (MJ kg), T = number of inputs, I_j = quantity of inputs (L or kg), and f_j = energy required to produce a given input (MJ kg).

The number of people that may be fed with energy produced by the LPU taking into account a daily energy requirement of 10.49 MJ was calculated using the formula:

$$P_e = \frac{m_i X e_i}{R_e}$$

Where:

P_e = number of people fed from energy produced by the LPU, m_i = production of product X in its unit of measure, e_i = energy content of product X (MJ), A = area of the LPU (ha), R_e = annual energy requirement of the average person (MJ).

2.6 Systematization and analysis of information

Data obtained from the 50 LPU sampled was systematized. First, a hierarchical cluster classification (C) was carried out using the furthest neighbor method, where the grouping factor was the weighted OLCI for the 50 LPU. This classification allowed for analyzing by cluster each technical-economic indicator, the ten indicators making up OLCI, OLCI as a whole, and energy efficiency. Second, a Kolmogorov-Smirnov normality test was applied to all indicators (Grimm and Wozniak, 1990); for those with a normal distribution, a comparison of means was carried out using analysis of variance (ANOVA), while for non-normal data, the Kruskal Wallis non-parametric test was applied. The average values for the indicators whose average values differed significantly among clusters in the ANOVA test were submitted to *a posteriori* contrasts (multiple comparisons) using Tukey's HSD method or the Games-Howell method (depending on the homogeneity of variances test). All statistical analyses were carried out using version 15 of the SPSS statistical package (Mehta and Patel, 2011).

3. Results and discussion

3.1 Cluster analysis

A cluster analysis allowed for identifying three clearly differentiated groups of LPU ($p < 0.05$) with different values for OLCI (Figure 1). We attempted to achieve an equal number of repetitions (or LPU) in each cluster ($p < .05$). The LPU of C1 had the lowest OLCI values - indicating low potential for organic conversion, and those of C3 had the highest - indicating high potential (Table 5). This grouping allowed for planning agroecological technologies for each group of farmers which may help them overcome their limitations. In another study (Nahed *et al.*, 2013), organic certification of milk and of animals sold live for meat has been achieved after overcoming limitations identified through OLCI. The objective of OLCI is for conventional LPU to be capable of sustaining themselves over time and modifying themselves when conditions demand. For ecological and social resources and processes involved in LPU to be capable of continuing to function, they must be

capable of self-regulation, coordination, reorganization, and adaptation in the face of internal and external changes (Nahed *et al.*, 2006).

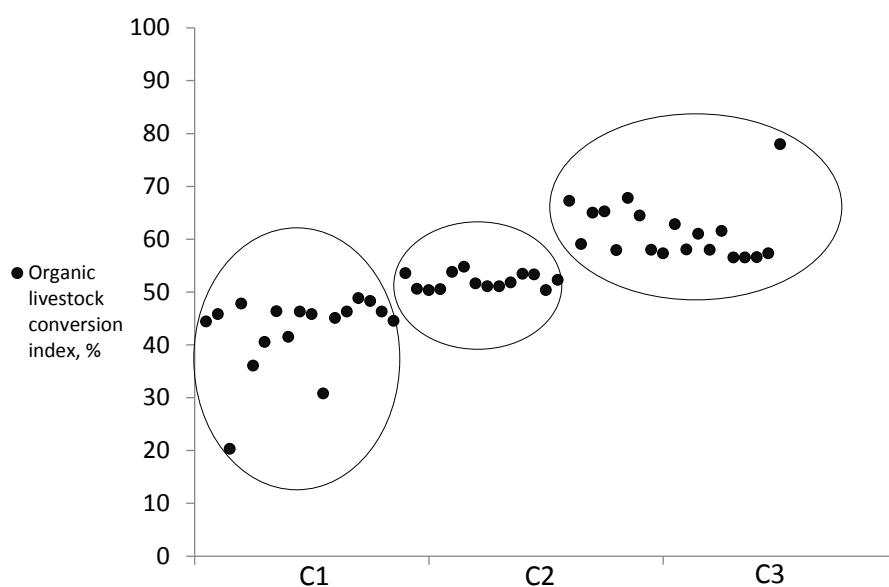


Figure 1. Clusters (C) of the Organic Livestock Conversion Index of livestock production units in the humid tropics of Chiapas, Mexico

Table 5. Classification by clusters of livestock production units according to their potential for organic conversion; range of values of these clusters for the Organic Livestock Conversion Index (OLCI); and average values of clusters for OLCI in a humid tropical region of Chiapas, Mexico

Variable	Cluster			F; p value
	1	2	3	
N	17	14	19	-
Range, % OLCI	20.3 - 48.8	50.3 - 54.8	56.6 - 77.7	-
Average, % OLCI	42.6 (± 7.4) ^a	49.9 (± 2.2) ^b	61.5 (± 5.5) ^c	42.8; .001

^{a,b,c} Different letters in the same row indicate significant differences ($p < 0.05$); * F test: alpha of 95 %

3.2 Characteristics of cattle production in the study area

The predominant silvopastoral dual purpose cattle production system of the study area has produced milk and weaned calves for sale for five decades (Nahed *et al.*, 2012). This system follows traditional practices with few external inputs, uses a wide variety of types of vegetation in an integrated manner,

and follows a management calendar adapted to the region's seasonal variability. Cattle are integrated with crops and forestry through energy flows and circulation of matter by fertilizing crops with manure, feeding cattle with agricultural waste, and grazing them in areas with a tree gradient consisting of one or more of the following: treeless grassland; grassland with living fences, shrubs and/or fallows; dispersed trees; and forested areas, used in an alternating manner over the course of the annual cycle (Ruiz *et al.*, 2011).

Owners of the LPU evaluated have an average age of 55, which is a disadvantage for developing silvopastoral systems and organic livestock production in the region, given that older farmers of the region generally have been found to show less openness to receiving training or advisory and are less interested in adopting technological innovations (Nahed and Guevara, 2014). Average surface area of grassland owned by the farmers ranged from 29.9 to 34.5 ha, while that of rented grassland ranged from 3.6 to 18.2 ha. All LPU have cattle of the breed Zebu (*Bos indicus*) and of a mixed-breed biotype, both of which are crossed with some European breeds (*Bos taurus*), particularly Swiss and Holstein and to a lesser extent Simmental. In the majority of LPU (97 %), cows are milked manually once daily, stimulating milk flow by allowing the calf to suckle 2-3 minutes before milking (Nahed *et al.*, 2012). This milking technique is commonly used in the Mexican tropics and has been previously described by Ortíz (1982).

In all LPU, the breeding bull remains continually with the cows, and therefore siring occurs through natural direct mounting. For this reason, calves may be born any time of year. Weaning occurs naturally between 7 and 8 months of age, at an average weight of 207.5 kg (\pm 9.6). The majority of calves are sold upon weaning to be fattened in other regions of the country (Calderón *et al.*, 2012), principally in central or northern Mexico. Sale of milk, weaned calves, and discarded cows to intermediaries is farmers' principle source of income. Involvement of intermediaries in marketing – as in other regions of the Mexican tropics and in other regions of the world (Moreno *et al.*, 2015) – greatly limits the sale price for live animals and animal products.

Herd size was greatest in C1, and smallest in C3 ($p < 0.05$). A similar tendency ($p < 0.05$) was observed for stocking rate and surface area of rented grassland ($p > 0.05$), and an inverse tendency ($p > 0.05$) was found for surface area of owned grassland. Some LPU (principally those of C1) rent grasslands during the dry season in order to prevent excessive trampling and overgrazing of the little land they have. Given insufficient surface area for grazing in LPU of C1, these farms have a greater stocking

rate in their grasslands than do those of C2 and C3; nevertheless, all LPU are within the limit of two AU per hectare stipulated by organic regulations (IFOAM, 2018).

One principle difference among the three C is feed supplementation: up to 6.5 times more mineral supplement (salt) is provided by C1 and C2 farmers at free access, mixed with energy supplements (for example, molasses, maize kernels, and maize pericarp) and/or protein supplements (for example, chicken manure and feed concentrates) as compared to that provided by C3 farmers (209.9 kg per cow per year; $p < 0.05$), which is similar to that reported by Orantes-Zebadúa *et al.* (2014) for the same study area (1 to 3 kg of supplement per cow per day).

A high birth rate is observed for all LPU, varying from 81.0 to 90.0 %, which is greater than that reported by Nahed *et al.* (2013) for Mazapa, Chiapas (67 %), Huitiupán, Chiapas (61 %), Tacotalpa, Tabasco (72.4 %), and Tecpatán, Chiapas (72.8 %). The death rate for adult animals was low, varying from 2.5 to 2.9 %, which approximates values of 2.6 to 5.1 % reported by Nahed *et al.* (2013) for the same area, while the death rate for young animals was relatively high, varying from 9.1 to 13.6 % for the three C (> 0.05), which is greater than rates reported by Nahed *et al.* (2013, 5.3 to 7.3 %).

Number of months of milking per year, milk production per cow per day, and milk production per cow per year did not statistically differ among C. For the same study area, Orantes-Zebadúa *et al.* (2014) report a daily milk production level per cow (4.4 ± 1.8 L) which is very similar to that of C3 (4.5 ± 2.3 L). Meanwhile, for the same study area, Nahed *et al.* (2014) report annual milk production levels which are greater (1183 ± 4.3 L) than those estimated in the present study.

Farmers' annual feed cost with respect to income from sale of milk and meat was greatest ($p < 0.05$) in C1, and lowest in C3. Production cost per kg of meat and per L of milk varied ($p < 0.05$) among C, and production costs of both products was highest for C1 and lowest for C3. Similarly, production cost per cow was greatest ($p < 0.05$) in C1 and lowest in C3. Gross margin per cow did not vary ($p > 0.05$) among C; nevertheless, net margin (income) per cow per year was greatest ($p < 0.05$) in C3.

Low levels of production of animals and animal products and high costs of production cause the LPUs' net margins of income – principally those of C1 – to be very low. Zepeda-Cancino *et al.* (2016) indicate that in the study area, due to lack of income sources aside from livestock production, as well as marketing problems such as low milk prices with respect to production cost (including

family labor) and sale of animals to intermediaries, farm families are barely able to satisfy their basic needs, with the exception of those who have another income source. Therefore, younger generations tend to lose interest in farming, and continuity of LPU may be reduced.

Results for economic efficiency (considering subsidies and family labor) indicate that the LPU of C3 are more efficient ($p < 0.05$) than those of C2 and C1. For the indicators related to production cost – especially dependence on fossil fuel and production cost per cow, C3 has notably lower costs, principally due to low purchase of external inputs and little use of machinery, which leads to less contamination. Meanwhile, the level of feed self-sufficiency was similar among LPU of all three C ($p > 0.05$), although C3 had a somewhat greater level due to the fact that they purchased less feed ($p < 0.05$; Table 6).

Table 6. Technical-economic indicators of the livestock production units by cluster in a tropical humid region of Chiapas, Mexico

Technical-economic indicator	Cluster			F; <i>p</i> value
	1	2	3	
<i>N</i> =50	17	14	19	-
Age of farmer (years)	58 (±12)	51 (±13)	56 (±19)	NS
Herd size (AU)	65.9 (±63.1) ^a	51.5 (±25.2) ^{ab}	34.9 (±18.3) ^b	4.46;.017
Stocking rate (AU/ha)	1.57 (±1.1) ^a	1.21 (±.4) ^{ab}	1.0 (±.4) ^b	4.42;.017
Own grassland surface area (ha)	29.9 (±19.9)	33.9 (±19.1)	34.5(±19.7)	NS
Rented grassland surface area (ha)	18.2 (±29.2)	5.6(±7.8)	3.6 (±8.8)	NS
Total feed supplement (kg/cow/year)	1367.9 (±2471.8) ^a	1064.4 (±1288.5) ^a	209.9 (±428.6) ^b	3.23;.048
Birth rate (%)	81 (±36)	90 (±35)	85 (±33)	NS
Adult death rate (%)	2.9 (±2.9)	2.6 (±3.1)	2.5 (±6.3)	NS
Death rate of young (%)	13.6 (±9.4)	9.1 (±7.3)	9.5 (±12.6)	NS
Milking (months)	8.0 (±1.4)	7.9 (±1.0)	8.2 (±1.7)	NS
Milk production (L/day)	6.0 (±2.7)	5.0 (±2.1)	4.5 (±2.3)	NS
Milk production (L/year)	794.9 (±589.0)	742.0 (±310.6)	666.8 (±410.9)	NS
Annual cost of purchased feed (%)	34.1 (±43.5) ^a	17.9 (±17.7) ^{ab}	6.1 (± 9.1) ^b	4.92;.011
Production cost per kg LW (Mex. pesos/kg)	69.19 (±39.9) ^a	49.8 (±11.8) ^{ab}	37.2 (±18.1) ^b	6.55;.003
Milk production cost (Mex. pesos ^{**} /L)	12.0 (±3.1) ^a	12.4 (±3.9) ^b	8.9 (±2.9) ^b	5.79;.006
Production cost per cow (Mex. pesos ^{**} /year)	13891.7 (±7704.5) ^a	11684.0 (±4624.2) ^{ab}	8476.1 (±5140.6) ^b	3.38;.032
Gross margin per cow (Mex. pesos ^{**} /year)	15345.7 (±70001.3)	14373.1 (±4396.8)	15949.7 (±8186.4)	NS
Net margin per cow (Mex. pesos ^{**} /year)	1454.0 (±39.24.6) ^a	2689.1 (±3580.4) ^a	7473.6 (±5248.2) ^b	9.38;.001
Economic efficiency	1.2 (±.4) ^a	1.3 (±.4) ^a	2.0 (±.7) ^b	11.07;.001
Dependence on fossil fuel (%)	8.4 (±6.1) ^{ab}	13.7 (±8.3) ^b	4.6 (±4.9) ^a	7.56;.001
Feed self-sufficiency (%)	22.6 (±34.0)	18.1 (±31.9)	38.3 (±42.9)	NS

^{a,b,c} Different letters in the same row indicate significant differences ($p < 0.05$); NS: non-significant; F Test: alpha of 95 %; AU: animal unit; *Data refers to AU in the LPU when the questionnaire was applied; **Exchange rate of Mexican pesos to US dollars as of March 05, 2019 was 19.97.

In summary, the value of OLCI is inversely related to herd size, stocking rate, total feed supplement, annual cost of purchased feed for cattle, production cost per cow, net margin per cow, and dependence on fossil fuel. By contrast, the value of OLCI is positively related to the values of net margin per cow, economic efficiency, and feed self-sufficiency.

3.3 Limitations and potential of organic conversion of conventional cattle production

Table 6 shows average percentages of approximation to the organic model for the ten indicators of OLCI and for OLCI as a whole for the LPU grouped by clusters. The values of all indicators for C3 are significantly greater ($p < 0.05$) or greater to a non-significant level ($p > 0.05$) than the values of C1 and C2. With the exception of the indicator *ecological farm management*, which shows very low potential for organic conversion, the rest of C3's indicators show intermediate to very high potential for conversion.

The values of OLCI as a whole vary among the three C ($p < 0.05$); C3 has the highest potential for organic conversion, followed by C2, and finally C1. These results indicate that potential for organic conversion of the three C of the LPU evaluated ranges from low to intermediate - similar to that reported by Nahed *et al.* (2013), where - after extensive training to overcome limitations of their LPU - farmers achieved organic certification, which has allowed them to increase the demand for their products, and consequently their prices, and in general their LPU have become more sustainable. In summary, Table 7 shows that as the value of OLCI increases, the values for *feeding management*, *sustainable grassland management*, *ecological weed control in grasses and crops*, *veterinary prevention and care*, *food safety*, and *ecological farm management* increase.

Table 7. Indicators and values of the Organic Livestock Conversion Index (OLCI) for livestock production units grouped by clusters in a humid tropical region of Chiapas, Mexico

OLCI Indicators	Cluster			F; <i>p</i> value	Communalities		Sensitivity, %
	1	2	3		weighted	unweighted	
1. Feeding management	67.5 (±31.6) ^a	80.4 (±10.6) ^{ab}	96.1 (± 9.4) ^b	9.0;.001	0.835	0.835	0
2. Sustainable grassland management	36.5 (±12.2) ^a	47.1 (±9.9) ^b	53.7 (±13.4) ^b	9.0;.001	0.825	0.835	0
3. Organic soil fertilization	88.2 (±33.2)	92.8 (±26.7)	100.0 (±0.0)	NS	0.765	0.765	0
4. Ecological weed control in grasses and crops	47.1 (±51.4) ^a	71.4 (±46.9) ^{ab}	94.7 (±22.9) ^b	5.9;.005	0.853	0.853	0
5. Ecological pest control in grasses and crops	64.7 (±49.2)	85.7 (±36.3)	94.7 (±22.9)	NS	0.715	0.715	0
6. Veterinary prevention and care	27.3 (±14.2) ^a	36.7 (±11.7) ^a	49.8 (±18.0) ^b	9.9;.001	0.818	0.818	0
7. Breeds and reproduction	97.1 (±12.1)	96.4 (±13.4)	100	NS	0.858	0.858	0
8. Animal well-being	67.1 (±9.8)	65.7 (±9.4)	68.4 (±15.4)	NS	0.914	0.914	0
9. Food safety	40.4 (±21.8) ^a	57.4 (±15.9) ^b	66.7 (±17.1) ^b	9.1;.001	0.784	0.784	0
10. Ecological farm management	8.2 (±10.1) ^a	5.7 (±9.4) ^a	19.0 (±14.1) ^b	6.3;.004	0.397	0.397	0
Organic Livestock Conversion Index	42.6 (± 7.4) ^a	49.9 (±2.2) ^b	61.5 (±5.5) ^c	51.8;.001			

^{a,b,c} Different letters in the same row indicate significant differences ($p < 0.05$); NS: non-significant; *F Test: alpha of 95 %

Evaluating the potential for conversion of conventional cattle farms to the organic production model provides an opportunity to identify limitations, potential (Figure 2), and opportunities for promoting sustainable livestock production (Aguilar *et al.*, 2012; Nahed *et al.*, 2012; Nahed *et al.*, 2013). Those OLCI indicators with limited potential for organic conversion for the LPU evaluated are: *sustainable grassland management* (for C1 and C2), *organic soil fertilization* (C1 and C2), *ecological weed control in grasses and crops* (C1), *veterinary prevention and care* (C1 and C2), *food safety* (C1 and C2), and *ecological farm management* (all clusters). While C3 had values above 50% for all of these indicators except *ecological farm management*, C1 and C2 have low values for these indicators principally due to the fact that farmers have not received the necessary training and advisory to be able to adhere to organic regulations, despite the fact that the majority of LPU use traditional agricultural methods and few external inputs. Nevertheless, some indicators show potential for organic conversion of the LPU, including *feeding management*, *ecological pest control in grasses and crops*, *breeds and reproduction*, and *animal well-being*, all of which showed potential for all three clusters, as well as *ecological weed control in grasses and crops* for C2 and C3, and *food safety* for C3. The LPU of C3 show the greatest potential for organic conversion (61.5 %), given that all indicators except *ecological farm management* have intermediate to very high potential for conversion due to the high values of their variables. In summary, the values of OLCI range from intermediate to high. The values of OLCI found in this study are greater than those found for conventional livestock production in the Frailesca and Marqués de Comillas regions of Chiapas, which are 48.0 % (Aguilar *et al.*, 2012) and 53.3 % (Jiménez *et al.*, 2011) respectively, both showing intermediate potential for conversion.

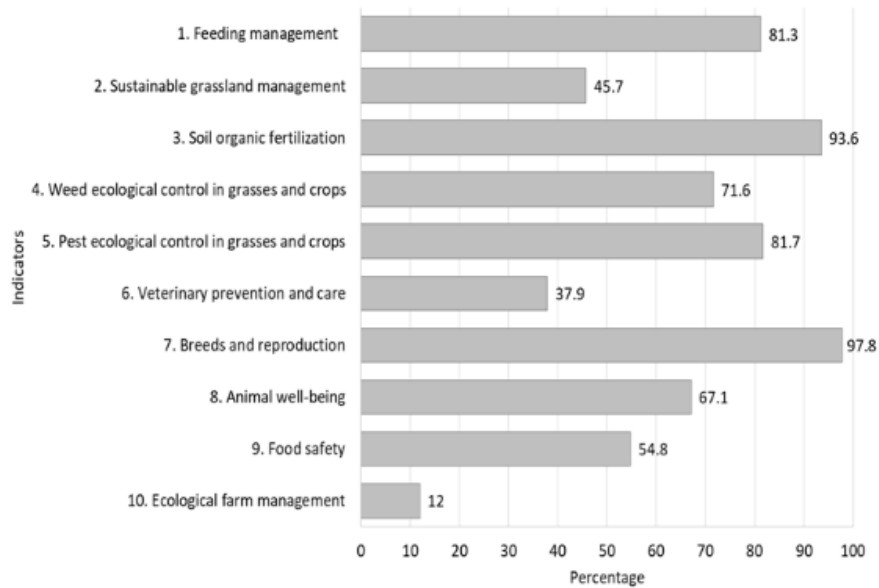


Figure 2. Indicators that affect organic conversion, regardless of the cluster to which livestock production units belong, in a humid tropical region of Chiapas, México.

Based on the above information, for all three clusters some indicators limit conversion to organic production, while others favor conversion. Figure 2 summarizes the extent to which each of the 10 indicators favors conversion to organic production for all clusters.

Table 8 shows the tendency ($p < 0.05$) that to the extent that the values of OLCI increase, the values for indicators *feeding management*, *sustainable grassland management*, *ecological weed control in grasses and crops*, *veterinary prevention and care*, *food safety*, and *ecological farm management increase*. The following variables have the greatest potential for each indicator: variables 1.2, 1.3, and 1.4 for indicator *feeding management*; 2.1 and 2.2 for indicator *sustainable grassland management*; 6.1, 6.2 and 6.5 for indicator *veterinary prevention and care*; 7.1 and 7.2 for indicator *breeds and reproduction*; 8.1, 8.3 and 8.5 for indicator *animal well-being*; and 9.2 and 9.3 for indicator *food safety*. For the indicators *organic soil fertilization*, *ecological weed control in grasses and crops*, and *ecological pest control in grasses and crops*, a majority of LPU use organic or otherwise ecological techniques. The only factor with potential for the indicator *ecological farm management* is 10.1 - that farmers have received training or advisory for organic certification.

In general, the high level of approximation of the LPU evaluated to the organic model is a result of traditional management with low use of external inputs more than implementation of sustainable

production technologies. If farmers modify their current form of production so that it concords with organic production standards, they will have to wait for the necessary transition or conversion period to elapse in order to reduce to a minimum the residual effects of any agrochemicals previously used (CERTIMEX, 2009). Also, there is a need to train farmers to substitute capital-dependent technologies which degrade the environment with others that make efficient use of local resources, thereby allowing for maintenance of biological diversity and soil productive capacity (Mena-Guerrero *et al.*, 2009; Nahed *et al.*, 2013). In order to achieve sustainability of the LPU, farmers should review and follow the list of substances permitted, prohibited, and restricted by organic regulations (Müller-Lindenlauf *et al.*, 2010).

Table 8. Variables that make up the indicators (%) of the Organic Livestock Conversion Index (OLCI) for livestock production units grouped by clusters in a humid tropical region of Chiapas, Mexico

OLCI indicators and variables	Cluster			F; <i>p</i> value
	1	2	3	
N	17	14	19	
1. Feeding management				
1.1 Feeding animals only with feed permitted by organic regulations	29.4 (± 47) ^b	21.42 (±42.6) ^b	84.2 (±37.5) ^a	11.36;.001
1.2 Grazing animals	94.1 (±24.25)	100 (±0.0)	100 (±0.0)	NS
1.3 At least 60 % of dry matter (DM) of daily ration is fibrous fodder	70.6 (±47) ^b	100 (±0.0) ^a	100 (±0.0) ^a	6.46;.003
1.4 At least 50 % of feed comes from the same or another ecological farm	76.0 (±43.7) ^b	100 (±0.0) ^a	100 (±0.0) ^a	4.77;.013
2. Sustainable grassland management				
2.1 Pasture rotation	88.2 (±33.2)	100 (±0.0)	100 (±0.0)	NS
2.2 Appropriate stocking rate	88.6 (±27.2)	100 (±0.0)	100 (±.2)	NS
2.3 Association of fodder crops	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	5.3 (±22.9)	NS
2.4 Cultivation of woody fodder crops	5.9 (±24.2) ^b	35.7 (±49.7) ^{ab}	52.6 (51.2) ^a	5.25;.009
2.5 Silvopastoral system	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	10.5 (±31.5)	NS
3. Organic soil fertilization	88.2 (±33.2)	92.8 (±26.7)	100 (±0.0)	NS
4. Ecological weed control in grasses and crops	47.0 (±51.4) ^b	71.4 (±46.9) ^{ab}	94.7 (±22.9) ^a	5.96;.005
5. Ecological pest control in grasses and crops	64.7 (±49.2)	85.7 (±36.3)	94.7 (±22.9)	NS
6. Veterinary prevention and care				
6.1 Application of obligatory vaccines	70.6 (±47.0) ^b	92.9 (±26.7) ^{ab}	100 (±0.0) ^a	4.33;.019
6.2 Quarantine of introduced and sick animals	52.9 (±51.4)	71.4 (±46.9)	89.5 (±31.5)	NS
6.3 Natural treatment of illnesses	0.0 (±0.0)	7.14 (±46.9)	5.3 (±31.5)	NS
6.4 Use of natural internal anti-parasite medicines	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	10.5 (±31.5)	NS

6.5 Limited use of permitted allopathic internal anti-parasite medicines (maximum twice yearly)	41.2 (±50.7)	42.8 (±51.3)	78.9 (±41.9)	NS
6.6 Use of natural external anti-parasite medicines	0.0 (±0.0)	7.1 (±26.7)	15.8 (±37.5)	NS
7. Breeds and reproduction				
7.1 Farm has only cross-breed animals and/or those adapted to the region.	94.1 (±24.2)	100 (±0.0)	100 (±0.0)	NS
7.2 Animal reproduction is through natural mounting.	100 (±0.0)	92.8 (±26.7)	100 (±0.0)	NS
8. Animal well-being				
8.1 Natural lactation until 8 months of age	100 (±0.0)	100 (±0.0)	100 (±0.0)	-
8.2 Sufficient space per animal in rooved enclosures and outdoors	23.5 (±43.7)	28.6 (±46.9)	52.6 (±51.3)	NS
8.3 Sufficient feeders and water sources	100 (±0.0)	100 (±0.0)	100 (±0.0)	-
8.4 Protection of animals from inclement weather (cold, heat, rain, and humidity)	17.6 (±39.3)	14.3 (±36.3)	15.8 (±36.5)	NS
8.5 Horns of young animals are cut and those of older animals are trimmed.	94.1 (±24.2)	85.7 (±36.3)	73.7 (±45.2)	NS
9. Food safety				
9.1 Strict hygienic-sanitary control of facilities, equipment, and milking and milk management	0.0 (±0.0)	7.1 (±26.7)	10.5 (±31.5)	NS
9.2 Animals are free of brucellosis and tuberculosis.	67.6 (±46.6)	89.3 (±28.9)	89.5 (±31.5)	NS
9.3 Animals seropositive to brucellosis and tuberculosis are eliminated.	76.5 (±43.7) ^b	100 (±0.0) ^a	100 (±0.0) ^a	4.77;.013
9.4 Animal products are free of antibiotics, hormones, and pesticides.	17.6 (±23.9) ^b	33.3 (± 32.0) ^b	66.7 (±31.4) ^a	13.18;.001
10. Ecological farm management				
10.1 Farmer receives training and/or advisory for organic certification.	41.1 (±50.7)	28.6 (±46.9)	63.2 (±49.5)	NS
10.2 Farmer has organic transition plan or is certified.	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	21.1 (±41.9)	NS
10.3 Farmer keeps records of the organic transition process.	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	5.3 (±0.5)	NS
10.4 Farmer receives incentives for organic production.	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	-
10.5 Farmer receives a constant fair price for sale of products year round.	0.0 (±0.0)	0.0 (±0.0)	5.3 (±22.9)	NS

^{a,b,c} Different letters in the same row indicate significant differences ($p < 0.05$); NS: non-significant; *F Test: alpha of 95 %

3.4 Energy efficiency in organic cattle production

Given the current global energy crisis and environmental contamination, there is a need to make efficient use of energy and replace consumption of fossil fuels with renewable energy in order to mitigate greenhouse gas emissions, global warming, and climate change (IPCC, 2011). In France in 1972, The International Federation of Organic Agriculture Movement (IFOAM) established regulations for organic livestock production, as a result of a movement of resistance to dependence

on external inputs such as agrochemicals, machinery, and fossil fuel as promoted by the Green Revolution (Zhuang and Li, 2017).

The values of the energy indicators showed a high level of dispersion, as observed in the high coefficient of variation, which indicates that some clusters have similar levels of productivity although their levels of energy efficiency vary; this is due to differences in management as well as reduced sample size. Despite this, results show significant tendencies (Table 9).

Table 9. Average values of energy indicators for three clusters of dual purpose livestock production units according to their potential and limitations for organic conversion in a humid tropical region of Chiapas, Mexico

Indicator	Cluster			X^2 ; p value*
	1	2	3	
Direct energy (input), MJ ha ⁻¹	8286.26 ± 9213.26	5689.32 ± 7717.49	2075.74 ± 4001.92	6.7; .034
Indirect energy (input), MJ ha ⁻¹	1339.55 ± 1115.79	1088.80 ± 927.13	365.24 ± 518.01	11.5; .003
Total energy input, MJ ha ⁻¹	9625.81 ± 10044.73	6778.12 ± 8449.14	2440.99 ± 4487.20	9.7; .008
Energy output (meat + milk), MJ ha ⁻¹	4675.96 ± 3233.36	3564.46 ± 2984.97	2401.35 ± 2010.56	6.4; .040
Energy efficiency	1.61 ± 1.73	1.45 ± 1.43	2.81 ± 2.00	6.0; .050
People fed with the energy of the system (meat + milk), No/ha ⁻¹	1.30 ± .91	.93 ± .58	.56 ± .51	10.0; .007

*Kruskal Wallis non-parametric test

International literature reports that organic production involves low use of fossil fuel, generally low use of external inputs, and a high level of energy efficiency (Cederberg and Mattsson, 2000; MAFF, 2000; Dalgaard *et al.*, 2001; Hass *et al.*, 2001; Grönroos *et al.*, 2006; Pimentel, 2006; Thomassen *et al.*, 2008; FAO, 2009; Bos *et al.*, 2014). This is supported by the fact that the value of OLCI increases in proportion to the farm's level of energy efficiency (Figure 3), as shown by the tendency of the value of OLCI to increase as use of direct energy (Figure 4), indirect energy (Figure 5), and total energy decreased (C3, Table 9). Furthermore, the number of people that may be fed with the energy from milk and meat produced decreased as the value of OLCI increased (Figure 6 and Table 9).

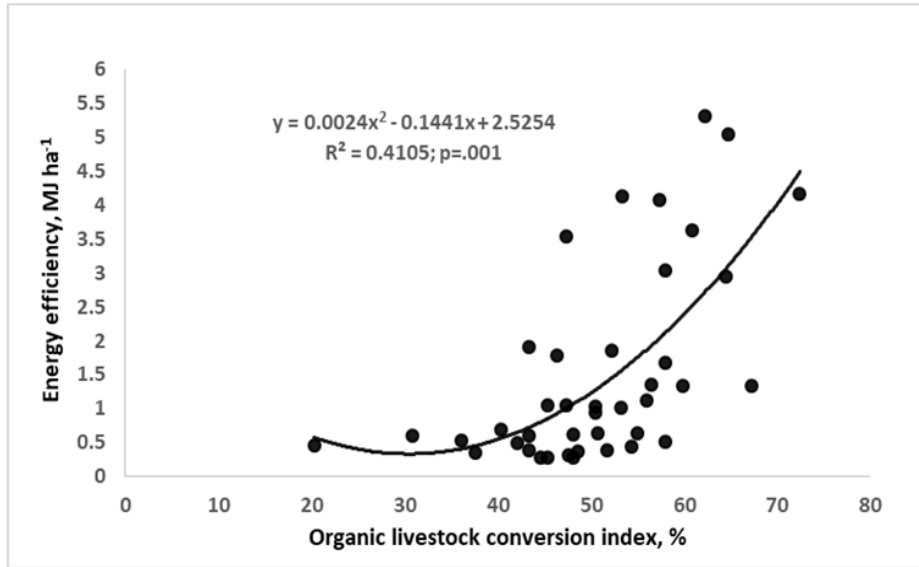


Figure 3. Relationship between the Organic Livestock Conversion Index and energy efficiency of livestock production units in a humid tropical region of Chiapas, Mexico

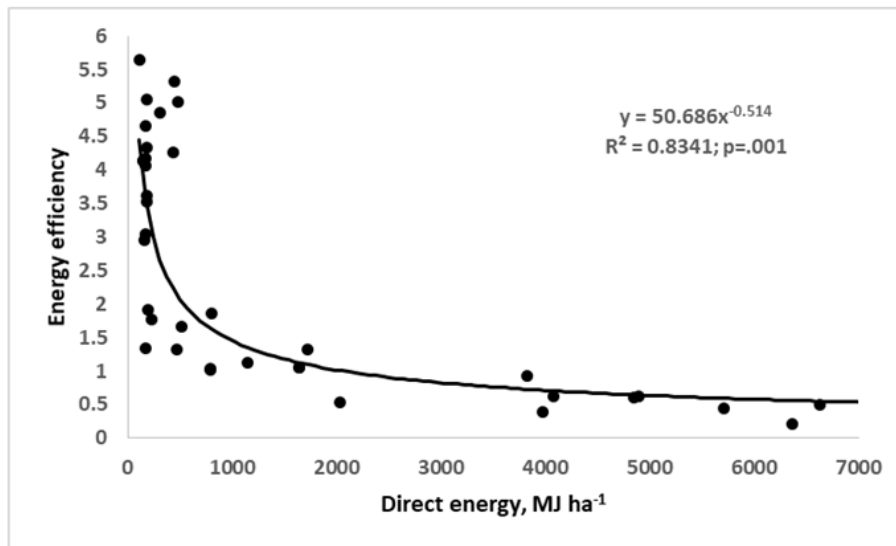


Figure 4. Relationship between direct energy and energy efficiency of livestock production units in a humid tropical region of Chiapas, Mexico

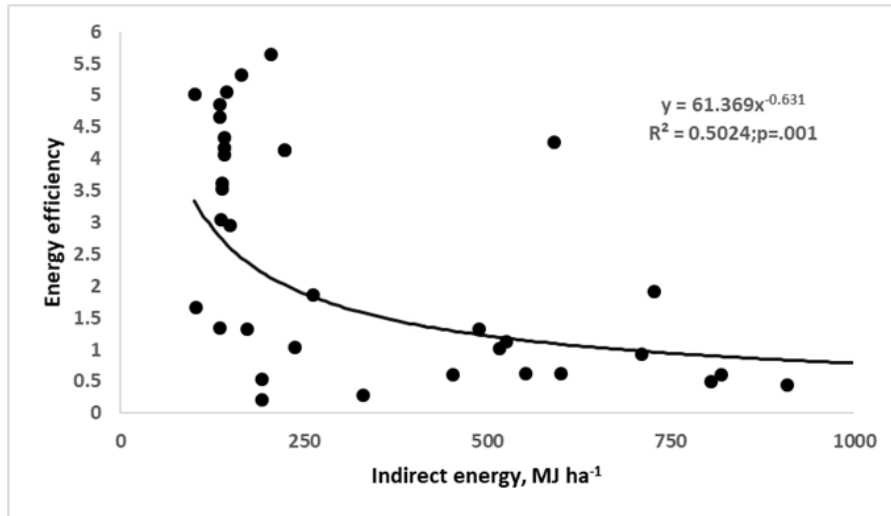


Figure 5. Relationship between indirect energy and energy efficiency of livestock production units in a humid tropical region of Chiapas, Mexico

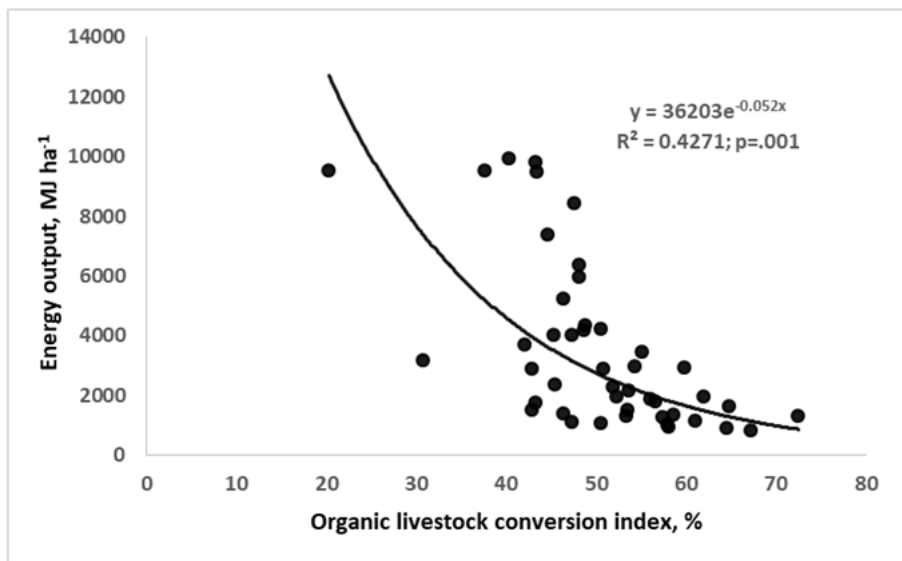


Figure 6. Relationship between the Organic Livestock Conversion Index and energy output (milk + meat) of livestock production units in a humid tropical region of Chiapas, Mexico

The fact that the LPU of C1 and C2 had higher levels of energy use and more people could be fed with the milk and meat of their farms as compared to those of C3 indicates that these clusters had higher levels of productivity per hectare at the cost of lesser energy efficiency as compared to C3, which had the highest OLCI value. This explains why the LPU of C1 and C2 use more external inputs, particularly purchased feed supplements, and their milk and meat productivity levels do not compensate their increased energy use, rather leading to a lower energy efficiency than that of C3, in which animal feeding is principally based on grazing (Meul *et al.*, 2007; Thomassen *et al.*, 2008).

The relationship between OLCI and the energy efficiency index depends on the farmers' livestock management strategies. In organic systems, energy entering the system is incorporated into ecological cycles through management practices which maximize use of solar energy. In livestock systems, such use of solar energy occurs when a farm's self-sufficiency in livestock feed is achieved through local biomass production, recycling of organic matter, and/or reduction of inputs by using alternative agroecological practices (Gabella *et al.*, 2019). Stimulation of natural cycles through photosynthesis leads to accumulation of energy. Ecological management practices channel solar energy that the agroecosystem receives in order to increase the system's capacity of regeneration in the form of organic matter, captured carbon, tree biomass, biodiversity, and other forms of accumulated energy, thereby improving index of energy conversion. Nevertheless, this does not necessarily result in greater productivity per area, measured in the capacity of the agroecosystem to feed people (Table 9).

Conventional Green Revolution livestock production practices that are principally based on use of fossil fuel to overstimulate natural cycles initially resulted in satisfactory yields. However, such yields have progressively diminished because they are based on systematic extractive processes. This continual decrease of the productive potential of agroecosystems is theoretically explained by the law of decreasing yields (Franco and Saúl, 2016). As a result, energy inputs must be continually increased in order to obtain constant yields, directly decreasing the system's energy efficiency.

The lesser productivity of organic production concords with the findings of other studies, suggesting that organic agriculture systems have the potential to contribute to food production which is energetically more efficient at the cost of lower yields (Bertilsson *et al.*, 2008; Smith *et al.*, 2014); nevertheless, it may be argued that reduction of yields of organic agriculture is compensated by its great energy savings. Ogino *et al.* (2016) compared extensive and intensive LPU in southeastern Thailand; the extensive systems were based on grazing with low use of external inputs and the

intensive systems on feed concentrates. Their results suggest that intensive LPU consume high levels of energy principally due to use of concentrated feed and other agricultural inputs, as well as high levels of electricity and fuel consumption as compared to extensive LPU. Tsutsumi *et al.* (2017) evaluated certified organic LPU, non-organic LPU with low use of external inputs, and conventional LPU, finding that the conventional LPUs' energy consumption was 553% and 61% greater than that of the organic and non-organic LPU, respectively, principally due to manufacture and transportation of concentrated feed.

From an economic point of view, as the value of OLCI increases, net margin per cow increases (Figure 7), as also reported by Pacini *et al.* (2003) for organic crop systems. Similarly, in the present study greater energy efficiency led to a greater economic efficiency (Figure 8). These results contrast with findings by Purroy-Vásquez *et al.* (2016) who evaluated the energy and economic efficiency of different productive systems in the subhumid tropic of southern Mexico; in the dual purpose livestock production system, they found a low energy efficiency (0.93 ± 1.83 and 0.81 ± 2.31 in a hilly zone without irrigation and a flat irrigated zone, respectively), while economic efficiency was higher (3.91 ± 4.73 in both zones) than that of the present study. Purroy-Vásquez *et al.* (2016) attributed the low energy efficiency to inadequate transformation of inputs into products (milk and meat), and the high economic efficiency to low expenses given low levels of technology used for hygienic-sanitary management and feeding of livestock principally with fibrous fodder.

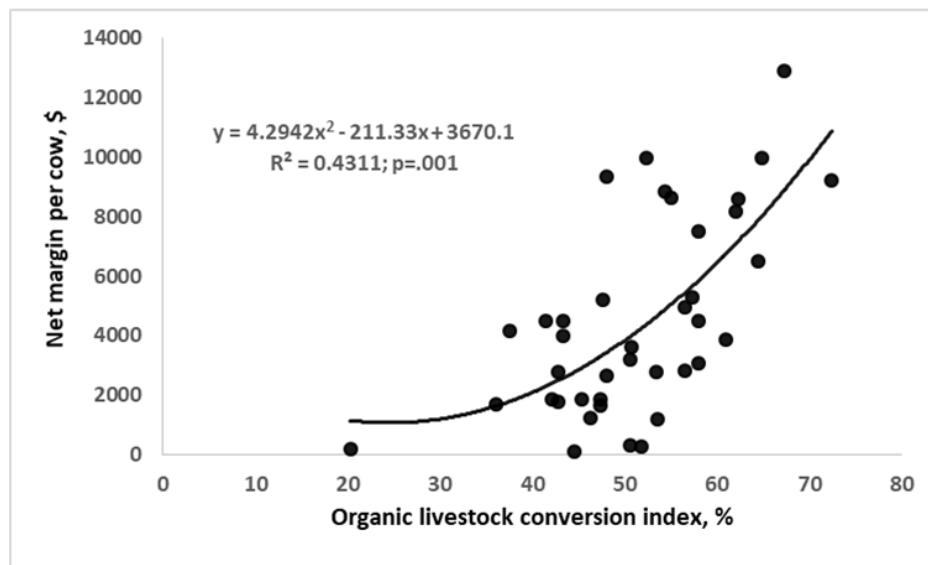


Figure 7. Relationship between the Organic Livestock Conversion Index and net margin per cow of livestock production units in a humid tropical region of Chiapas, Mexico

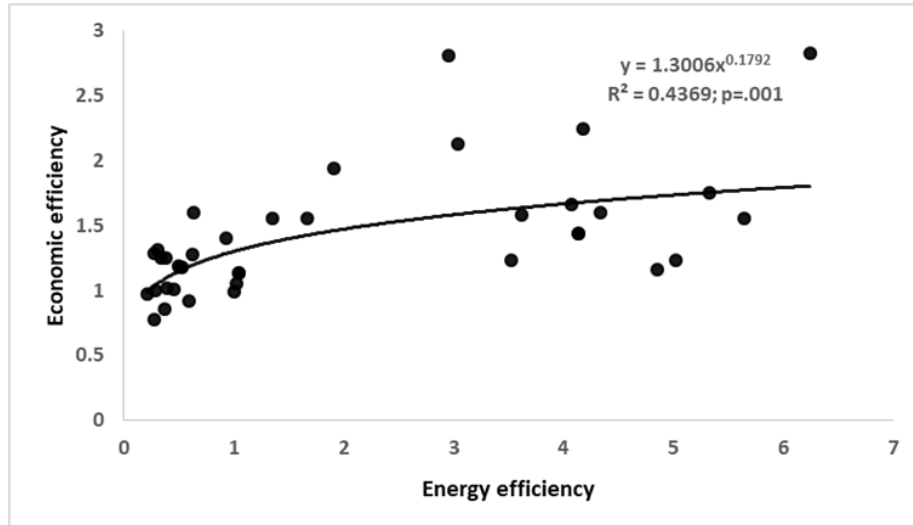


Figure 8. Relationship between organic energy efficiency and economic efficiency of livestock production units in a humid tropical region of Chiapas, Mexico

3.5 Theoretical and practical implications for cleaner, more sustainable production

Cleaner production was originally defined by The United Nations Environmental Program (UNEP, 1989), and has since been broadened to include prevention of emissions and other sources of contamination, environmental management (Fresner, 1998), efficient resource use (UNEP, 2001), and sustainability, among other issues (Glavič and Lukman, 2007).

Following the perspective of cleaner production, this study aimed to evaluate the potential for organic conversion of livestock production, and evaluate its energy efficiency. This is critical given global energy and environmental crises and persistence of malnutrition worldwide, which are alarming indicators of poor natural resource use, lack of production, and poor distribution of healthy food. In 1975, Nicolas Georgescu-Roegen described free energy as that which is available and useful for carrying out work, and pointed out that for all practical purposes, we may not control solar radiation, nor use future solar radiation in the present; however, we are currently consuming free energy from underground mineral reserves. While terrestrial energy provides us with low entropy matter with which to produce manufactured goods, solar radiation is the primary source of all life on earth, and allows for greater photosynthetic efficiency of fodder and other crops. In order to make food available to more people, society has generally supported increased mechanization of agriculture, replacing low entropy solar energy with terrestrial inputs. Draft animals such as oxen and buffalo that derive their mechanical power from photosynthesis through solar radiation have largely been

replaced by machinery produced and operated using terrestrial low entropy in order to farm a large quantity of land to produce food (including fodder necessary for supplying animal products). Similarly, organic fertilizers and traditional cultivation methods are being replaced by chemical fertilizers and pesticides. Mechanization of agriculture eventually will provoke economic and social disaster as humans' biological existence increasingly depends on scarce low entropy energy sources (Georgescu-Roegen, 1975). On a global level, there is a need to replace fossil fuel consumption with efficient use of renewable energy (IPCC, 2011), for example through certified organic livestock production, (IFOAM, 2018).

3.5.1 Clean, sustainable production and conversion of conventional livestock production to organics

Organic agriculture - also known as ecological or biological agriculture - is based on the principles of health, agroecology, equity, precaution, responsibility, and sustainability (IFOAM, 2009), which are also premises of cleaner production. Organic regulations of all nations are based on principles stated by IFOAM. Organic livestock production emphasizes preventative measures over veterinary treatment (Mena-Guerrero *et al.*, 2009; Zepeda-Cancino *et al.*, 2016). Hygienic-sanitary livestock management favors animal well-being and adequate nutrition so that animals maintain a high immunity. Furthermore, creole animals and their crosses are recommended as they are better adapted to local environmental conditions and therefore have greater resistance to predominant diseases and parasites (Nauta *et al.*, 2006; Von Borell and Sorensen, 2004; Hersleth *et al.*, 2012). Organic livestock production makes use of natural medicine, such as homeopathy, herbalism, and acupuncture (Mena-Guerrero *et al.*, 2009; Zepeda-Cancino *et al.*, 2016). Artificial insemination is permitted, although use of hormones to synchronize oestrus, bovine embryo transfer techniques, and use of genetically modified animals are prohibited (Nauta *et al.*, 2006; Hersleth *et al.*, 2012).

Based on regulations by IFOAM (2009) and the Council of the European Union (EURLex, 2007), an organic livestock conversion index was developed to evaluate the level of approximation of livestock production units to the organic model and identify limitations, potential, and opportunities for organic transition (Nahed *et al.*, 2013). This methodology was used to successfully transition farmers from two small peasant organizations to organic certification of milk and live cattle and become certified by the Mexican Certifier of Ecological Products and Processes (CERTIMEX). In this case, the steps to obtaining organic certification (Nahed *et al.*, 2019) were: i) evaluation based on the OLCI methodology (Nahed *et al.*, 2009; Mena *et al.*, 2012; Nahed *et al.*, 2013); ii) training to strengthen farmers' and technical advisors' organic farming capabilities; iii) fundraising with

government agencies; iv) implementing and following up on the transition process; and v) inspection and certification. Even after beginning to market their products as organic, these farmers were motivated to continue to evaluate their farms' level of approximation to the organic model due to their perceived need (as expressed in meetings and participatory workshops) to implement sustainable organic production and management techniques. They were further motivated by learning of other cases in which organic farming was shown to be cleaner and more sustainable than conventional farming.

Farms that produce milk and meat from grazed cows using low levels of external inputs may more easily convert to organics (Solorio *et al.*, 2016) and achieve sustainability (Ripoll-Bosch *et al.*, 2012; Diez-Unquera *et al.*, 2012; Aimee *et al.*, 2013; Escribano *et al.*, 2015), and furthermore contribute to a variety of products and environmental services (Follett and Reed, 2010; Gerber *et al.*, 2013; McGahey *et al.*, 2014), especially when cows graze in traditional or innovative SPS with high levels of biodiversity. In such systems, cows may produce twice the milk as those grazed in grasslands in monoculture - aside from meat, fiber, manure, work animals, timber, and firewood - with minimal use of external inputs (Solorio *et al.*, 2016), as occurs in our study area. SPS allow for cleaner livestock production as well as adaptation to - and mitigation of - climate change, as they increase tree and shrub cover, provide shade, and regulate climate stress (Nahed-Toral *et al.*, 2013). SPS also mitigate emissions of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane; recycle nutrients and restore degraded soils; conserve biodiversity; protect watersheds; reduce runoff; improve air and water quality; and increase wildlife connectivity and scenic beauty (Harvey and Haber, 1999; Ibrahim *et al.*, 2006; Alonso, 2011; Yadav *et al.*, 2019). Therefore, as compared to conventional grasslands in monoculture, SPS more greatly benefit society from the farm and local levels to the landscape and global levels (Shibu, 2009). As SPS involve intensive management - consisting of a high density of woody fodder plants - and high use of manual labor to compensate for reduced use or absence of external inputs, they preserve small farmers' livelihoods by creating employment (Garrity, 2004; Aguilar *et al.*, 2012), thereby contributing more to farmers' economic well-being than conventional treeless grazing systems due to their greater biodiversity, as well as productivity of fodder and animal products (Follett and Reed, 2010). The animals' diet which is based on grazing on herbaceous and woody species in SPS - which are often integrated with agricultural crops, use of local breeds, and veterinary prevention and care and reproductive techniques that meet organic regulations - contributes to animal well-being, food safety, and cleaner production and sustainability in general given that they are based on low use of external inputs and fossil energy (IFOAM, 2018).

3.5.2 Clean, sustainable livestock production and energy efficiency

According to systems theory, livestock systems constantly exchange matter and energy with the exterior (Bertalanffy, 1973). Energy entering the system is processed and circulates by interacting with the system's components. However, the quantity of energy entering the system is not always proportional to that leaving the system. Understanding energy flows is necessary for achieving energy sustainability, for economic, ecological, and social reasons. Quantification of energy efficiency of productive systems is fundamental to designing sustainable agriculture that produces both food and energy, as well as to political decision making regarding agriculture (Pimentel, 1973; Pervanchon et al., 2002; Funes-Monzote, 2009; Guevara, 2014; Pérez-Neira et al., 2014). Three principle methods have been developed to measure efficiency of energy use of productive systems: ecological footprint, energy analysis, and energy analysis (Vigne et al., 2012). In the present study, we used energy analysis - one of the first methods developed (Pimentel, 1973; Odum and Odum, 1981) - to estimate direct and indirect use of fossil fuel to produce a given good or service; this approach has been applied to study the impact of changes in energy use and management, and compare organic and conventional agricultural systems. This method not only considers fossil fuels, but also energy in relation to the number of people that the system may feed, taking into account inputs and yields (Funes-Monzote, 2009). Thus, evaluating energy efficiency allows for analyzing energy dynamics within a farm, which may contribute to making farmers' decisions regarding productive practices that allow for reducing dependence, vulnerability, and lack of resilience of production systems.

Organic practices such as crop rotation, use of cover crops, mechanical and manual weed control, and recycling of manure reduce soil erosion and pest problems, and generally allow for avoiding use of chemical fertilizers and pesticides, which - along with substitution of nitrogen fertilizer with legumes and/or manure - reduces energy use in organic systems (Pimentel *et al.*, 2006). Many studies have demonstrated that elimination of synthetic fertilizers, pesticides, and herbicides leads to less fossil fuel use, and thus greater energy efficiency (Dalgaard *et al.*, 2001; Pimentel *et al.*, 2005; Bertilsson *et al.*, 2008). For example, mechanical weed control with machinery uses less than half the energy of weed control with herbicides (Pimentel *et al.*, 2006). Practices by LPU of the present study which contribute to cleaner production include minimal use of chemical fertilizers in pastures; adding nutrients to the soil solely by cattle depositing manure during grazing; and manual weed control by the majority of farmers. Rather than completely eradicating weeds, ecological weed control is based on maintaining populations of spontaneously growing plant species in pastures and crops at levels by which interspecies competition does not reduce productivity of grasses (Jiménez

et al., 2011). With respect to insect pests, instead of using pesticides in pastures, ecological control is principally manual, and to a lesser extent mechanical through grazing, use of botanical insecticides and repellents (Cook, 2007), and/or integrated pest management, which includes ecological soil and biodiversity management (Von Borell and Sorensen, 2004).

Transportation and supply of concentrates and other feed for conventional livestock greatly contributes to energy use, responsible for up to 90% of total energy input (Woods *et al.*, 2010). Thomassen *et al.* (2008) demonstrated in The Netherlands that transportation of feed concentrates from factory to farm was responsible for 83% of total indirect energy use of conventional farms, and only 67% of that of organic farms. In the present study, the majority of animal feed is obtained through grazing on the farm, resulting in great savings in fossil fuel.

In summary, the approximation of the LPU evaluated to organic production, their use of SPS, and their energy efficiency demonstrate the potential of dual purpose livestock farms in the humid tropics of Chiapas for contributing to cleaner, more sustainable production as compared to conventional livestock production.

4 Conclusions

The present study identified three clusters of livestock production units which were significantly differentiated according to Organic Livestock Conversion Index.

Results suggest that an inverse relationship exists between the values of Organic Livestock Conversion Index and those of herd size, stocking rate, total feed supplement, annual cost of purchased feed for cattle, production cost per cow, net margin per cow, and dependence on fossil fuels. By contrast, a direct relationship exists between the values of Organic Livestock Conversion Index and those of economic efficiency and feed self-sufficiency.

Organic Livestock Conversion Index showed that cluster 3 had high potential for conversion, while clusters 1 and 2 had intermediate potential for organic conversion. A direct relationship was found between the values of Organic Livestock Conversion Index on the one hand and the values of the indicators *feeding management, sustainable grassland management, ecological weed control in grasses and crops, veterinary prevention and care, food safety, and ecological farm management* on the other.

A direct relationship exists between the potential for organic conversion (>Organic Livestock Conversion Index) and energy and economic efficiency. Meanwhile, an inverse relationship was found between both Organic Livestock Conversion Index and energy efficiency on the one hand and use of direct as well as indirect energy, total energy input, energy output, and number of people that could be fed with the energy from milk and meat produced on the other.

There is a need for all farmers of the livestock production units evaluated to strengthen the ten indicators and the variables that make them up, particularly with respect to the indicators *sustainable grassland management, soil organic fertilization, veterinary prevention and care, food safety, and ecological farm management*. Conversion of livestock production unit to organic production with greater energy efficiency depends on farmers further developing their abilities to manage sustainable agricultural systems through technical advisory and permanent financial support.

Funding: This study received financial support from the projects “Quantification of enteric methane and nitrous oxide emissions in cattle production in grazing and design of strategies for their mitigation in Southeastern Mexico [CONACYT-SEP cb 2014-No. 242541]” and “Transversal multidisciplinary family agriculture project [CONACYT 2015-2018-No. 1106610270]”.

Acknowledgements: Special thanks to the academic assistant MSc. Romeo Trujillo Vazquez for field support, to Dr. Jorge Castellanos for assistance with the statistical analysis, to Ana Monteverde for translating the article from Spanish, and to participating livestock farmers from Tecpatan, Chiapas.

5 References

- Agrarian and Fisheries Information Service (SIAP), 2016. Development and description of the table of livestock statistical information 2006-2016, Open Data.
http://www.infosiap.siap.gob.mx/gobmx/...Produc_Pecuaria/Diccionario_pecuario_2006-2016.xlsx (accessed 18 November 2018)
- Agrarian and Fisheries Information Service (SIAP), 2017. Milk Bulletin. January-March, 2017.
<http://www.infosiap.siap.gob.mx/opt/.../Boletín%20de%20Leche%20enero-marzo%202018.pdf> (accessed 28 November 2018)
- Aguilar, R., Nahed, T.J., Parra, M., García, L., Ferguson, B., 2012. Livelihoods and approximation of livestock systems to organic production standards in Villaflores, Chiapas, Mexico. AIA. 16, 21-51. ISSN 0188-7890

- Aimee, H., MacAdam, J., Soder, K., 2013. Sustainability of US Organic Beef and Dairy Production Systems: Soil, Plant and Cattle Interactions. *Sustainability*. 5, 3009-3034. <http://doi.org/10.3390/su5073009>
- Alonso, J., 2011. Silvopastoral systems and their contribution to the environment. *Cuban Journal of Agricultural Science*. 45, 107-114. ISSN 2079-3472.
- Bertalanffy, L.V. 1976. *General theory of the systems*, Fondo de Cultura Económica, Mexico.
- Bertilsson, G., Kirchmann, H., Bergström, L., 2008. Energy Analysis of Organic and Conventional Agricultural Systems, in: Kirchmann, H., Bergström, L. (Eds.), *Organic Crop Production – Ambitions and Limitations*, Springer, The Netherlands, pp. 173-188.
- Bos, J., de Haan, J., Sukkel, W., Schils, R., 2014. Energy use and greenhouse gas emissions in organic and conventional farming systems in The Netherlands. *NJAS-Wagen J. Life Sc.* 68, 61-70. <https://doi.org/10.1016/j.njas.2013.12.003>
- Calderón, J., Nahed, J., Sánchez, B., Herrera, O., Aguilar, R., Parra, M., 2012. Structure and function of the productive chain of bovine meat in ejido livestock production of Tecpatán, Chiapas, Mexico. *AIA*. 6, 41-61. ISSN 0188-7890
- Cederberg, C., Mattsson, B., 2000. Life cycle assessment of milk production - a comparison of conventional and organic farming. *J. Clean. Prod.* 8, 49-60. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(99\)00311-X](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(99)00311-X)
- Cochran, W.G., Sestier, B.C., 1980. *Sampling techniques*, Continental Editorial Company, Mexico.
- Coffey, L., Reynolds, J., Hale, M., 2010. Small ruminant sustainability checklist, ATTRA. <https://attra.ncat.org/attra-pub/download.php?id=340> (accessed 10 December 2018)
- Collado, A., Soler, M., Rivera, 2010. Food sovereignty and Emerging Agroecology: dietary democracy, in: Collado A. (Ed.), *Approximations to Radical democracy: between connections and utopias*, ICARIA, Barcelona, pp. 1-218.
- Cook, S.M., Khan, Z.R., Pickett, J.A., 2007. The use of push-pull strategies in integrated pest management. *Annu. Rev. Entomol.*, 52, 375-400. <http://doi.org/10.1146/annurev.ento.52.110405.091407>
- Dalgaard, T., Halberg, N., Porter, J.R., 2001. A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agric. Ecosyst. Environ.* 87, 51–65. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00297-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00297-8)
- De Boer, I. J.M., 2003. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livest. Prod. Sci.* 80, 69–77. [https://doi.org/10.1016/S0301-6226\(02\)00322-6](https://doi.org/10.1016/S0301-6226(02)00322-6)
- Delgado, E.J., Rubio, M. S., Iturbe, F.A., Méndez, R.D., Cassís, L., Rosiles, R., 2005. Composition and quality of Mexican and imported retail beef in Mexico. *Meat Sci.* 69, 465-471. <http://doi.org/10.1016/j.meatsci.2004.10.003>
- Delgado-Pertíñez, M., Gutiérrez-Peña, R., Mena, Y., Fernández-Cabanás, V.M., Laberye, D., 2013. Milk production, fatty acid composition and vitamin E content of Payoya goats according to grazing level in summer on Mediterranean shrublands. *Small Ruminant Res.* 114, 167-175. <https://doi.org/10.1016/j.smallrumres.2013.06.001>

- Diez-Unquera, B., Ripoll-Bosch, R.; Ruiz, R., Villalba, D., Molina, E., Joy, M., Olaizola, A., Bernués, A., 2012. Indicators of sustainability in pasture-based livestock systems, in: Casasús, I., Rogosić, J., Rosati, A., Stoković, I., Gabiña, D. (Eds.), *Animal farming and environmental interactions in the Mediterranean region*, Wageningen Academic Publishers, The Netherlands, pp. 129-137.
- Escribano, A., 2016. Beef cattle farms' conversion to the organic system. Recommendations for success in the face of future changes in a global context. *Sustainability*. 8, 1-23. <https://doi.org/10.3390/su8060572>
- Escribano, A., Gaspar, P., Mesías, F., Escribano, M., Pulido, F., 2015. Comparative sustainability assessment of extensive beef cattle farms in a high nature value agroforestry system, in: Squires, V.R. (Ed.), *Rangeland ecology, management and conservations benefits*, Nova Publishers, New York, pp. 65–85.
- EURLex, 2007. Regulation (EU) 2018/848 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 on organic production and labelling of organic products and repealing Council Regulation (EC) No 834/2007. <http://data.europa.eu/eli/reg/2018/848/oj> (accessed 25 December 2018)
- Falconi, F., Burbano, R., 2004. Economic tools for environmental management: mono-criteria vs. multi-criteria decisions. *REVIBEC*. 1, 11-20. ISSN-e 1390-2776
- Follett, R., Reed, D., 2010. Soil Carbon Sequestration in Grazing Lands: Societal Benefits and Policy Implications. *Rangeland Ecol. Manag.* 63, 4-15. <https://doi.org/10.2111/08-225.1>
- Food and Agriculture Organization (FAO), 2009. *The State of Food and Agriculture: Livestock in the Balance*. <http://www.fao.org/docrep/012/i0680e/i0680e.pdf/> (accessed 15 November 2019)
- Franco, I., Saúl, F., 2016. The importance of productive factors and their impact on agricultural organizations in León, Guanajuato, México. *Él Ágora U.S.B.* 16, 1-10. ISSN 1657-8031
- Fresner, J., 1998. Cleaner production as a means for effective environmental management. *J. Clean. Prod.* 6, 171-179. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(98\)00002-X](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(98)00002-X)
- Funes, M.F., Suárez, J., Blanco, D., Reyes, F., Cepero, L., Rivero, J.L., Rodríguez, E., Savran, V., del Valle, Y., Cala, M., Vigil, M., Sotolongo, J.A., Boillat, S., Sánchez, J.E., 2011. Initial evaluation of integrated systems for food and energy production in Cuba. *Pastos y Forrajes*. 34, 445-462. ISSN 0864-0394
- Funes-Monzote, F., Monzote, M., Lantiga, E., van Keulen, H., 2009. Conversion of specialised dairy farming systems into sustainable mixed farming systems in Cuba. *Environ. Dev. Sustain.* 11, 765-783. <https://doi.org/10.1007/s10668-008-9142-7>.
- Gabella, J.I., Lopez, F., Alamo, M.A., 2019. Agroecological transition in extensive production of the semi-arid pampa region of Argentina. *RIA*. 45, 52-60. ISSN 0325-8718
- Garrity, D.P., 2004. Agroforestry and the achievement of the Millenium development goals. *Agrofor. Syst.* 61, 5–17. http://doi.org/10.1007/978-94-017-2424-1_1
- Georgescu-Roegen, N., 1975. Energy and economic myths. *South. Enon. J.* 41, 347-381. <http://www.jstor.org/stable/1056148>.

- Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A., Tempio, G., 2013. Confronting climate change through livestock production – A global evaluation of emissions and opportunities for mitigation, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Glavič, P., Lukman, R., 2007. Review of sustainability terms and their definitions. *J. Clean. Prod.* 15, 1875-1885. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.12.006>
- Gliessman, S.R., 2002. Agroecology: ecological processes in sustainable agriculture, CATIE, Turrialba.
- González-Vizcaíno, A., Redondo, F., Arrebola, F., Casado, J., Campos, M.J., Camacho, P., Sánchez, R., 2011. Manual for production to ecological conversión, Signatura Ediciones, Seville.
- Grimm, J.W., Wozniak, P., 1990. Basic social statistics and quantitative research methods: A computer-assisted introduction. The Wadsworth and Brooks/Cole, USA.
- Grönroos, J., Seppäjä, J., Voutilainen, P., Seuri, P., Kolkkaiainen, K., 2006. Energy use in conventional and organic milk and rye bread production in Finland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 117, 599-630. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.03.022>
- Guevara, F., Rodríguez, L.A., Ocaña, M.J., Cruz, J.O., Pinto, R., La O, A. Gómez-Castro, H., Ortiz-Pérez, R., 2014. Maize stover in the relationship of maize-growing and cattle production in the dry tropics of Chiapas, Mexico, México. *Arch. Latinoam. Prod. Anim.* 22, 37-42. ISSN-e 1022-1301
- Gutiérrez-Peña, R., Mena, Y., Ruiz, F.A., Delgado-Pertiñez, M., 2016. Strengths and weaknesses of traditional feeding management of dairy goat farms in mountain areas. *Agroecol. Sust. Food.* 40, 736–756. <https://doi.org/10.1080/21683565.2016.1178202>
- Haas, G., Wetterich, F., Köpke, U., 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 83, 43-53. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00160-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00160-2)
- Harvey, C.A., Haber, W.A., 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agrofor. Syst.* 44, 37-68. <https://doi.org/10.1023/A:1006122211692>
- Hatirli, S. A., B. Ozkan, Fert, B., 2006. Energy inputs and crop yield relationship in greenhouse tomato production. *Renew. Ener.* 31, 427–438. <http://doi.org/10.1016/j.renene.2011.03.042>
- Hersleth, M., Tormod, N., Rodbotten, M., Vibeke, L., Monteleone, E., 2012. Lamb meat - Importance of origin and grazing system for Italian and Norwegian consumers. *Meat Sci.* 90, 899–907. <https://doi.org/10.1016/j.meatsci.2011.11.030>
- Ibrahim, M., Villanueva, C., Casasola, F., Rojas, J., 2006. Silvopastoral systems as a tool for improving productivity and restoration of ecological integrity of livestock landscapes. *Pastos y Forrajes.* 29, 383-419. ISSN 0864-0394
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2011. Renewable energy sources and climate change mitigation. IPCC.

- International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM), 2018. The principles of organic agriculture. <https://www.ifoam.bio/en/organic-landmarks/principles-organic-agriculture> (accessed 7 October 2018).
- International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM), 2009. One Earth, Many Minds, IFOAM Head Office, Bonn.
- Iraola, J., Fraga, M.L., García, Y., Hernández, J.L., Tuero, O., 2016. Carcass evaluation of beef cattle males fattened on silvopastoral systems. *AIA*. 20, 31-42. ISSN 0188789-0
- Jiménez, G., Nahed, J., Soto, L., Márquez, C., Reyes, F., Ruíz, M., De Paz, J., Hernández, L., 2011, Agroforestry in the Lacandon Jungle, in: Palma, J., Nahed, J., Sanginés, L. (Eds.), Alternatives for sustainable livestock reconversion, The College of the Southern Frontier, Salvador Zubirán National Institute of Medical Sciences and Nutrition, Mexico, pp. 127-150.
- Kouba, M., 2003. Quality of organic animal products. *Livest. Prod. Sci.* 80, 33–40. [https://doi.org/10.1016/S0301-6226\(02\)00318-4](https://doi.org/10.1016/S0301-6226(02)00318-4)
- Lamine, C., Bellon, S., 2009. Conversion to Organic Farming: A Multidimensional Research Object at the Crossroads of Agricultural and Social Sciences-A Review. *Agron. Sustain. Dev.* 29, 97–112. <https://doi.org/10.1051/agro:2008007>
- Leach, G., 1976. Energy and food production, IPC Science and Technology Press, London.
- Lernoud, J., Schlatter, B., 2016, Latin America and the Caribbean: Current statistics, in: Willer, H., Lernoud, J. (Eds.), The world of organic agriculture. Statistics and emerging trends 2016. Research Institute of Organic Agriculture FiBL and IFOAM Organics International, Switzerland, pp. 242-249.
- Long, N., Villareal, M., 1992. Exploring agricultural development interfaces: from knowledge transfer to the transformation of meaning, in: Scoones, I., Thompson, J., Chambers, R. (Eds.), IIED/IDS Beyond Farmer First: Rural People's Knowledge Agricultural Research and Extension Practice Workshop. University of Sussex, United Kingdom, pp. 27-29.
- Lloret-Segura, S., Ferreres-Traver, A., Hernández-Baeza, A., Tomás-Marco, I., 2014. The exploratory factor analysis of the items: a practical, revised and updated guide. *Anales de psicología*. 3, 1151-1169.
- McGahey, D., Davies, J., Hagelberg, N., Ouedraogo, R., 2014. Pastoralism and the Green Economy: a natural nexus?, International Union for Conservation of Nature; United Nations Environment Programme, Nairobi,
- Mehta, C.R., Patel, N.R., 2011. IBM SPSS exact tests. Armonk, New York.
- Mena, Y., Nahed, J., Ruiz, F., Sánchez-Muñoz, J., Ruiz-Rojas, J., Castel, J., 2012. Evaluating mountain goat dairy systems for conversion to the organic model, using a multicriteria method. *Animal*. 6, 693–703. <http://doi.org/10.1017/S175173111100190X>
- Mena-Guerrero, Y., de Asís, F., Ruiz-Morales, J., Castel-Genis, M., Ligeró-Casado, M., 2009. Proximity to the organic model of dairy goat systems in the Andalusian mountains (Spain). *Trop. Subtrop. Agroecosyst.* 11, 69–73. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93913000015>

- Meul, M., Nevens, F., Reheul, D., Hofman, G., 2007. Energy use efficiency of specialized dairy, arable and pig farms in Flanders. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119, 135–144. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2006.07.002>
- Mexican Certifier of Ecological Products and Processes (CERTIMEX), 2009. Regulations for production, processing, and marketing of ecological products, eighth ed. CERTIMEX, Oaxaca. <https://www.certimexsc.com/.../Normas%20CERTIMEX%20actualizadas%202009.pdf> (accessed 13 December 2018).
- Midmore, P., Padel, S., Heather, Mc.C., Isherwood, J., Fowler, S., Lamkpin, N., 2001. Attitudes towards conversion to organic production systems: a study of farmers in England, Institute of rural studies, Wales.
- Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries (MAFF), 2000. Energy use in organic farming systems. Report number OF0182. July 12, 2007, randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=OF0182_181_FRP.pdf (accessed 20 December, 2018).
- Moreno, S., Moreno, C., Ibarra, F., Martín, M., Retes, R., 2015. Analysis of the international market for calves produced in Sonora, Mexico. *RMA.* 37, 197-208. ISSN-1405-9282
- Müller-Lindenlauf, M., Deittert, C., Köpke, U., 2010. Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. *Livest. Sci.* 128, 140–148. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.013>
- Munda, G., 2004. Multicriteria methods and multicriteria processes for social evaluation of public policy. *EJOR*, 158, 662-677. [http://doi.org/10.1016/S0377-2217\(03\)00369-2](http://doi.org/10.1016/S0377-2217(03)00369-2)
- Murgueitio, I., Villanueva, C., Casasola, F., 2007. Silvopastoral systems as a tool for improving productivity and ecological rehabilitation of livestock landscapes in Central America. *Arch. Latinoam. Prod. Anim.* 15, 74-88. ISSN 0864-0394
- Nahed, J., Guevara-Hernández, F., Nahed-Valdés, D., Rodríguez-Larramendi, L., 2015. Precedents and importance of organic food, in: Grande, D., Nahed, J., Ledesma-Solano, J., Delgadillo-Puga, C., Díaz-Martínez, M. (Eds.), *Organic food in health. Limitless impression/printing*, Mexico, pp. 1-19.
- Nahed, T. J., Gomez-Castro, H., Pinto-Ruiz, R., Guevara-Hernandez, F., Medina-Jonapa, F., Grande-Cano, D., Ibrahim, M. 2010. Research and development of silvopastoral systems in a village in the Buffer Zone of the El Ocote Biosphere Reserve, Chiapas, Mexico. *Res. J. Biol. Sci.*, 5: 499-507. ISSN 1815-8846
- Nahed, T. J., Sánchez-Muñoz, B., Mena, Y., Ruiz-Rojas, J., Aguilar-Jimenez, R., Castel, J., de Asís, F., Ruiz, M., Orantes-Zebadua, A., Manzur-Cruz, J., Cruz-Lopez, J., 2013. Feasibility of converting agrosilvopastoral systems of dairy cattle to the organic production model in southeastern Mexico. *J. Clean. Prod.* 43, 136–145. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.12.019>
- Nahed, T.J., Castel, J., Mena, Y., Caravaca, F., 2006. Appraisal of the sustainability of dairy goat systems in Southern Spain according to their degree of intensification. *Livest. Sci.* 101, 10-23. <http://doi.org/10.1016/j.livprodsci.2005.08.018>.

- Nahed, T.J., González-Pineda, S., Grande, D., Aguilar, R., Sánchez, B., Ruiz, J., Guevara-Hernández, F., León, N., Trujillo-Vázquez, R., Parra-Vázquez, M., 2018. Evaluating sustainability of conventional and organic dairy cattle production units in the Zoque Region of Chiapas, Mexico. *Agroecol. Sust. Food.* 1–34. <https://doi.org/10.1080/21683565.2018.1534302>
- Nahed, T.J., Guevara, H.F., 2014, Aspects of globalization and the safety-environment relationship in the productive chain of foods of animal origin, in: Martínez-Carrera, D., Ramírez, J. (Eds.), *Science, technology, and innovation in the agrifood system of Mexico: Toward a holistic approach to production, diet health, and culture in benefit of society*, Postgraduate College Editorial, Mexico, pp. 415-426.
- Nahed, T.J., Guevara-Hernández, F., Palma-García, J. M., López-Tecpoyotl, Z. G., Sánchez-Muñoz, J. B., Ruíz-Rojas, J.L., Aguilar-Jiménez, J.R., Parra-Vázquez, M.R., 2019. Innovation for the development of livestock through silvopastoral systems and organic production in the southern border, in: García, R., León, J. (Eds.). *Norte-sur. Diálogos de frontera*, El Colegio de la Frontera Norte, México. pp 103-134.
- Nahed, T.J., Sánchez-Muñoz, B., Mena-Guerrero, Y., Ruiz-Rojas, J., Aguilar Jiménez, R., Castel, J., Orantes Zebadua, M., Manzur-Cruz, A., Cruz-López, J., 2012. Potential for Conversion of Agrosilvopastoral Systems of Dairy Cattle to the Organic Production Model in Southeastern Mexico. *JAVA.* 11, 3081-3093. <http://doi.org/10.3923/javaa.2012.3081.3093>
- Najera, O., 2002. Organic coffee in Mexico. *Rural Development Notebooks.* 48, 59-75. ISSN: 2215-7727
- Napolitano, F., De Rosa, G., Ferrante, V., Grasso, F., Braghieri, A., 2009, Monitoring the welfare of sheep in organic and conventional farms using an ANI 35 L derived method. *Small Ruminant Res.* 83, 49–57. <https://doi.org/10.1016/j.smallrumres.2009.04.001>
- Naredo, J.M., Campos, P., 1980. Energy Balances of the Spanish Economy. *Agric. Sociedad.* 15, 163–255. <http://hdl.handle.net/10261/20593>
- National Institute of Statistics, Geography, and Information (INEGI), 2007. *Agricultural panorama in Chiapas. Agricultural census.* <http://internet.contenidos.inegi.org.mx/.../censos/agropecuario/2007/.../Panagrochis3.pdf> (accessed 10 October 2018).
- Nauta, W. J., Baars, T., Bovenhuis, H., 2006. Converting to organic dairy farming: Consequences for production, somatic cell scores and calving interval of first parity Holstein cows. *Livest. Sci.*, 99, 185–195. <https://doi.org/10.1016/j.livprodsci.2005.06.013>
- Ochoa, M.A., Urrutia, M.J., 2007. Use of chicken manure in ruminant feeding. INIFAP, <http://biblioteca.inifap.gob.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/308/161.pdf> (accessed 12 February 2019).
- Odum, H.T., Odum, E.C., 1981. *Man and nature: Energy Foundations*, Omega, Barcelona.
- Ogino, A., Sommart, K., Subepang, S., Mitsumori, M., Hayashi, K., Yamashita, T., Tanaka, Y., 2016. Environmental impacts of extensive and intensive beef production systems in Thailand evaluated by life cycle assessment *J. Cle. Pro.* 112, 22-31. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.110>

- Orantes-Zebadúa, M., Platas-Rosado, D., Córdova-Avalos, V., De los Santos-Lara, M., Córdova-Avalos, A., 2014. Characterization of dual-purpose livestock production in a region of Chiapas, Mexico. *Ecosystems and Agricultural Resources*. 1, 49–58. ISSN 2007-901X
- Ortíz, L.C., 1982. Cattle production in Tabasco and northern Chiapas. *Revista de Geografía Agrícola*. 3, 27-102.
- Ortiz, P. J., Rodríguez, P. H.Y., 2011. Sensitivity analysis of the Student test for a sample. *Rev. Comunicaciones en estadística*. 4, 121-129.
- Pacini, C., Wossink, A., Giesen, G., Vazzana, C., Huirne, R., 2003. Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 95, 273–288. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00091-9](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00091-9)
- Pan American Health Organization (PAHO). International Conference on Primary Health Care, Alma-Ata, USSR, September 6-12, 1978. <https://www.paho.org/hq/dmdocuments/2012/Alma-Ata-1978Declaracion.pdf> (accessed 20 January 2019)
- Peacock, C., Sherman, D.M., 2010. Sustainable goat production - Some global perspectives. *Small Ruminant Res.*, 89, 70–80. <https://doi.org/10.1016/j.smallrumres.2009.12.029>
- Perez-Neira, D., Soler, M., Fernandez, X., 2014. Energy indicators for organic livestock production: a case study from Andalucía, Southern Spain. *Agroecol. Sust. Food*. 38, 317-335. <http://doi.org/10.1080/21683565.2013.833154>
- Pervanchon, F., Bockstaller, C., Girardin, P., 2002. Assessment of energy use in arable farming systems by means of an agro-ecological indicator: the energy indicator. *Agric. Syst.* 72, 149–172. [http://doi.org/10.1016/S0308-521X\(01\)00073-7](http://doi.org/10.1016/S0308-521X(01)00073-7)
- Phythian, C. J., Michalopoulou, E., Jones, P.H., Winter, A.C., Clarkson, M.J., Stubbings, L.A., Grove-White, D., Cripps, P., Duncan, J.S., 2011. Validating indicators of sheep welfare through a consensus of expert opinion. *Animal*. 5, 943–952. <http://doi.org/10.1017/S1751731110002594>.
- Pimentel, D. 1993. Economics and energetic of organic and conventional farming. *J. Agric. Environ. Ethics*. 6, 53–60. <https://doi.org/10.1007/BF01965614>
- Pimentel, D., 2006. Impacts of Organic Farming on the Efficiency of Energy Use in Agriculture. An Organic Center State of Science Review, The Organic Center, Cornell University, Ithaca.
- Pimentel, D., Hepperly, P., Hanson, J., Seidel, R., Douds, D., 2005. Environmental, energetic, and economic comparisons of organic and conventional farming systems. *Bioscience*. 55, 573-582. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0573:EEAECO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0573:EEAECO]2.0.CO;2)
- Pimentel, D., Hurd, L., Bellotti, A., Forster, M., Oka, I., Sholes, O., Whitman, R., 1973. Food production and the energy crisis. *Science*. 182, 443-449. <http://doi.org/10.1126/science.182.4111.443>
- Pimentel, D., Pimentel, M. eds. 1996. *Food, energy and society*, 2nd ed. Boulder, University Press of Colorado, Colorado.

- Purroy-Vásquez, R., Gallardo-López, F., Ortega-Jiménez, E., Díaz-Riera, P., López-Ortiz, S., Torres-Hernández, G., 2016. Energetic and economic efficiency, family welfare and productivity in tropical agrosystems. *ASyD*. 13, 513-527. ISSN 1870-5472
- Reganold, J.P., Wachter, J.M., 2016. Organic agriculture in the twenty-first century. *N Plants*. 2, 1-8. <http://doi.org/10.1038/NPLANTS.2015.221>
- Ripoll-Bosch, R., Díez-Unquera, B., Ruiz, R., Villalba, D., Molina, E., Joy, M., Olaizola, A., Bernués, A., 2012. An integrated sustainability assessment of mediterranean sheep farms with different degrees of intensification. *Agric. Syst.* 105, 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2011.10.003>
- Roldán-Rueda, H., Nicolás, M., Santana, M., Horbath, J., 2016. Organic markets in Mexico as scenarios for social construction of alternatives. *Polis*. 43, 581-605. <http://journals.openedition.org/polis/11768>
- Rozzi, P., Miglior, F., Hand, K.J., 2007. A total merit selection index for Ontario organic dairy farmers. *J. Dairy Sci.* 90, 1584–1593. [http://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(07\)71644-2](http://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(07)71644-2)
- Ruiz, J.L., Nahed-Toral, J., Gutiérrez, R., Velasco, M.E., Yamasaki, A., 2011. Organic milk production in Chiapas: Challenges and development perspectives, second ed. Graphic Workshops UNACH, Mexico.
- Scarnecchia, D.L., Kothmann, M. M., 1982. A dynamic approach to grazing management terminology. *J. Range Manag.* 35, 262-264. Stable URL: <http://www.jstor.org/stable/3898407>
- Scoones, I., 1998. Sustainable rural livelihoods: a framework for analysis, IDS Working Paper 72, University of Sussex, Brighton.
- Secretariat of energy (SENER), 2011. Indicators of energy efficiency in Mexico: 5 sectors, 5 challenges, SENER, Mexico.
- Shibu, J., 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforest. Syst.* 76, 1-10. <https://doi.org/10.1007/s10457-009-9229-7>
- Smith, L., Williams, A., Pearce, B. 2014, Energy use in organic farming, in: Rahmann, G., Aksoy, U. (Eds.), Proceedings of the 4th ISOFAR Scientific Conference ‘Building Organic Bridges’, The Organic World Congress. 13-15 Oct., 2014, Istanbul, Turkey.
- Solorio, F.J., Basu, S.K., Sarabia, L., Ayala, A., Ramírez, L., Aguilar, C., Eroles, J.A., Ku, J.C., Wright, J., 2016, The Potential of Silvopastoral Systems for Milk and Meat Organic Production in the Tropics, in: Nandwani, D. (Ed.), Organic Farming for Sustainable Agriculture, Sustainable Development and Biodiversity, Springer International Publishing, Switzerland, pp. 169-183.
- Spanish foundation for development of animal nutrition (FEDNA). Tables of food composition. <http://www.fundacionfedna.org/tablas-fedna-composicion-alimentos-valor-nutritivo> (accessed 04 January 2019).

- Thomassen, M.A., van Calster, K.J., Smits, M.C.J., Iepema, G.L., de Boer, I., 2008. Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agr. Syst.* 96, 95-107. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2007.06.001>
- Trusts Instituted with Respect to Agriculture (FIRA), 2018. <https://www.fira.gob.mx/Nd/index.jsp> (accessed 11 November 2018)
- Tsutsumi, M., Ono, Y., Ogasawara, H., Hojito, M., 2018. Life-cycle impact assessment of organic and non-organic grass-fed beef production in Japan. *J. Clean. Prod.* 171, 2513-250. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.159>
- United Nations Environment Programme (UNEP), 1989. Amélioration des conditions d'hygiène de l'environnement dans les habitats pour faibles revenus. UNEP, Organisation mondiale de la Santé, France.
- United Nations Environment Programme (UNEP), 2001. International Declaration on Cleaner Production. Implementation Guidelines for Facilitating Organizations. UNEP, Division of Technology, Industry and Economics, France.
- Vaarst, M., Padel, S., Hovi, M., Younie, D., Sundrum, A., 2005. Sustaining animal health and food safety in European organic livestock farming. *Livest Prod Sci.*, 94, 61–69. <http://doi.org/10.1016/j.livprodsci.2004.11.033>
- Van Wagenberg, Y. de Hass, Hogeveen, H., van Krimpen, M.M., Meuwissen, M.P.M., van Middelaard, C.E., Rodenburg, T.B., 2017. Animal board invite review: comparing conventional and organic livestock productions systems on different aspects to sustainability. *Animal.* 11, 1839-1851. <https://doi.org/10.1017/S175173111700115X>
- Vázquez-González, L., Parra-Vázquez, M., Gracia, A., Evangelista-García, A., Bello-Baltazar, E., Estrada-Lugo, E., 2016. Processes of subjectivation derived from application of programs for transition to production of organic honey in the Yucantan Península, Mexico. *Nova Scientia.* 8, 555–578. ISSN 2007-0705
- Vigne, M., Vayssieres, J., Lecomte, P., Peyraud, J.L., 2012. Evaluating the ability of current energy use assessment method to study contrasting livestock production systems. *J. Env. Manage.* 112,199-212. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.017>
- Von Borell, E., Sorensen, J. T., 2004. Organic livestock production in Europe: aims, rules and trends with special emphasis on animal health and welfare. *Livest. Prod. Sci.* 90, 3- 9. <https://doi.org/10.1016/j.livprodsci.2004.07.003>
- Woods, J., Williams, A., Hughes, J.K., Black, M., Murphy, R. 2010. Energy and the food system. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 365, 2991-3006. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0172>
- Yadav, A., Gendley, M.K., Sahu, J., Patel, P.K., Chandrakar, K., Dubey, A., 2019. Silvopastoral system: A prototype of livestock agroforestry. *J. Pharm. Innov.* 8, 76-82. ISSN 2277-7695
- Zar, J.H., 1984. *Biostatistical analysis*, second ed. Prentice-Hall, Glewood Spring.
- Zepeda-Cancino, R., Velasco-Zebadúa, M.E., Nahed-Toral, J., Hernández, A., Martínez-Tinajero, J., 2016. Adoption of silvopastoral systems and sociocultural context of farmers: support and limiting factors. *Rev. Mex. de Cienc. Pecuarias.* 7, 471–488. ISSN 2448-6698

Zhuang, M., 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. *J. Clean. Prod.* 147, 514–522. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.01.126>

CAPÍTULO IV

Análisis de ciclo de vida de unidades de producción ganadera convencional (carne y leche) de acuerdo con su aproximación al estándar orgánico en una región del trópico húmedo de México.

Ingrid Abril Valdivieso Pérez ^a, José Nahed Toral ^{a*}, Ángel T. Piñeiro Vázquez ^b, Francisco Guevara Hernández ^c, Guillermo Jiménez Ferrer ^a, Daniel Grande Cano ^d

^a Department of Agriculture, Society, and Environment, El Colegio de La Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periférico Sur S/N, Barrio Ma. Auxiliadora, 29290, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, Mexico

^b Division of Postgraduate Studies and Research. Instituto Tecnológico Nacional de Mexico/I. T. Conkal, Avenida Tecnológico S/N, Conkal, 97345, Yucatan, Mexico

^c School for Agricultural Sciences, Universidad Autónoma de Chiapas, Carretera Ocozocoautla-Villaflores Km. 84.5. Apartado Postal #78, 30470, Villaflores, Chiapas, Mexico

^d Area of Agricultural Production Systems, Biological and Health Sciences Division, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, Av. San Rafael Atlixco 186, Col. Vicentina, Alcaldía de Iztapalapa, 09340, Mexico City, Mexico

*Corresponding author: jnahed@ecosur.mx

Análisis de ciclo de vida de unidades de producción ganadera convencional (carne y leche) de acuerdo con su aproximación al estándar orgánico en una región del trópico húmedo de México.

Ingrid Abril Valdivieso Pérez ^a, José Nahed Toral ^{a*}, Ángel T. Piñeiro Vázquez ^b, Francisco Guevara Hernández ^c, Guillermo Jiménez Ferrer ^a, Daniel Grande Cano ^d

^a Department of Agriculture, Society, and Environment, El Colegio de La Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periférico Sur S/N, Barrio Ma. Auxiliadora, 29290, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, Mexico

^b Division of Postgraduate Studies and Research, Instituto Tecnológico Nacional de México/I. T. Conkal, Avenida Tecnológico S/N, Conkal, 97345, Yucatan, Mexico

^c School for Agricultural Sciences, Universidad Autónoma de Chiapas, Carretera Ocozocoautla-Villaflores Km. 84.5. Apartado Postal #78, 30470, Villaflores, Chiapas, Mexico

^d Area of Agricultural Production Systems, Biological and Health Sciences Division, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, Av. San Rafael Atlixco 186, Col. Vicentina, Alcaldía de Iztapalapa, 09340, Mexico City, Mexico

*Corresponding author: jnahed@ecosur.mx

Resumen: Existe el desafío de aumentar la eficiencia energética por unidad de producto de origen animal obtenido y mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en la cadena productiva. Por ello se evaluó la ganadería bovina de doble propósito en la región Noroeste del trópico húmedo de Chiapas, México, y se utilizó el Análisis de Ciclo de Vida (ACV), de la “cuna a la puerta”, para conocer: i) en la categoría de impacto ambiental, al calentamiento global, y las unidades funcionales o indicadores las emisiones de GEI (CH₄, N₂O y CO₂) procedentes del ganado y de su manejo, estandarizados ha⁻¹ y en kg de CO₂ eq: por litro (L) de leche, por kg de peso vivo (PV) y por unidad animal (UA), y ii) el consumo de recursos energéticos en la producción de leche (MJ por L de leche ha⁻¹) y carne (MJ por kg de PV ha⁻¹), a nivel de unidad de producción ganadera (UPG; n= 50) e incluyo los indicadores de entrada de energía, salida de energía y eficiencia energética. La evaluación se realizó en tres conglomerados (C) de UPG definidos previamente de acuerdo a sus valores en el Índice de Conversión Orgánica Ganadera (ICOGAN; C1= bajo, C2= medio y C3= alto). Los resultados muestran que a medida que incrementa el valor del OLCI, se reducen las emisiones de CH₄ entérico, CH₄ por deposición de estiércol, CO₂ y CO₂ eq. por L de leche, kg de PV y UA. También, se encontró que a medida que se incrementa la entrada total de energía a la UPG, aumentan las emisiones de CO₂ por L de leche, kg de PV y UA. A medida que se incrementa la eficiencia energética se reduce el CO₂ por L de leche, kg de PV y UA. El ACV sugiere que las UPG con mayor aproximación al modelo de producción orgánica, tienen menor consumo de energía, mayor eficiencia energética, y menor emisión de GEI y CO₂ eq debido principalmente al bajo uso de insumos externos alimenticios y no alimenticios. Finalmente se analizan las implicaciones de la producción limpia y su relación con la adaptación al cambio climático, el consumo energético y la mitigación de GEI de la producción ganadera en pastoreo.

Palabras clave: Ganadería en pastoreo, conversión orgánica, gases efecto invernadero, eficiencia energética, mitigación.

1. Introducción

La demanda de productos alimenticios incrementa continuamente debido al crecimiento de la población, de la economía y de la urbanización (Leís *et al.*, 2015); consecuentemente esto impacta negativamente en la biodiversidad, el suelo y el clima (Gerber *et al.*, 2013). La producción de ganado emite el 14.5 % de todas las emisiones antropogénicas de GEI, o 7.1 gigatoneladas de CO₂ eq., principalmente en forma de CH₄, N₂O y CO₂ (FAO, 2017). La producción de ganado de carne y de leche es responsable de aproximadamente dos tercios de ese total global (9.7 %), lo que la convierte en una importante fuente emisora de GEI que contribuye al cambio climático (Steinfeld *et al.*, 2006), debido principalmente a las emisiones de CH₄ que resultan de la fermentación ruminal (FAO, 2017). Las emisiones de CH₄ entérico de los animales representan el 30% de las emisiones mundiales de CH₄ (FAO, 2017). A partir del 14.5% de las emisiones antropogénicas globales de GEI, la fermentación entérica emite 44.1% de CH₄, mientras que las emisiones de CO₂ por alimentación animal industrializada es del 12.9%, el manejo del estiércol (entendido en este estudio como el estiércol compuesto por orina y heces que es depositado por los animales en pasturas o prados y que permanece como tal, sin algún manejo) emite 5.7% de CH₄ y 4.3% de N₂O; también se emite 1.6 % de CO₂ por energía directa y 0.3% por energía indirecta (GLEAM, 2010; FAO, 2017).

El incremento continuo de la producción pecuaria aumenta la presión sobre el ambiente y los recursos naturales, por lo que es necesario emplear enfoques que permitan el incremento de la producción y que, al mismo tiempo, reduzcan la carga ambiental (FAO, 2012). En ganadería, las emisiones de GEI directas se dan a través de la cría intensiva de animales y de pastoreo (emisiones de CH₄ entérico, CH₄ y N₂O por manejo del estiércol, principalmente); de forma indirecta (CO₂ por uso de electricidad, combustibles, agroquímicos, entre otros) se emiten a través de la expansión de la producción de granos, producidos para alimentación animal, reemplazo de bosques y reducción de hábitats naturales (Steinfeld *et al.* 2006; van Zanten *et al.*, 2014; van Zanten *et al.*, 2015; Leís *et al.*, 2015). La preocupación por la producción sostenible de alimentos ha llevado por un lado, a un aumento en las investigaciones sobre el ambiente, sostenibilidad de los sistemas de producción y distribución de alimentos (Leís *et al.*, 2015); y por otro lado, a un aumento de

la conciencia entre los consumidores sobre los posibles efectos adversos sobre el clima, con lo cual se espera que aumente la demanda de alimentos y productos que generen bajas emisiones de GEI (Roy *et al.*, 2009). El desafío, por lo tanto, es reducir las emisiones de GEI al ambiente y aumentar el uso eficiente de los recursos (tierra, agua y energía fósil) por kilogramo de producto de origen animal producido (van Zanten *et al.*, 2014). Los diversos impactos ambientales de la producción ganadera son principalmente por la producción y fabricación industrial, y uso de piensos en la alimentación animal (Van der Werf *et al.*, 2005; Elferink *et al.*, 2008; De Vries y De Boer, 2010; FAO, 2017), que son externos a las unidades de producción ganaderas (UPG). Las UPG son el punto principal de partida para comenzar a identificar y reducir los impactos negativos al ambiente (Hass, 2000), y para ello es necesario seleccionar prácticas de producción apropiadas y realizarles análisis de sustentabilidad. Existen diversas herramientas que pueden determinar si las diferentes actividades son o no sostenibles (Nahed *et al.*, 2018). Las actividades productivas deben ser ambientalmente correctas, socialmente justas y económicamente viables (Robèrt, 2000).

Al analizar a las UPG se pueden identificar y reducir los impactos ambientales negativos de la producción ganadera (Hass 2000), por ello es necesario realizar en las UPG análisis de sustentabilidad de las prácticas ganaderas para poder seleccionar aquellas que sean más amigables con el ambiente. Una amplia variedad de herramientas pueden ayudar a determinar el nivel de sustentabilidad de las diferentes prácticas ganaderas utilizadas en cada UPG (Nahed *et al.* 2018). La evaluación por Análisis de Ciclo de Vida (ACV) se puede utilizar para evaluar la sustentabilidad ambiental, social y económica, dado que incluye una amplia gama de indicadores en toda la cadena de productos ganaderos (Goedkoop *et al.*, 2013; Dick *et al.*, 2015). Algunos trabajos han aplicado ACV en diferentes sistemas de producción de carne de res (Ogino *et al.*, 2007; Pelletier *et al.*, 2010; Beauchemin *et al.*, 2011; Nguyen *et al.*, 2010) y en producción lechera (Leís *et al.*, 2015) en general. Otros estudios que involucran ACV abordan el papel de las diferentes prácticas de producción animal, como modificar las dietas de los animales o el pastoreo rotativo para mitigar la emisión de GEI (Beauchemin *et al.*, 2011, Molina-Rivera *et al.*, 2019), así como la contribución de estas prácticas para la huella de nutrientes en la alimentación animal (Joensuu *et al.*, 2019). Sin embargo, pese a la relevancia de los ACV en la producción

ganadera (de carne y leche) desde una perspectiva holística, en México son muy escasos los estudios que utilicen este enfoque (Huerta *et al.*, 2016).

En este contexto, en esta investigación se utilizó el ACV para evaluar los impactos ambientales de la ganadería bovina de doble propósito en trópico húmedo en la región Noroeste del estado de Chiapas, México. Se evaluó la categoría de cambio climático, es decir, emisiones de GEI (CH₄, N₂O y CO₂) procedentes del ganado y de su manejo, y el consumo de recursos energéticos de la producción de carne y leche. Los datos generados servirán para identificar donde se presentan las mayores emisiones de GEI para planificar su mitigación, y contabilizar el consumo energético para mejorar la eficiencia energética de las UPG.

2. Metodología

2.1 Zona de estudio y estimación del tamaño de la muestra

La investigación se realizó en el municipio de Tecpatán (incluyendo Mezcalapa, Raudales Malpaso), localizado en el trópico húmedo del Noroeste del estado de Chiapas, México. Aproximadamente entre las coordenadas extremas 93° 15' y 93° 52' de longitud oeste, y entre los 16° 59' y 17° 23' de latitud norte. Se ubica en la Cuenca Media del Río Grijalva y dentro del Corredor Biológico Mesoamericano. Tiene una altitud que varía entre 80 y 1,100 msnm, con un promedio de 320 msnm y topografía accidentada en su mayor parte. De acuerdo con la clasificación de Köppen, modificada por García (1973), el clima es cálido húmedo con abundantes lluvias en verano (Af (m) w'' (i ') g). En la cabecera municipal de Tecpatán se estima una temperatura media anual de 25 °C y una precipitación pluvial de 1,932 mm. De acuerdo con INEGI (2007) el municipio de Tecpatán, contaba en 2007 con 4,495 unidades de producción con actividad agropecuaria o forestal (con una superficie de 67,619.18 ha), de las cuales 2,628 producían ganado bovino (universo del estudio). El tamaño de la muestra se estimó utilizando la ecuación de muestreo aleatorio simple (Cochran y Sestier, 1980):

$$n_0 = \frac{z^2 pq}{d^2}$$

Dónde: n_0 = tamaño de muestra, z^2 = riesgo establecido de 1.96, p = proporción estimada de la población ganadera en la zona de estudio (85%); $q = 1-p$; y d = máximo error permitido (10%).

Se obtuvo un valor de 50 unidades de producción ganadera (UPG) para ser analizadas. Las UPG son de pequeña y mediana escala (con un promedio de 20-30 cabezas de ganado por UPG) y cuentan con animales del biotipo criollo encastados con razas cebuínas, Suiza y Simmental, principalmente. Diversos aspectos que caracterizan a la ganadería en el área de estudio han sido reportadas por Nahed *et al.*, 2013 y Valdivieso *et al.* (2019).

2.2 Contexto general de la ganadería en la zona de estudio

Históricamente, en la zona de estudio ha predominado el sistema de producción agrosilvopastoril tradicional de ganado bovino, con el objetivo de producir leche y becerros destetados para la venta; dicho sistema se caracteriza por el uso integral y diversificado de los recursos y un calendario de manejo adaptado a la variabilidad de las condiciones ambientales (Nahed *et al.*, 2018). La ganadería está integrada a la producción agrícola y forestal por flujos de energía y circulación de materiales a través del abonado de cultivos con estiércol, alimentación del ganado con residuos agrícolas y UPG con un gradiente de arborización que va desde pastizales extensivos (sin árboles) hasta pastizales con cercos vivos, con arbustos y/o acahuales, con árboles dispersos y áreas forestales, todos ellos utilizados de forma alterna durante el ciclo anual (Nahed *et al.*, 2013). Las UPG tienen un grado de desarrollo tecnológico reducido y son de bajo uso de insumos externos (Calderón *et al.*, 2012; Orantes-Zebadúa *et al.*, 2014). En la mayoría de las UPG las vacas se ordeñan una vez al día y principalmente de forma manual. Todos los becerros machos son vendidos al destete a los 7.8 (± 0.88) meses de edad para ser engordados en otras regiones de México. Las hembras son retenidas en las UPG para su crecimiento y reproducción y se descartan a diferentes edades para dejar sólo a las hembras de reemplazo. En la mayoría de las UPG se practica como manejo reproductivo la monta natural y el manejo de excretas es por deposición directa en los pastizales. Muy pocas UPG reportaron adicionar fertilizantes orgánicos e inorgánicos diferentes a las deyecciones depositadas por los animales durante el pastoreo.

Las UPG estudiadas tuvieron al menos 5 años de haber realizado el cambio de uso del suelo de agrícola a potrero. El tamaño promedio del hato fue de 50.1 (± 42.0) unidades animal (UA)

las cuales se calcularon de acuerdo con la ecuación propuesta por Scarnecchia and Kothmann (1982) que estandariza a los animales de acuerdo a su estado fisiológico (vacas en ordeña, vacas secas, toros sementales, vaquillas, toretes y becerros). Cada UPG contó con 19.82 (\pm 11.65) vacas en ordeña con una producción por vaca de 5.2 (\pm 2.4) L de leche por día, y 1232.1 L de leche anual, en un periodo de 8.1 (\pm 1.4) meses de lactancia. El margen neto por vaca fue de 5,084.06 (\pm 4696.9) pesos mexicanos. La venta de leche, becerros al destete y vacas de desecho, son las principales fuentes de ingreso del productor y presentan serios problemas de intermediarismo en su comercialización (Nahed *et al.*, 2013; Roldan-Rueda *et al.*, 2016; Vásquez-González *et al.*, 2016).

2.3 *Análisis de Ciclo de Vida (ACV)*

Se utilizó el enfoque de ACV donde se estiman los contaminantes ambientales emitidos durante un proceso productivo, y donde en forma estandarizada y objetiva (International Organization of Standardization ISO, 2006) se contabilizan los efectos del flujo de los recursos y las emisiones de GEI que le son atribuidas a la producción de un bien o servicio, en este caso la producción de ganado en pie (PV= peso vivo en kg), L leche y UA. En el ACV se distinguen 4 fases o etapas relacionadas entre sí: 1) definición de objetivos y alcance, el cual define el objetivo y el uso previsto del estudio así como el alcance de acuerdo con los límites del sistema; 2) desarrollo del inventario de ciclo de vida, fase donde se reúnen los datos correspondientes a las entradas y salidas para todos los procesos productivos del sistema; 3) evaluación del impacto del ciclo de vida, donde los impactos ambientales de las entradas y salidas del sistema se calculan por medio de indicadores de impactos potenciales al ambiente, salud humana (carcinogénicos y degradación del suelo y del agua) y disponibilidad de recursos naturales; y 4) interpretación, en esta fase los resultados se interpretan de acuerdo con el objetivo y alcance delimitado inicialmente (Ruíz y Zúñiga, 2014).

2.4 *Objetivos y alcance*

En este estudio el alcance y límites del análisis es “de la cuna a la puerta”, este alcance incluye desde la producción y transporte de los insumos hacia la UPG, hasta la salida de los productos en la puerta de la UPG (Ruíz y Zúñiga, 2014) en forma de: leche, becerros y

animales reproductores de desecho vendidos en pie. La unidad funcional fue L de leche, kg de PV y UA; todas las unidades funcionales se estandarizaron por unidad de superficie, tomando como referencia 1 ha.

Los estudios completos de ACV evalúan diferentes categorías de impacto ambiental (tales como calentamiento global o emisiones de GEI, consumo de recursos energéticos, reducción de la capa de ozono, eutrofización, acidificación, consumo de materias primas y formación de oxidantes fotoquímicos). En este estudio se analizaron dos categorías: 1) calentamiento global, también conocida como análisis de “huella de carbono” estandarizado ha^{-1} y CO_2 eq. por L de leche, por kg de PV (carne) y por unidad animal (UA); y 2) consumo de recursos energéticos con los indicadores entrada total de energía (energía directa + energía indirecta), salida de energía (energía contenida en carne y leche producida en la UPG) y eficiencia energética (energía producida/energía invertida), estandarizados en MJ por L de leche ha^{-1} y MJ por kg de PV ha^{-1} .

2.5 *Inventario de ACV*

Los datos de obtuvieron mediante un cuestionario semiestructurado y retrospectivo correspondiente al año 2017, el cual fue aplicado a cada uno de los propietarios de las UPG (Gillham, 2005), además de observaciones de campo y algunos resultados de otras investigaciones realizadas previamente en la misma zona de estudio (Marroquín-Aguilar, 2012), y en áreas con características similares (Izquierdo, 2018; Piñeiro-Vázquez, 2018). El cuestionario reunió información sobre el inventario animal, entrada de insumos alimenticios y no alimenticios, y salida de productos. Además, se obtuvieron parámetros reproductivos e información sobre el manejo del estiércol.

2.6 Evaluación del impacto

2.6.1 *Calentamiento global*

El factor utilizado para caracterizar el calentamiento global fue el potencial de calentamiento global o GWP (Global Warming Potential). Se utilizó el GWP a 100 años tomando como referencia que el CO_2 equivale a 1, los factores de conversión fueron de 25 y 298 para CH_4 y N_2O respectivamente (IPCC, 2006; Molina-Rivera *et al.*, 2019). El cálculo del GWP

incluyó las emisiones de: CH₄ proveniente de la fermentación entérica del ganado y de la deposición de estiércol durante el pastoreo; N₂O por la deposición de estiércol durante el pastoreo; y CO₂ emitido por la manufactura y transporte de los insumos alimenticios y no alimenticios utilizados en el proceso de producción.

Las emisiones de GEI provenientes de la construcción de infraestructura dentro de la UPG así como la producción de productos de la industria veterinaria no se incluyeron en este estudio debido a que algunos estudios sobre ACV de la producción de carne bovina demuestran que las emisiones de GEI asociadas a estas actividades no son significativas (Cederberg and Magnus, 2003; Dick *et al.*, 2015; Ruviaro *et al.*, 2015; Cardoso *et al.*, 2016; Molina-Rivera *et al.*, 2019).

Inicialmente se obtuvo en campo el PV promedio de los bovinos que integran los hatos de las UPG estudiadas por estado fisiológico (vacas en ordeña, vacas secas, toros sementales, vaquillas, toretes y becerros). Para ello se obtuvo aleatoriamente el valor promedio del perímetro torácico de seis animales (6 repeticiones) de cada estado fisiológico. Posteriormente, el valor promedio del perímetro torácico se utilizó como variable independiente en las ecuaciones propuestas por Salazar *et al.* (2010) para estimar el PV de los animales, diferenciando machos de hembras:

$$PV = 28.10 + (-1.17 \times PT) + (0.017 \times PT^2) \text{ machos}$$

$$PV = 116.96 + (-2.87 \times PT) + (0.024 \times PT^2) \text{ hembras}$$

Dónde: PV= peso vivo estimado en kg, PT= perímetro torácico en cm.

El consumo de materia seca (CMS) de los animales de cada estado fisiológico, se estimó mediante del 3% PV (IPCC, 2006). Para calcular las emisiones de CH₄ entérico se utilizó el factor de emisión propuesto por Piñeiro-Vázquez *et al.* (2018) quienes estimaron un CMS muy similar al de los animales en la zona de estudio, el cual es 20.1 L CH₄/kg de MS consumida, asumiendo que los animales consumieron principalmente pastos y una escasa cantidad de follaje de especies leñosas, y posteriormente se convirtieron los L de CH₄ a gr multiplicando el volumen por 0.67 (densidad del CH₄; IPCC, 2006).

La emisión de CH₄ por deposición de estiércol se calculó con las ecuaciones 10.23 (factor de emisión de CH₄ del manejo del estiércol) y 10.24 (tasas de excreción de sólidos volátiles) de nivel 2 de las directrices del Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC, 2006), para lo cual se requirió: a) determinar la energía bruta consumida por los animales de los principales pastos de la región (*C. plectostachyus*, *P. maximum* y *P. purpureum*) para lo cual se obtuvo el promedio de los tres pastos de los resultados reportados por Marroquín-Aguilar (2012) en la zona de estudio; b) estimar la tasa de excreción de sólidos volátiles con la ecuación 10.24; y c) sustituir los valores correspondientes en la ecuación 10.23.

$$EF_{(T)} = (VS_{(T)} * 365) * \left[B_{o(T)} * 0.67 \text{ kg/m}^3 * \sum_{S,k} \frac{MCF_{S,k}}{100} * MS_{(T,S,k)} \right]$$

Ecuación 10.23

Dónde: EF_(T)= factor de emisión anual de CH₄ para la población de ganado categoría T, kg CH₄ animal⁻¹ año⁻¹; VS_(T)= sólidos volátiles excretados por día en la categoría de ganado T, kg materia seca animal⁻¹ día⁻¹; 365= base para calcular la producción anual de VS, días año⁻¹; B_{o(T)}= capacidad máxima de producción de metano del estiércol producido por el ganado de la categoría T, m³ CH₄ kg⁻¹ de VS excretados; 0.67= factor de conversión de m³ de CH₄ a kilos de CH₄; MCF_(S,k)= factores de conversión de metano para sistemas de manejo del estiércol S por región climática k, %; MS_(T,S,k)= fracción del estiércol del ganado de la categoría T manejado usando el sistema de manejo de desechos S en la región climática k, sin dimensión.

$$VS = \left[GE * \left(1 - \frac{DE\%}{100} \right) + (UE * GE) \right] * \left[\left(\frac{1 - CENIZA}{18.45} \right) \right]$$

Ecuación 10.24

Dónde: VS= excreción de sólidos volátiles por día en base a materia orgánica seca, kg VS día⁻¹; GE= ingesta de energía bruta, MJ día⁻¹; DE%= digestibilidad del alimento en porcentaje (p.ej., 60%); (UE*GE)= energía urinaria expresada como fracción de la GE. Habitualmente, se puede considerar una excreción de energía urinaria de 0.04 GE para la mayoría de los rumiantes (reducir a 0.02 para rumiantes alimentados con 85% o más de grano en la dieta o para porcinos). Utilizar valores específicos del país si se dispone de ellos.; CENIZA= el contenido de ceniza del estiércol calculado como fracción de la ingesta alimentaria de materia seca (p. ej., 0.08 para vacunos). Utilizar valores específicos del país si se dispone de los mismos; 18.45= factor de conversión para GE dietaria por kg de materia seca (MJ kg⁻¹). Este valor es relativamente constante en toda una gama de forrajes y de alimentos basados en granos que consume regularmente el ganado.

En esta investigación el término estiércol incluyó el excremento y la orina (es decir, los sólidos y los líquidos) producidos por el ganado. Las emisiones de N₂O resultantes varían significativamente entre los tipos de sistemas de manejo del estiércol utilizados; en la zona de estudio el estiércol es depositado directamente en los pastizales por los animales. Este estiércol produce emisiones de N₂O directas e indirectas desde el suelo. Las emisiones directas se producen a través de la nitrificación (oxidación del nitrógeno amoniacal en nitrógeno nitrato), y desnitrificación del nitrógeno (proceso biológico anaeróbico donde el nitrógeno en forma de nitrato se transforma en nitrógeno gaseoso que se incorpora a la atmósfera) contenido en el estiércol. Las emisiones indirectas son el resultado de pérdidas de nitrógeno volátil que se producen fundamentalmente en forma de amoniaco y NO_x (óxidos de nitrógeno). Las formas simples de nitrógeno orgánico, como la urea (en mamíferos) y el ácido úrico (en las aves) se mineralizan rápidamente para formar nitrógeno amoniacal; éste es muy volátil y se esparce fácilmente en el aire circundante (Asman *et al.*, 1998; Monteny y Erisman, 1998).

Para cuantificar las emisiones directas de N₂O se utilizó el factor de emisión propuesto por Izquierdo (2018) el cual es de 4.90 kg de N₂O ha año en condiciones climáticas similares. Las emisiones indirectas de N₂O se calcularon con la ecuación 11.11 (N₂O producido por deposición atmosférica de N volatilizado de suelos gestionados, nivel 2) del capítulo 11 del IPCC (2006).

$$N_2O_{(ATD)} - N = \left\{ \sum_i (F_{SNi} * Frac_{GASF_i}) + [(F_{ON} + F_{PRP}) * Frac_{GASM}] \right\} * EF_4$$

Ecuación 11.11

Donde: N₂O_(ATD)-N= cantidad anual de N₂O-N producida por deposición atmosférica de N volatilizado de suelos gestionados, kg N₂O-N año⁻¹; F_{SN}= cantidad anual de N de fertilizante sintético aplicada a los suelos en diferentes condiciones *i*, kg N año⁻¹; Frac_{GASF_i}= fracción de N de fertilizantes sintéticos que se volatiliza como NH₃ y NO_x en diferentes condiciones *i*, kg N volatilizado (kg de N aplicado)⁻¹; F_{ON}= cantidad anual de estiércol animal gestionado, *compost*, lodos cloacales y otros agregados de N orgánico aplicado a los suelos, kg N año⁻¹; F_{PRP}= cantidad anual de N de la orina y el estiércol depositado por animales de pastoreo en pasturas, prados y praderas, kg N año⁻¹; Frac_{GASM}= fracción de materiales fertilizantes de N orgánico (F_{ON}) y de N de orina y estiércol depositado por animales de pastoreo (F_{PRP}) que se volatiliza como NH₃ y NO_x, kg N volatilizado (kg N aplicado o depositado)⁻¹ (o tomar valores de referencia del cuadro 11.3 del mismo capítulo); EF₄= factor de emisión correspondiente a las emisiones de N₂O de la deposición atmosférica de N en los suelos y en las

superficies del agua [kg N-N₂O (kg NH₃- N + NO_x - N volatilizado)⁻¹] (o tomar valores de referencia del cuadro 11.3 del mismo capítulo)

Se contabilizaron las emisiones de CO₂ relacionadas con la producción y uso (combustión) de los insumos comunes utilizados para la producción de carne y leche en un ciclo anual. Se buscó en la literatura nacional el factor de emisión de cada insumo utilizado (Cuadro 1) durante la producción ganadera.

Cuadro 1. Factor de emisión de CO₂ de los insumos utilizados en unidades de producción ganaderas de doble propósito en el trópico húmedo de Chiapas, México.

Insumo	Factor de emisión	Fuente
Gasolina, L	2.32 kg CO ₂ , L	INECC, 2014
Aceites usados, TJ*	77.723 kg CO ₂	INECC, 2014
Plásticos, TJ*	90.553 kg CO ₂ , TJ	INECC, 2014
Sal mineral, kg	0.09 kg CO ₂ , kg	Bravo-Fernández, 2015
Bicarbonato de sodio, kg	0.145 kg CO ₂ , kg	Bravo-Fernández, 2015
Fertilizante nitrogenado (urea), kg	1.63 kg CO ₂ , kg	Albornoz-Osorio, 2017
Herbicida, L	10.60 kg CO ₂ , L	Albornoz-Osorio, 2017
Insecticida, L	16.60 kg CO ₂ , L	Albornoz-Osorio, 2017
Pollinaza, kg	0.114 kg CO ₂ , kg	Rojas-Ramírez y Vallejo-Rodríguez, 2016
Melaza de caña, kg	45.82 kg CO ₂ , kg	Carrera <i>et al.</i> , 1963
Maíz, kg	1.05 kg CO ₂ , kg	West and Marland, 2002
Soya, hg	0.25 kg CO ₂ , kg	West and Marland, 2002

*TJ= 10¹² joules

2.6.2 Consumo de recursos energéticos

Para estimar el consumo de recursos energéticos se incluyó la energía externa directa e indirecta utilizada en el proceso de producción ganadera (Gliessman, 2002; Meul *et al.*, 2007). Como energía externa directa se consideró a la energía contenida en los insumos alimenticios (semillas, concentrados y complementos alimenticios) y no alimenticios (combustible, electricidad, mano de obra). Como energía externa indirecta se consideró a la energía utilizada (combustible, electricidad, agroquímicos, semillas, plásticos) para producir

los insumos alimenticios y no alimenticios utilizados en el proceso productivo. Todos los coeficientes energéticos de cada insumo y de cada producto de salida se consideraron de acuerdo a Valdivieso-Pérez *et al.* (2019). Se utilizaron los indicadores: a) entrada total de energía, MJ (energía directa, MJ + energía indirecta, MJ), b) salida de energía, MJ (MJ contenidos en carne y leche producida en la UPG), y c) eficiencia energética, el cual se calculó como el cociente entre la energía producida y la energía consumida (Odum y Odum, 1981). Los valores de eficiencia energética superiores a 1 indican que se obtiene más energía que la que se incorpora al sistema, y este es más eficiente cuanto mayor es el valor (Odum y Odum, 1981). Una eficiencia menor a 1, indica que se gasta más energía de la que se produce en el sistema, con lo cual el proceso es energéticamente ineficiente.

En este estudio no se consideró el aporte de la energía solar y de la energía de los pastos no cultivados, el calor disipado ni la energía degradada en el sistema.

2.7 Análisis estadístico

Se realizó una evaluación comparativa de indicadores energéticos y emisiones de GEI estandarizadas (por L de leche, kg de PV y UA) de tres conglomerados (C1, C2 y C3) de UPG con distintos valores de Índice de Conversión Orgánica Ganadera (ICOGAN, C1= bajo, C2= medio y C3= alto, para mayores detalles sobre la clasificación y atributos de los conglomerados ver capítulo II y III de esta tesis), que indican el grado de acercamiento al modelo de producción orgánico. Los valores del ICOGAN se obtuvieron con base en 10 indicadores de conversión orgánica bajo los principios de agricultura ecológica: 1) alimentación animal, 2) manejo sustentable del pastizal, 3) fertilización orgánica del suelo, 4) control ecológico de malezas en pastos y cultivos, 5) control ecológico de plagas en pastos y cultivos, 6) profilaxis, 7) razas y reproducción, 8) bienestar animal, 9) inocuidad, 10) gestión ecológica, con una escala de 1 a 100 %, en donde un mayor valor de ICOGAN indica un mayor acercamiento al modelo de producción orgánico. Los conglomerados mostraron una relación directa con el valor de ICOGAN, es decir, el valor de ICOGAN se incrementa gradualmente conforme se avanza del C1 (42.6 %) al C2 (49.9 %) y al C3 (61.5 %, Valdivieso *et al.*, 2019). Con base en lo anterior, fue posible observar la relación que tiene cada indicador evaluado con el ICOGAN.

A todas las variables se les aplicó la prueba de Kolmogorov-Smirnov para corroborar su normalidad. Las variables con distribución normal se examinaron mediante Análisis de Varianza (ANOVA) para determinar diferencias entre conglomerados. Las variables que mostraron diferencia significativa en la prueba de ANOVA fueron sometidas a contrastes a posteriori (comparaciones múltiples) mediante la prueba de Tukey, con la finalidad de identificar diferencias específicas entre conglomerados (Zar, 1984). Las variables que no presentaron distribución normal se les aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis para identificar diferencias entre conglomerados. El análisis estadístico de los datos se realizó en el programa Statical Package for the Social Sciences (SPSS Statistics, Versión 15; Mehta y Patel, 2011).

3 Resultados y discusión

3.1 Cambio climático (emisión de GEI) y su relación con el OLCI

La importancia de conocer la relación de los valores del ICOGAN (ver capítulos II y III de esta tesis para conocer el procedimiento de cálculo del ICOGAN) con los de las emisiones de GEI se encuentra en poder explicar el nivel de emisión de GEI según el valor del ICOGAN. En particular, es importante conocer las emisiones de CH₄ entérico, el cual es un producto final de la fermentación que sufren los alimentos en el rumen, que en términos de energía constituye una pérdida, y en términos ambientales representa una alta proporción de las emisiones antropogénicas globales derivadas de la ganadería (Bonilla y Lemus, 2012; Gerber *et al.*, 2013). La producción de CH₄ entérico en los rumiantes está influenciada por factores como consumo de alimento, composición de la dieta, digestibilidad del alimento, procesamiento previo del alimento y frecuencia de alimentación (Bonilla y Lemus, 2012). La variable emisión de CH₄ entérico por kg de PV (Cuadro 2) muestra diferencia ($p < 0.05$) por efecto de los conglomerados (C) de UPG. Se observa también una relación inversa entre los valores del ICOGAN y los de la variable emisión de CH₄ entérico por kg de PV. Las variables emisión de CH₄ entérico por L de leche y por UA, no son diferentes ($p > 0.05$) por efecto de los conglomerados; sin embargo, presentan relaciones inversas con los valores del ICOGAN. Las tres variables indican que a medida que se incrementa el valor del ICOGAN, se reducen las emisiones de CH₄ entérico.

Cuadro 2. Emisiones de gases con efecto invernadero (metano, óxido nitroso y bióxido de carbono) por conglomerado de unidades de producción ganadera de doble propósito en el trópico húmedo de Chiapas, México.

Variable	Conglomerado			F; valor de p*
	1	2	3	
N= UPG	17	14	19	
ICOGAN, %	42.6 (± 7.4) ^a	49.9 (± 2.2) ^b	61.5 (± 5.5) ^c	51.8; .001*
<i>Emisiones de CH₄ entérico al día</i>				
CH ₄ por L leche, gr	141.1 (± 46.7)	112.7 (± 45.8)	99.9 (± 37.0)	NS
CH ₄ por kg PV, gr	1200.8 (± 617.4) ^a	938.0 (± 321.1) ^{ab}	716.9 (± 148.4) ^b	4.10;.024*
CH ₄ por UA, gr	167.5 (± 5.8)	165.6 (± 1.2)	159.1 (± 24.0)	NS
<i>Emisiones de CH₄ por deposición de estiércol al año</i>				
CH ₄ por L leche, gr	3.3 (± 1.4)	3.08 (± 1.2)	2.73 (± 1.0)	NS
CH ₄ por kg PV, gr	31.9 (± 16.4)	24.9 (± 8.5)	21.6 (± 6.6)	NS
CH ₄ por UA, gr	4.6 (± 0.2)	4.3 (± 0.9)	4.1 (± 0.9)	NS
<i>Emisiones de N₂O directo al año</i>				
N ₂ O, por L leche, kg	0.3 (± 0.3)	0.4 (± 0.4)	0.3 (± 0.19)	NS
N ₂ O por kg PV, kg	0.032 (± 0.01)	0.037 (± 0.02)	0.035 (± 0.01)	NS
N ₂ O por UA, kg	3.2 (± 1.2)	3.44 (± 1.46)	2.9 (± 1.7)	NS
<i>Emisiones de N₂O indirecto al año</i>				
N ₂ O por L leche, gr	0.09 (± 0.10)	0.11 (± 0.10)	0.05 (± 0.01)	NS
N ₂ O por kg PV, gr	0.01 (± 0.00)	0.01 (± 0.0)	0.01 (± 0.01)	NS
N ₂ O por UA, gr	1.06 (± 0.09)	1.0 (± 0.20)	0.94 (± 0.20)	NS
<i>Emisiones de CO₂ al año</i>				
CO ₂ por L de leche, kg	5.0 (± 4.9)	5.0 (± 4.2)	2.4 (± 3.0)	NS
CO ₂ por kg PV, kg	23.8 (± 30.0)	19.3 (± 20.9)	11.8 (± 20.6)	NS
CO ₂ por UA, kg	1527.1 (± 1220.2)	1446.7 (± 1096.1)	1055.7 (± 1147.5)	NS
<i>Emisiones de CO₂ eq. al año</i>				
CO ₂ eq. por L de leche, kg	11.7 (± 5.4)	11.2 (± 5.2)	8.2 (± 1.2)	NS
CO ₂ eq. por kg PV, kg	53.2 (± 38.3)	46.1 (± 19.8)	30.1 (± 4.7)	NS
CO ₂ eq. por UA, kg	4872.6 (± 3385.2)	4676.9 (± 2271.6)	4130.87 (± 1314.1)	NS

*Análisis de varianza; ^{a,b,c} letras diferentes en la misma fila indican diferencia significativa (p<0.05); NS= no significativo

En lo que se refiere a las emisiones de CH₄ por deposición de estiércol, las emisiones de CH₄ por L de leche producida, por kg de PV y por UA no fueron diferentes ($p > 0.05$) por efectos de los conglomerados; sin embargo, presentan relaciones inversas con los valores del ICOGAN. Ello significa que a medida que se incrementan los valores del ICOGAN, se reducen los valores de las emisiones de CH₄ por deposición de estiércol en las tres variables (Cuadro 2).

Por su parte, las emisiones de N₂O directo por L de leche producida, por kg de PV y por UA, no muestran diferencia ($p > 0.05$) entre C. Tampoco presentan tendencias definidas en relación con los valores del ICOGAN. Los mayores valores de las tres variables de emisiones de N₂O directo se ubican en el C2 (Cuadro 2).

Las emisiones de N₂O indirecto por L de leche producida, por kg de PV y por UA no muestran diferencia entre C ni tendencias definidas en relación con los valores del ICOGAN. El mayor valor de N₂O indirecto por L de leche producida se encuentra en el C2, en tanto que los emitidos por kg de PV y por UA se encuentran en el C1.

En cuanto a las emisiones de CO₂, se observa que las variables de emisiones de CO₂ por L de leche producida, por kg de PV y por UA no presentan diferencias ($p > 0.05$) entre C. No obstante, los valores del ICOGAN muestran relaciones inversas con las emisiones de CO₂ en las tres variables. Esto significa que a medida que se incrementan los valores del ICOGAN, se reducen los valores de las emisiones de CO₂ en las tres variables (Cuadro 2).

Las emisiones de CO₂ eq. por L de leche producida, por kg de PV y por UA no muestran diferencia ($p > 0.05$) entre C; sin embargo los valores del ICOGAN muestran relaciones inversas con las emisiones de CO₂ eq. en las tres variables. Esto significa que a medida que se incrementa el valor del ICOGAN, se reducen las emisiones de CO₂ eq. (Cuadro 2). En lo que se refiere a la relación entre ICOGAN con las emisiones de CO₂ eq. por L de leche producida por vacas y por kg de PV de ganado bovino en pie (Figuras 1 y 2), se aprecia una relación inversa ($p < 0.001$), y las curvas de las gráficas muestran tendencias definidas. También se observa que en las Figuras 1 y 2 la variable independiente $x =$ ICOGAN explica

el 43 y 37 % de la variación de las variables dependientes, respectivamente; además, en dichas figuras también se aprecia una importante dispersión de los datos de emisión de CO₂ eq. para cada valor de eficiencia energética, lo que indica que otros factores implicados en la formación de CO₂, descritos en el Cuadro 1 tienen una importante influencia. Estos resultados indican que a mayores valores del ICOGAN se reducen las emisiones de CO₂ eq. por L de leche producida por vacas y por kg de PV de ganado bovino en pie debido al bajo uso de insumos externos a la UPG (para ampliar la información remitirse al capítulo II de esta tesis), y sugieren reducir el uso de energía fósil externa e interna y utilizar en mayor medida y de forma eficiente los recursos locales para mejorar los valores de ICOGAN. Ello requiere un cambio de insumo de entropía baja de la fuente terrestre por la de la radiación solar (Georgescu-Roegen, 1975; Risoud, 2000), lo que conduciría a reducir las emisiones de CO₂, por ejemplo, en lugar de ofrecer alimentos industrializados en la alimentación de los animales, aprovechar de mejor manera la producción local de forrajes.

Los sistemas agroforestales se han considerado importantes para ofrecer múltiples productos y servicios socioecológicos (Moreno *et al.*, 2013), y para contribuir con el proceso de mitigación y adaptación al cambio climático (Soto *et al.*, 2012). La agroforestería no solo contribuye al proceso de captura de CO₂, sino que ayuda a diversificar los bienes de las familias campesinas a través de la disponibilidad de alimentos, forrajes, leña, madera, medicinas, así como servicios como polinización, sombra, control de plagas y enfermedades, y la conservación de recursos naturales (Tschamntke *et al.*, 2011). El IPCC (2006) menciona en su cuarto informe de evaluación que cuando se incorpora el componente leñoso en los pastizales se podría retener 1,5 gigatoneladas de CO₂ eq. de carbono (Gerber *et al.*, 2013).

Las estimaciones mundiales indican que las tierras de pastoreo ocupan aproximadamente 3.6 mil millones de hectáreas y representan cerca de una cuarta parte del secuestro de carbono potencial en los suelos mundiales. Remueven el equivalente a aproximadamente el 20 % del CO₂ que se libera anualmente en la atmósfera terrestre de la deforestación mundial y los cambios en el uso de la tierra (Follett y Reed, 2010). Los beneficios ambientales proporcionados incluyen: el mantenimiento y el bienestar de los recursos hídricos inmediatos y alrededor del suelo, la calidad del aire, el hábitat humano y de la vida silvestre y la estética.

Además, las tierras de pastoreo contribuyen al bienestar económico de las personas que viven en la tierra, al comercio y al intercambio de bienes y servicios derivados de ellos a nivel local, regional o nacional (Follett y Reed, 2010).

En síntesis, la tendencia general del incremento del valor de ICOGAN de que a medida que se reducen las diferentes variables de emisión de GEI, significa que cuando las UPG tienen mayor aproximación al modelo de producción orgánica, existe menor emisión de GEI.

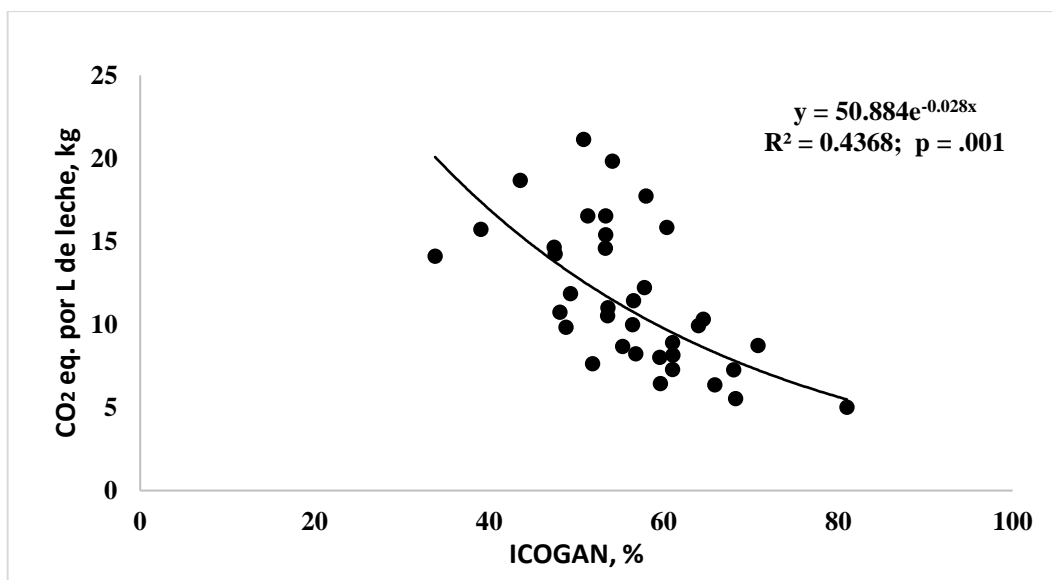


Figura 1. Relación entre Índice de Conversión Orgánica Ganadera (ICOGAN) de las unidades de producción de doble propósito y emisiones de CO₂ eq. por L de leche producida por vacas en pastoreo en el trópico húmedo de Chiapas, México.

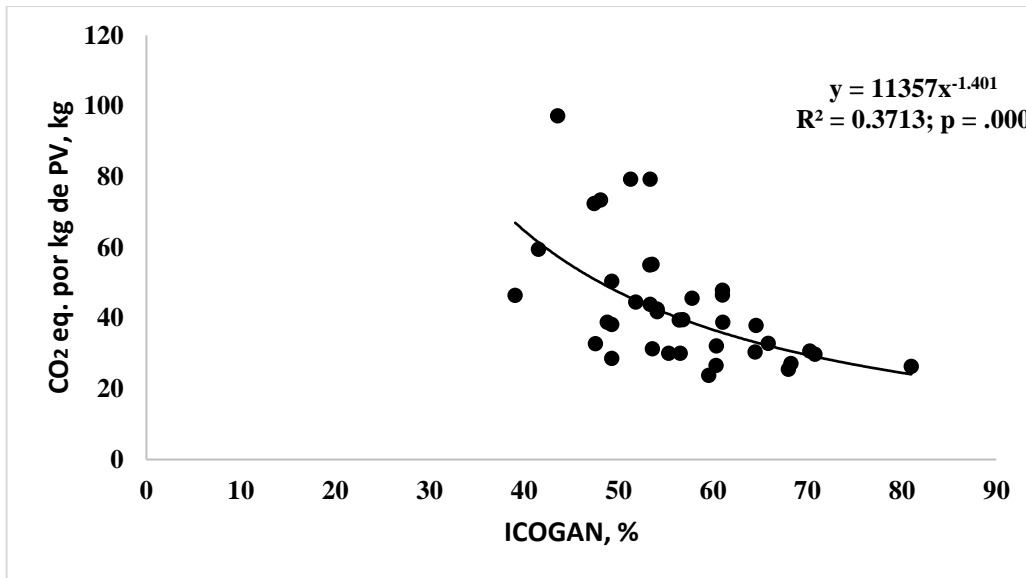


Figura 2. Relación entre Índice de Conversión Organica Ganadera (ICOGAN) de las unidades de producción de doble propósito y emisiones de CO₂ eq. por kg de PV en ganado bovino en pastoreo en el trópico húmedo de Chiapas, México.

3.2 Consumo de recursos energéticos y emisiones de GEI

En el capítulo III de esta tesis, se explica que conforme incrementa el valor del ICOGAN, se reducen ($p < 0.05$) los valores de la energía directa (input), energía indirecta (input), entrada total de energía y salida de energía (carne + leche), en tanto que se incrementa la eficiencia energética (Cuadro 3).

Cuadro 3. Valores promedio de los indicadores de energía para tres grupos de unidades de producción ganadera de doble propósito de acuerdo con su potencial y limitaciones para la conversión orgánica en una región húmeda tropical de Chiapas, México.

Indicador	Conglomerado			X ² ; p value*
	1	2	3	
N	17	14	19	
ICOGAN, %	42.6 (± 7.4) ^a	49.9 (± 2.2) ^b	61.5 (± 5.5) ^c	51.8; .001**
Energía directa (input), MJ ha ⁻¹	8286.3 (± 9213.3)	5689.3 (± 7717.5)	2075.7 (± 4001.9)	6.7;.034
Energía indirecta (input), MJ ha ⁻¹	1339.5 (± 1115.8)	1088.8 (± 927.1)	365.2 (± 518.0)	11.5; .003
Entrada total de energía, MJ ha ⁻¹	9625.8 (± 10044.7)	6778.1 (± 8449.1)	2440.9 (± 4487.2)	9.7; .008
Salida de energía (carne + leche), MJ ha ⁻¹	4675.9 (± 3233.4)	3564.5 (± 2984.9)	2401.3 (± 2010.6)	6.4; .040
Eficiencia energética	1.61 (± 1.7)	1.45 (± 1.4)	2.8 (± 2.0)	6.0; .050

*Prueba no paramétrica de Kruskal Wallis; **Análisis de varianza; ^{a,b,c} letras diferentes en la misma fila indican diferencia significativa (p<0.05). Fuente: Valdivieso *et al.* (2019)

Existen evidencias de que la producción orgánica hace bajo uso de energía fósil, en general utiliza bajo uso de insumos externos y por consiguiente tiene mayor eficiencia energética (Grönroos *et al.*, 2006; Pimentel, 2006; Thomassen *et al.*, 2008; FAO, 2012; Bos *et al.*, 2014). En los sistemas de producción convencionales el fertilizante nitrogenado representa el mayor aporte de energía, por lo que en la producción animal orgánica el uso de energía por unidad de rendimiento es menor que en el sistema convencional debido a su exclusión (Bertilsson *et al.*, 2008). Una investigación en el Reino Unido concluyó que la producción de vacas lecheras orgánicas utilizó solo el 22 % de la energía de la producción convencional porque en los sistemas orgánicos las vacas comieron principalmente pasto, mientras que las vacas convencionales se alimentaron predominantemente con ensilado de maíz, grano y pasta de soya (MAFF, 2000). En otro estudio realizado en Finlandia, se encontró que la energía consumida por vacas lecheras para producir 1000 L de leche fue 32.5% menor en el sistema orgánico en comparación con la producción convencional, ya que la producción orgánica no necesita insumos de energía fósil correspondientes a los que se utilizan para la fabricación de fertilizantes minerales en la producción convencional (Grönroos *et al.*, 2006). De igual manera, el sistema orgánico de carne de res alimentada con pasto requirió 50 % menos de energía fósil que el sistema convencional de carne de vacunos alimentados con granos (Pimentel, 2006).

En la mayoría de los sistemas de producción de ganado bajo pastoreo –como en la zona de estudio- la producción orgánica da como resultado un menor uso de energía por unidad de área o peso de producto. Se ha demostrado que los sistemas de producción de leche orgánica tienen una mayor eficiencia energética en la producción de forraje y una menor dependencia de los concentrados importados, lo que conduce a un menor uso de energía por L de leche producida (Cederberg y Mattsson, 2000; Haas *et al.*, 2001; Thomassen *et al.*, 2008), debido a un manejo importante del pastoreo, además de la ausencia de fertilizantes sintéticos y un uso relativamente bajo de concentrados (Pimentel *et al.*, 2005).

El comportamiento de los indicadores energéticos señalados previamente, tienen una importante relación con las emisiones de GEI, el calentamiento global y el cambio climático (IPCC, 2006) Es decir, forma parte del paradigma agroecológico como un movimiento de resistencia a la dependencia de insumos externos, como agroquímicos, maquinaria y energía fósil promovida por la Revolución Verde para reducir las emisiones de GEI (Pimentel *et al.*, 2005; Zhuang y Li, 2017).

En este contexto, los resultados de ésta investigación muestran que en las actuales UPG existe una relación directa y positiva entre la entrada total de energía a la UPG por ha⁻¹ y las emisiones de CO₂ por L de leche producida, por kg de PV y por UA (Figuras 3, 4 y 5), con tendencias de las curvas claramente definidas y altamente significativas ($p < 0.001$). También se observa que la variable independiente x = entrada total de energía en las figuras 3,4 y 5 explican el 51, 55 y 47 % de la variación de las variables dependientes (y = emisión de CO₂ por L de leche, y = emisión de CO₂ por kg de PV y y = emisión de CO₂ por UA), respectivamente. En el mismo sentido, en las figuras 3, 4 y 5 se aprecia una importante dispersión de los datos de emisión de CO₂ para cada valor de entrada total de energía, lo que indica que otros factores implicados en la formación de CO₂, descritos en el Cuadro 1 tienen una importante influencia. Rivera *et al.*, 2016 obtuvieron resultados similares al comparar mediante ACV sistemas de producción ganaderos extensivos contra intensivos; ellos encontraron que las UPG con mayor entrada de energía mediante uso de tecnología en el proceso de producción, procesamiento y comercialización tienen un mayor impacto ambiental en las categorías de agotamiento de recursos energéticos (energía fósil) y formación de oxidantes fotoquímicos (hidrocarburos oxidados y otros compuestos). Se ha

demostrado que los sistemas productivos basados en el pastoreo del ganado con bajo uso de insumos externos tienen menor huella de carbono que los sistemas intensivos o sistema de confinamiento (Capper, 2012; Pérez-Neira *et al.*, 2014). Estos resultados sugieren que una reducción de la entrada total de energía, principalmente de energía fósil, requiere un cambio de insumo de entropía baja de la fuente terrestre por la de la radiación solar (Georgescu-Roegen, 1975) lo que conduciría a reducir las emisiones de CO₂.

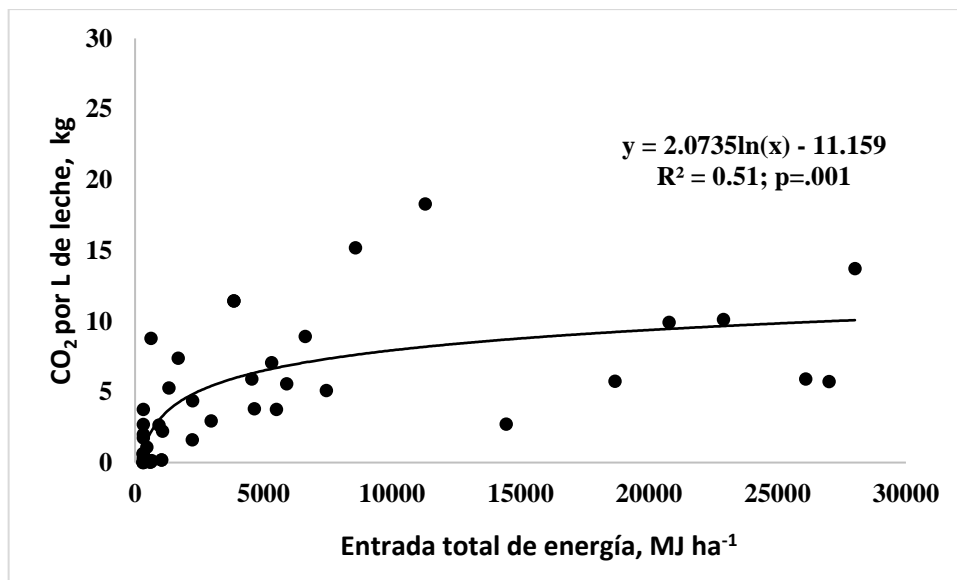


Figura 3. Relación entre entrada total de energía a la UPG de doble propósito y emisión de CO₂ por L de leche producida por vacas en pastoreo en el trópico húmedo de Chiapas, México.

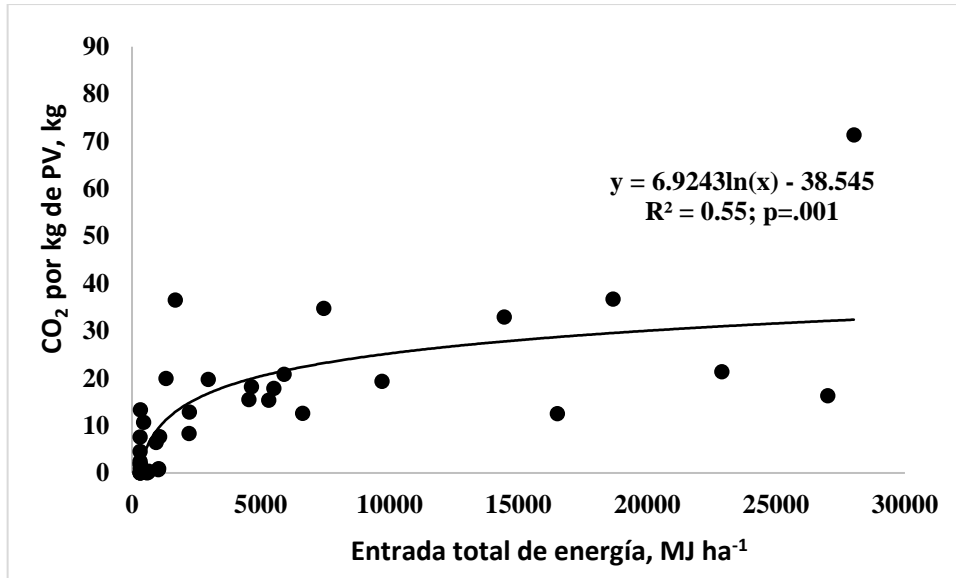


Figura 4. Relación entre entrada total de energía a la UPG de doble propósito y emisión de CO₂ por kg de PV, en ganado bovino en pastoreo en el trópico húmedo de Chiapas, México.

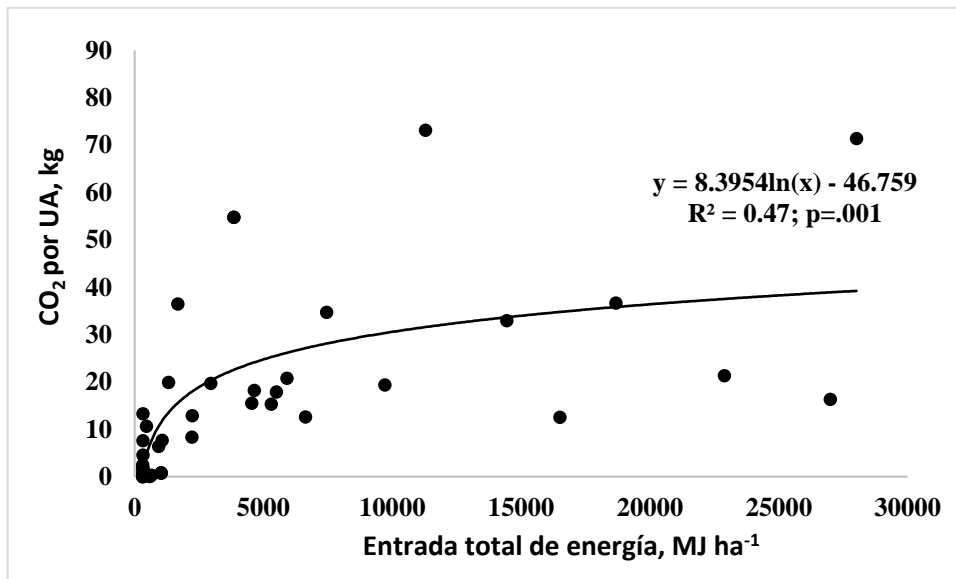


Figura 5. Relación entre entrada total de energía a la UPG de doble propósito y emisión de CO₂ por UA, en ganado bovino en pastoreo en el trópico húmedo de Chiapas, México.

La mayor eficiencia energética en las UPG provocó menores ($p < 0.01$) emisiones de CO₂ por L de leche producida, por kg de PV y por UA, con tendencias claramente definidas (Figura 6, 7 y 8). La eficiencia energética explicó 54, 58 y 63 % de la variación del CO₂ producido por L de leche kg de PV y por UA, respectivamente. Se encontró una importante

dispersión de los datos de emisión de CO₂ para cada valor de eficiencia energética, lo que indica que otros factores implicados en la producción de CO₂ (tales como combustible, electricidad, etc., Cuadro 1) tienen una importante influencia. Estos resultados indican que la mayor eficiencia energética requiere reducir la entrada total de energía, y el uso de energía fósil interna, lo cual requiere un cambio de insumo de entropía baja de la fuente terrestre por la de la radiación solar (Georgescu-Roegen, 1975), que conduciría a reducir las emisiones de CO₂.

A diferencia de los sistemas agrícolas intensivos, en los que el consumo de energía indirecta suele ser significativamente mayor que el consumo de energía directa (DEFRA, 2008; Monforti-Ferrario *et al.*, 2015; Pelletier *et al.*, 2011; OECD, 2017), en todas las UPG de este estudio la energía indirecta fue significativamente menor en comparación con la energía directa (entre el 13.9-16% de la energía total) (y en general sería el caso de los sistemas extensivos), principalmente por el bajo o nulo uso de agroquímicos, particularmente fertilizantes y pesticidas. Por su parte, en todas las UPG el mayor aporte energético fue por la energía directa, la cual representó el 83.9-86.0 % de la energía total.

La relación entre la entrada total y la salida de energía indica que por cada unidad de energía de entrada en el C3 se obtuvo casi la misma cantidad de energía (0.98), mientras que en C2 y C3 por cada unidad de energía de entrada solo se obtuvo la mitad o menos de la mitad de energía (0.48 y 0.52, respectivamente). En comparación con otros estudios, la eficiencia energética de los conglomerados C1 (1.61) y C2 (1.45) fueron inferiores y el C3 (2.8) fue superior a la eficiencia reportada para una granja de vacas lecheras (1.85) por Frorip *et al.* (2012). En el mismo orden, los valores de C1 y C2 se aproximaron a la eficiencia energética (1.78) reportada por Pérez-Neira *et al.* (2015) para la producción ganadera orgánica en Andalucía, España. Llanos *et al.* (2013) reportaron para fincas lecheras de productividad baja en Uruguay una eficiencia energética de 1,40, cifra que también se aproxima a la eficiencia de C1 y C2; sin embargo, la comparación de la eficiencia energética de los conglomerados con los valores reportados por Guevara *et al.* (2013) de dos ranchos con producción de bovinos de engorde en la misma zona de estudio (4.53 y 4.99), muestra que el valor de los tres conglomerados fue inferior. Por su parte, los valores de eficiencia energética de los tres conglomerados son superiores a la de granjas lecheras en Irán, que

tuvieron una eficiencia de 0.16 (Hosseinzadeh-Bandbafha *et al.*, 2018); también son superiores a los valores reportados para la eficiencia de conversión de la energía de la dieta a energía de la leche en granjas lecheras de Estados Unidos (0.25), Corea del Sur (0.26), Argentina (0.19), México (0.12), y muy superiores a las eficiencias de conversión en Egipto (0.09) o Kenia (0.07) (CAST, 1999). Las UPG con mayor acercamiento al modelo orgánico (C3) presentaron la tendencia a una menor producción pero con una mayor eficiencia energética.

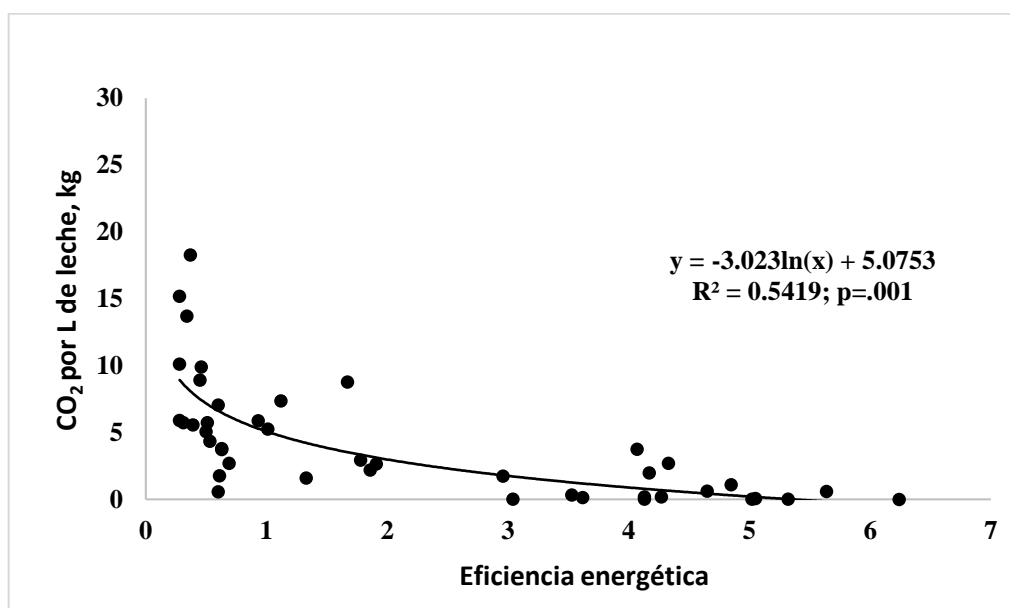


Figura 6. Relación entre eficiencia energética de la UPG de doble propósito y emisión de CO₂ por L de leche producida por vacas en pastoreo en el trópico húmedo de Chiapas, México.

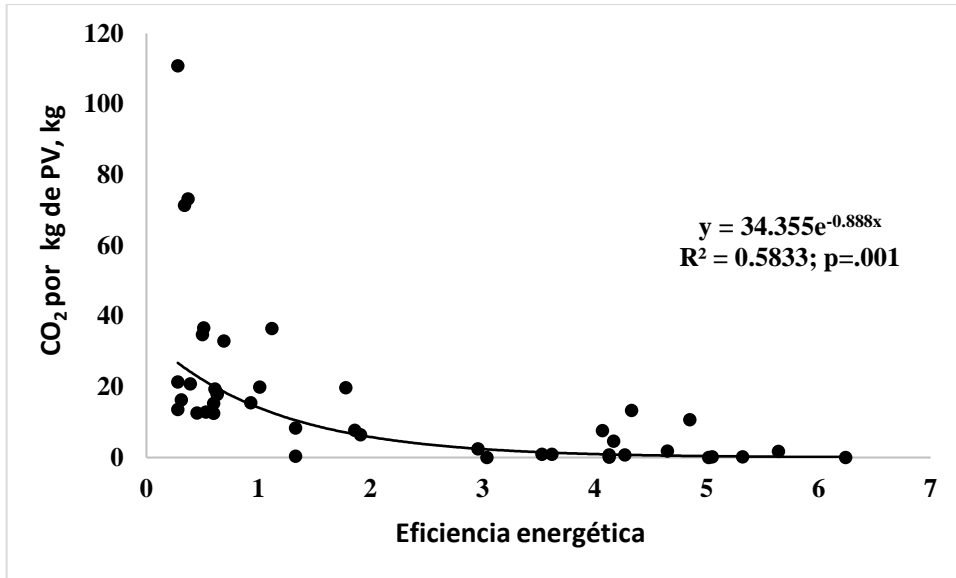


Figura 7. Relación entre eficiencia energética de la UPG de doble propósito y emisión de CO₂ por kg de PV, en ganado bovino en pastoreo en el trópico húmedo de Chiapas, México.

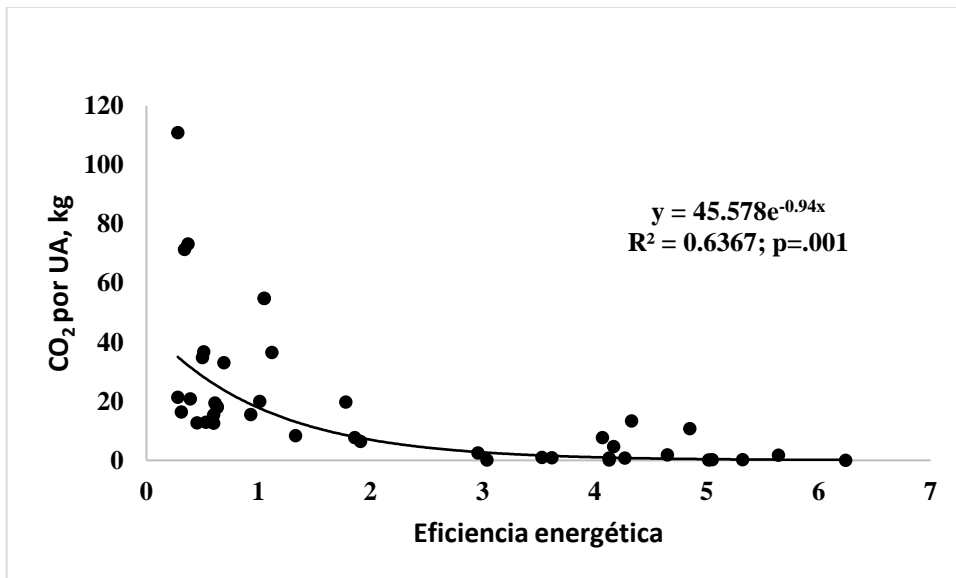


Figura 8. Relación entre eficiencia energética de la UPG de doble propósito y emisión de CO₂ por UA, en ganado bovino en pastoreo en el trópico húmedo de Chiapas, México.

3.3 Aspectos teóricos y prácticos de la adaptación de las UPG ante el cambio climático; y el ACV como herramienta para medir el impacto ambiental de la producción ganadera (carne y leche)

El análisis del impacto ambiental que generan y al que están expuestas las UPG y su adaptación ante el cambio climático, deben considerar diversos aspectos a corto y mediano plazo (Howden *et al.*, 2008; Alary *et al.*, 2014): i) a corto plazo es importante la planeación y manejo de desastres naturales y ii) a mediano y largo plazo, se debe mejorar su manejo ambiental a través de políticas, tecnologías y estrategias agroecológicas para reducir el consumo de recursos energéticos y contribuir con la mitigación de las emisiones de GEI (Figura 9). Para ello se requiere identificar los diversos factores de riesgo ambiental a los que las UPG están expuestas, y orientar las intervenciones de acuerdo con el conocimiento de los factores de riesgo ambiental y su impacto en el cambio climático. En este sentido, el ACV puede ayudar a identificar las oportunidades para mejorar el desempeño ambiental de las diferentes fases del ciclo de vida de los productos generados (carne y leche) en las UPG. Además, los ACV sirven para compilar y evaluar diversas categorías de impacto ambiental, entre ellas las relacionadas con el consumo de recursos energéticos y el calentamiento global (Leís *et al.*, 2015). Para contribuir con la adaptación de las UPG estudiadas (y de manera general la producción ganadera) al cambio climático, es necesario disminuir la compra y uso de insumos externos de las UPG, tales como combustibles, electricidad, alimentos concentrados, medicamentos y agroquímicos ya que contribuyen a una mayor emisión de GEI por los procesos de manufactura, envasado, almacenamiento y transporte de ellos hasta la puerta de las UPG (Figura 9). Por otro lado, se deben combinar medidas de adaptación al cambio climático y de mitigación de las emisiones de GEI a las condiciones locales, regionales y nacionales. En este contexto, la adaptación al cambio climático implica que los productores se ajusten al clima, incluyendo la variabilidad climática o los eventos climáticos puntuales, como inundaciones, ciclones, sequías, tormentas, ondas de calor y frentes fríos (Mercer *et al.*, 2012; Breña-Naranjo *et al.*, 2015). Relacionado con lo anterior, el concepto mitigación, implica la intervención humana para reducir las perturbaciones del sistema climático por las actividades antropogénicas, y abarca diversas estrategias. De tal forma que la mitigación de emisiones de GEI derivado del ciclo de vida o la cadena productiva de carne

y leche u otros productos implica reducir las fuentes de emisión de GEI; ii) reducir las emisiones de GEI y iii) potenciar sus sumideros (IPCC, 2006).

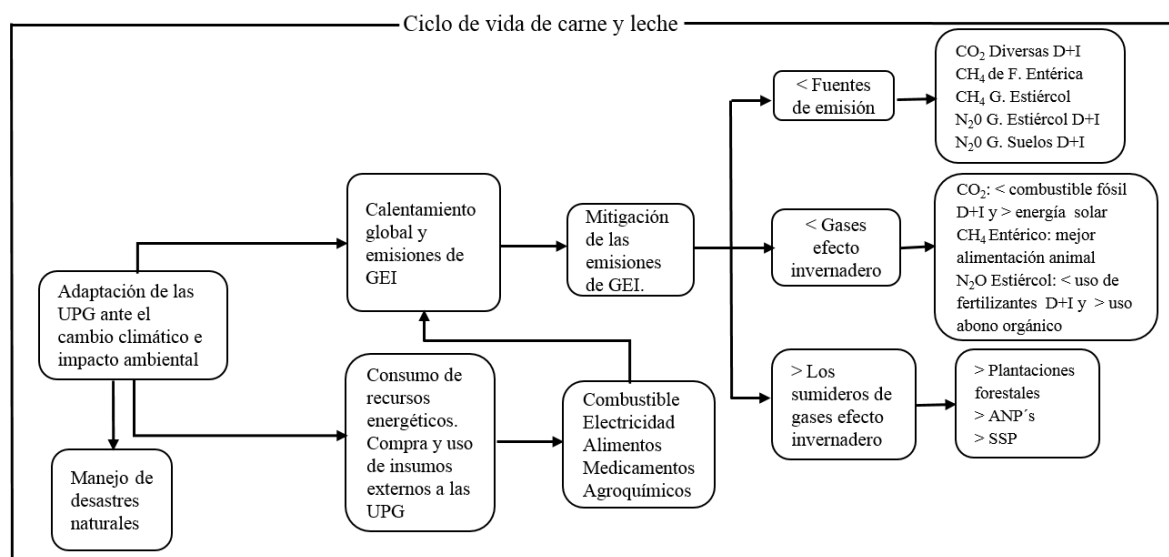


Figura 9. Análisis de ciclo de vida (ACV) como herramienta para medir las emisiones de gases con efecto invernadero (GEI) y el consumo de energía relacionados a la producción de carne y leche de las unidades de producción ganadera (UPG) de doble propósito de ganado bovino en pastoreo en el trópico húmedo de Chiapas, México.

3.3.1 Prácticas de producción limpia en ganadería para mitigar GEI y reducir el cambio climático

Los efectos adversos del cambio climático proyectados por el Panel Intergubernamental en Cambio Climático (IPCC, 2006) a corto, mediano y largo plazo repercuten directamente sobre la ganadería tropical practicada en la zona de estudio, por diversos factores como la reducción del periodo de lluvias, con la consecuente disminución de la producción de pastos y forrajes y particularmente de leche. De acuerdo con la FAO (2017), parte de los retos, derivados de este fenómeno, a los cuales deberá enfrentarse la ganadería son: temperaturas extremas, sequías severas, precipitaciones erráticas y la redistribución de ectoparásitos (FAO, 2017), los cuales pueden limitar el crecimiento y producción vegetal y animal.

Aunque los efectos del cambio climático en la región de estudio, como la prolongada sequía, de diciembre a marzo, (la cual comenzó a manifestarse hace aproximadamente cinco años), afectarán los rendimientos agrícolas y variarán de región a región. Los efectos más dramáticos se esperan en países en vías de desarrollo con climas desde áridos a húmedos

(Easterling *et al.* 2007) debido a su exposición geográfica, bajos ingresos, mayor dependencia en la agricultura para su sobrevivencia y su limitada capacidad para aprovechar otras alternativas de vida (Altieri y Nicholls, 2013), situación que prevalece en la zona de estudio (Valdivieso *et al.*, 2019).

La capacidad de respuesta de los campesinos frente a cambios socioambientales depende principalmente de su disponibilidad de recursos naturales, económicos y sociales, y su capacidad para acceder y utilizar dichos recursos (Artieri y Nicholls, 2013). El desafío es que los campesinos identifiquen estrategias agroecológicas adecuadas y las intensifiquen para aumentar su capacidad de reacción, y les permitan resistir y recuperarse de los eventos climáticos adversos. Ayudar a los agricultores a aumentar la productividad del ganado es un medio para mejorar los modos de vida rurales y la seguridad alimentaria, además de que favorece una mayor resiliencia (entendida como la capacidad de recuperación frente a un evento manteniendo la configuración básica de un sistema, y se considera una propiedad relevante de los agroecosistemas en relación a cambios en el ambiente) frente al cambio climático (FAO, 2017). Para lograr lo anterior, el ACV es una herramienta que permite conocer y analizar las materias y las características de las entradas y salidas de energía de cada fase por tipo de producto de origen animal; esto mediante la cuantificación de cómo contribuyen estos flujos para el uso específico de los recursos y el impacto ambiental relacionado con las emisiones de GEI (ISO, 2006; Pelletier *et al.*, 2010). Para nuestro caso de estudio, esta situación se sintetiza en la Figura 9, donde se muestra que las emisiones de gases con efecto invernadero tienen implicaciones a nivel local, regional y global, como lo reportó Shibu (2009).

Para que las UPG puedan ser resilientes al cambio climático se deben seguir esquemas que mitiguen los GEI y que atiendan tres aspectos básicos: la reducción de las fuentes de emisión de GEI, la reducción de las emisiones de GEI, y el aumento de los sumideros de GEI (Figura 9). Actualmente, una de las principales estrategias para la mitigación del cambio climático, se basa en el fomento de las prácticas de forestación-reforestación, debido al potencial que estos sistemas presentan para el secuestro de carbono en el suelo y en la vegetación, y el subsecuente efecto paliativo sobre el incremento de CO₂ atmosférico (Romaniuk *et al.*

2018). Al respecto, se han propuesto diversas estrategias, prácticas y tecnologías para mitigar el impacto del ganado en el cambio climático (Nahed *et al.*, 2008; Cuartas *et al.*, 2009; Gill *et al.*, 2010; FAO, 2012; Hristov *et al.*, 2013; FAO, 2017; Zhang *et al.*, 2017; Rojas-Downing *et al.*, 2017; Grossi *et al.*, 2019). Las principales estrategias y prácticas propuestas para su utilización en los animales de pastoreo se discuten a continuación.

- a) **Alimentación y nutrición del ganado.** Algunas prácticas de alimentación reducen las emisiones de CH₄. Entre ellas están el mejoramiento de la calidad (nutricional y digestibilidad) del alimento mediante un mejor manejo de los pastizales, especies mejoradas de pasto (p. ej. mezcla de gramíneas y leguminosas), mezcla de forraje, procesamiento de alimento (p.ej. molido, ensilado, henificado y otros tratamientos permitidos por la normativa orgánica) y el uso estratégico de suplementos, preferiblemente aquellos disponibles localmente. La manipulación dietética-nutricional tiene un alto potencial en términos de simplicidad y factibilidad. La manipulación nutricional para suprimir la metanogénesis (formación de CH₄) incluye el uso de forrajes de alta calidad, alta proporción de granos en la dieta, uso de aditivos (compuestos químicos, ácidos orgánicos, ionóforos, probióticos), dietas ricas en ácidos grasos insaturados, adición de acetógenos, de bacteriocinasas, y extractos vegetales (aceites esenciales), además de la modificación de las prácticas de alimentación y suplementación para dietas basadas en pajas (Bonilla y Lemus, 2012). Estas prácticas de alimentación reducen las emisiones de CH₄ por la modificación de la fermentación ruminal, inhibiendo directamente las bacterias metanogénicas y protozoarios, o desviando los iones hidrógeno de los metanogénicos (Boadi *et al.*, 2004; Sharma, 2005). Actualmente, se sabe que los metabolitos secundarios, como los taninos presentes en *Lotus corniculatus* pueden reducir la emisión de GEI (Woodward *et al.*, 2001). También las saponinas tienen el potencial de reducir las emisiones de CH₄ en los rumiantes que consumen algunas plantas tropicales (Koenig *et al.*, 2007). Por su parte Hess *et al.* (2002) indican que la emisión de CH₄ se puede reducir con el uso de frutos del árbol tropical *Sapindus saponaria* cuando se suministra en dietas con pasto de baja calidad o sin suplementación de leguminosas, mientras que la leguminosa *Calliandra calothyrsus*

puede reducir la producción de gas hasta en un 50% si se compara con una dieta de pasto solo.

- b) **Secuestro de carbono.** El secuestro de CO₂ se puede lograr mediante diferentes prácticas, entre las que se incluyen el mejor manejo de las especies leñosas y herbáceas, así como de la tierra y el agua (Steinfeld *et al.*, 2006). En nuestro caso de estudio se ha logrado mediante el manejo sustentable del pastoreo, y particularmente mediante el establecimiento de módulos silvopastoriles y diversas prácticas recomendadas para la certificación de la producción ganadera orgánica (IFOAM, 2018; Nahed *et al.* 2013). A continuación se analizan algunos ejemplos de otras prácticas que también han demostrado ser exitosas para el secuestro de CO₂. Un estudio del sector de la carne de vacuno realizado en Brasil estimó la reducción de hasta el 25% de las emisiones de GEI relacionadas con el uso de la tierra de pastoreo y el cambio en el uso de la tierra mediante la mejora de la eficiencia de los animales y los rebaños (Gerber *et al.*, 2013). El potencial para el secuestro de carbono mediante el manejo del pastoreo también se ha demostrado a nivel global; una estimación sugiere que con un mejor manejo del pastoreo en los pastizales del mundo se podrían secuestrar alrededor de 409 millones de ton de CO₂ eq. por año, que representan aproximadamente el 9,8% de las emisiones anuales de carbono antropogénico (Gerber *et al.*, 2013). En otra valoración del potencial de secuestro de carbono en los suelos y la biomasa de los trópicos, mediante la implementación de cambios en el manejo de los pastizales, se estimaron de 6 a 12 mil millones de ton de CO₂ en un período de 50 años (120-240 millones de ton de CO₂ por año; Lal, 2002). Los pastizales son también buenos reservorios de carbono; se estima que a nivel mundial los pastizales contienen 343 mil millones de toneladas de carbono, casi un 50% más de lo que se almacena en los bosques en todo el mundo (FAO, 2017). Existen también otras soluciones para restaurar la calidad de los pastizales y aumentar el carbono del suelo, entre las que se incluyen ajustar la presión de pastoreo equilibrando la presencia espacial y temporal del ganado (por ejemplo con nuevas tecnologías como cercas eléctricas alimentadas por energía solar), fertilización orgánica y manejo de nutrientes, introducción de especies (por ejemplo leguminosas) e inoculación de plantas, movilidad mejorada de animales en sistemas pastoriles y agropastoriles, y la integración de árboles y pastos (silvopastoralismo) FAO, 2017).

c) **Mejorar la integración de la ganadería en la bioeconomía.** La bioeconomía se basa en el consumo y la producción de bienes y servicios derivados del uso directo y la transformación sostenible de recursos biológicos, y de los desechos que se generan en los procesos de producción, transformación y consumo (Rodríguez, 2019). En este sentido, se aprovecha el conocimiento de los sistemas, procesos y principios biológicos, así como las tecnologías tradicionales y modernas aplicables al conocimiento, emulación y transformación de los recursos, sistemas, procesos y principios biológicos (Cattaneo *et al.*, 2018; Rodríguez, 2019). De esta manera se minimizan las fugas de energía y materiales del sistema haciéndolos recircular en las unidades de producción (FAO, 2017). En la producción pecuaria basada en una bioeconomía, los productos animales generados utilizan una cantidad mínima de insumos externos, el reciclaje de nutrientes se potencializa, y se reducen las descargas negativas al ambiente en forma de desechos y emisiones de GEI (Ward *et al.*, 2016). Una situación similar ocurre en nuestro caso de estudio, particularmente en las UPG con mayor aproximación al modelo de producción orgánica, donde se aprovechan al máximo los recursos forrajeros de gramíneas, leguminosas, especies leñosas y residuos de cosechas, el reciclaje del estiércol de los animales mediante su deposición directa al pastizal, durante el tiempo que los animales pastan (en promedio, ocho horas diarias).

d) **Salud y cría de animales.** En general, la alta tasa de natalidad y la baja tasa de mortalidad de animales muestran la buena adaptación de los animales en las UPG estudiadas. Estas variables son muy importantes en la producción ganadera debido a que una baja fertilidad significa que se requieren más animales reproductores en el rebaño para cumplir con los objetivos de producción, y se requieren más reemplazos para mantener el tamaño del rebaño, lo que aumenta las emisiones de GEI (Grossi *et al.*, 2019). Mejorar la eficiencia reproductiva y extender la vida reproductiva del animal mejorará el rendimiento de vida útil por animal y reducirá las intensidades de emisión de GEI (FAO, 2017). En diversas investigaciones (Dyer *et al.*, 2010; O'Brian *et al.*, 2010; Crosson *et al.*, 2011) se ha demostrado que la baja fertilidad aumenta las emisiones de los GEI provenientes de los sistemas de producción animal,

principalmente porque la poca fertilidad obliga al productor a tener más ganado en la UPG y a criar más animales de reemplazo para mantener el tamaño del hato (Berglund, 2008; Wall *et al.*, 2010; Bell *et al.*, 2011). Al respecto, Garnsworthy (2004) mostró la relación entre la fertilidad de vacas lecheras y su impacto en las emisiones de CH₄ y de NH₃, y concluyó que la mejora de la fertilidad podría reducir las emisiones de CH₄ en un 24% y las de NH₃ en un 17%, principalmente por la reducción del número de animales de reemplazo en el rebaño. La mejora de la fertilidad en el ganado lechero podría conducir a una reducción de las emisiones de CH₄ en un 10–24% y reducir el N₂O en un 9–17% (Grossi *et al.*, 2019). Sin embargo, también se debe considerar que el aumento de la presión reproductiva puede incrementar las demandas metabólicas asociadas con la preñez y la lactancia que podrían afectar negativamente la salud animal y aumentar el riesgo de enfermedades metabólicas, reducir la función inmune y la fertilidad (Llonch *et al.*, 2017; Grossi *et al.*, 2019). La mala salud y el bienestar del ganado se asocian con cambios de comportamiento y metabólicos, que pueden afectar las emisiones de GEI de varias maneras. Los animales que luchan contra una infección necesitarán más energía para su mantenimiento. En un estudio en el que se investigó la reducción de las emisiones de GEI mediante la mejora de la salud del ganado, se encontró que las enfermedades del ganado podrían aumentar las emisiones de GEI hasta un 24% por unidad de leche producida y hasta un 113% por unidad de carne en canal (Williams *et al.*, 2015; Grossi *et al.*, 2019). Una enfermedad que reduzca temporalmente la ingesta de alimento o la capacidad de digerir el alimento, conduce a una disminución en la tasa de crecimiento, lo que resultará en más tiempo y energía necesarios para alcanzar el mismo punto final (Grossi *et al.*, 2019). Se puede alcanzar una mayor productividad y eficiencia de los animales reduciendo la incidencia y el impacto de enfermedades, parásitos y cargas de insectos. Esto también reducirá las pérdidas y la cantidad de animales improductivos que contribuyen a la emisión de GEI (FAO, 2017). Aunque la mejora de la sanidad, la reducción de la morbilidad y mortalidad animal y la mayor eficiencia de los sistemas de producción contribuyen a la reducción del CH₄ y del N₂O generados por la fermentación entérica y el estiércol (Hristov *et al.*, 2013), muy pocos estudios (por ejemplo Bell *et al.*, 2008; Dourmad *et al.*, 2008; Stott *et al.*, 2010)

han examinado las implicaciones de la sanidad, mortalidad y productividad animal en las emisiones de CH₄ y de N₂O.

e) **Recursos genéticos animales y crianza:** Los cruzamientos son claves para aumentar la productividad, al mejorar rasgos como la ganancia de PV, producción de leche o la fertilidad. En nuestro caso de estudio, los productores han realizado esfuerzos para contar con cruza de razas cebuinas, europeas y el biotipo criollo. Además, al haber incursionado en el proceso planificación para la conversión orgánica de sus UPG, toman en cuenta otros factores como la prevención de enfermedades endémicas, el bienestar animal, nutrición balanceada, estado inmunológico alto, resistencia a enfermedades de los animales, variedades de pastos adaptados a la región, reciclaje de nutrientes, rotación espacio temporal del suelo, establecimiento de módulos silvopastoriles y en general el manejo sostenible del pastizal. Estos aspectos son importantes para una buena producción animal, particularmente es en lo que se refiere a mejorar la adaptación del ganado a entornos cambiantes y la resistencia al estrés, las crisis y las enfermedades (FAO, 2017; Zúñiga-González *et al.*, 2014). La cría de animales más productivos puede conducir a una reducción de los requerimientos de nutrientes necesarios para alcanzar el mismo nivel de producción, lo que representa una valiosa estrategia de mitigación de GEI, y la mejora genética de los últimos años ha reducido sustancialmente las emisiones por unidad de peso (Grossi *et al.*, 2019). Sin embargo, es muy importante considerar que los animales de un genotipo particular seleccionado para aumentar la producción solo podrán realizar este potencial en un sistema en el que los recursos se suministren adecuadamente. En otras palabras, las nuevas razas y cruces pueden conducir a una reducción sustancial de los GEI, pero deben adaptarse a los sistemas de producción y climas que pueden caracterizarse por recursos limitados y otras restricciones (Grossi *et al.*, 2019). Los programas de mejoramiento bien planeados y la conservación de la diversidad genética animal pueden garantizar que los agricultores tengan acceso a los mejores animales para cada ambiente; el biotipo criollo, como recurso genético prioritario debe ser considerado como una estrategia de adaptación para el cambio climático (Altieri y Nicholls, 2013).

f) **Uso de la tecnología local.** Las tecnologías locales apropiadas como las que practican los productores de las UPG estudiadas, son una forma clave de trabajar con los procesos de los ecosistemas y no en contra de ellos. Como una alternativa a la agricultura convencional, la agroforestería es una tecnología local que simultáneamente orienta necesidades medioambientales, económicas y sociales, con un importante potencial para el secuestro de carbono (Kumar y Nair, 2011). Esta alternativa se ha implementado en la zona de estudio mediante el establecimiento de sistemas silvopastoriles, como bancos forrajeros y de proteína, árboles dispersos en los pastizales y cercos vivos; además de que representan una alternativa viable frente a la deforestación y degradación, se les identifica con los sistemas de uso de la tierra en los cuales plantas leñosas se integran deliberadamente con cultivos y/o animales en la misma unidad de manejo. Esta integración se materializa como mezcla espacial o como secuencia temporal, que incorpora interacciones tanto ecológicas como económicas entre los componentes de los sistemas (World Agroforestry Centre, 2006).

En resumen, la ganadería es de los pocos sectores económicos que tienen la posibilidad de disminuir la emisión de GEI y extraer CO₂ de la atmósfera mediante prácticas de mitigación, y el gran potencial de la ganadería pastoril para mitigar el cambio climático aumentando la eficiencia de los procesos productivos, reduciendo la deforestación y aumentando el secuestro de carbono en los suelos bajo pastizales. Adicionalmente, se debe resaltar que para los productores los pastizales y la ganadería pastoril son a menudo la única opción viable en sus agroecosistemas (Oyhantcabal *et al.*, 2010; FAO, 2017). Los diferentes aspectos señalados tienen implicaciones importantes para la producción limpia de carne y leche.

3.3.2 *Prácticas de producción limpia en ganadería para reducir el uso de energía y el cambio climático*

La producción más limpia es un concepto dirigido a la prevención de la producción de residuos, al tiempo que aumenta la eficiencia en el uso de la energía, el agua, los recursos y el capital humano (Fresner, 1998). La producción más limpia tiene entre sus objetivos reducir o minimizar la cantidad de recursos consumidos, las emisiones de GEI generadas, los desechos y sus peligros potenciales (Fresner, 1998; Gavrilesco, 2004); también busca un

menor y más eficiente uso de la energía y de los materiales, y busca la sustitución de los productos más dañinos para el ambiente y la salud por otros menos peligrosos (Gavrilescu, 2004). Estos principios son acordes con los de la producción orgánica, en los cuales se sustenta el diseño de la presente investigación para evaluar la eficiencia energética y la emisión de GEI.

Los sistemas de producción pecuaria industrializados impulsados por el mercado son grandes contribuyentes al cambio climático (Gerber *et al.*, 2013); dichos sistemas requieren muchos insumos externos, como alimentos abundantes, están poco integrados con la producción de cultivos y, por lo tanto, son muy exigentes en términos de energía fósil y otros recursos no renovables (Pimentel, 2005). Los requisitos de alimentación del ganado son críticos para estimar el impacto al ambiente o requerimientos de recursos energéticos para la producción ganadera (Peters *et al.*, 2014). El trabajo futuro sobre la eficiencia de la producción ganadera debería atender las necesidades de alimentación como una entrada energética esencial, generar cálculos precisos y transparentes (Bonilla y Lemus, 2012), y centrarse en los impactos de la producción sobre los recursos (Peters *et al.*, 2014). Desde esta perspectiva, en los sistemas de producción pecuaria la sustentabilidad ambiental está estrechamente vinculada a la alimentación de los animales en pastoreo y otros recursos producidos localmente, por lo que este enfoque constituye una estrategia efectiva para reducir el uso de energía fósil o sustituirla por energía renovable y así mitigar el cambio climático (Ruiz- Mirazo *et al.*, 2011).

En conclusión, la ganadería será una de las actividades productivas que más va a sufrir el cambio climático, por la modificación de los agroecosistemas en que se realiza. Los bovinos no sólo aportan el gran beneficio de ocupar en la cadena trófica el papel de transformar la fibra contenida en las pasturas en energía y proteína de alto valor biológico. Por ello, cada vez es más necesario analizar el papel de las razas locales, los sistemas tradicionales de producción limpia y sobre todo el pastoreo, ya que es una actividad que busca el equilibrio entre emisión de GEI y producción, al dimensionar correctamente el número de animales por unidad sustentable de territorio. Es fundamental distinguir entre una producción animal con buenas prácticas y criterios de sustentabilidad ambiental (tradicional o extensiva), que genere beneficios múltiples, como el caso de la ganadería en pastoreo evaluada en la presente

investigación, en comparación con la producción animal intensiva que contamina las aguas, degrada los suelos, deforesta y erosiona la biodiversidad (Delgado, 2011; Oyhantcabal *et al.*, 2010).

Mejorar la comprensión general de estos temas es crítico para el desarrollo de sistemas alimentarios con bajo uso de energía fósil, menores emisiones de CO₂, y la obtención de productos ecológicamente sostenibles, limpios y orgánicos (Peters *et al.*, 2014). Este es el contexto en que se desarrolla, en gran medida, la producción ganadera en la región tropical húmeda del estado de Chiapas, México objeto de este estudio.

4 Conclusiones

Los hallazgos de esta investigación mostraron la relación inversa entre los valores del índice de conversión orgánica ganadera con los de las emisiones de *CH₄ entérico*, *CH₄ por deposición de estiércol*, *CO₂*, *CO₂ eq.* por litro de leche producida, por kg de peso vivo y por unidad animal. También se encontró relación inversa entre los valores del índice de conversión orgánica ganadera con los valores de *entrada directa*, *indirecta* y *total de energía*, así como con *la salida de energía* de la unidad de producción ganadera. Asimismo se mostró la relación inversa entre *eficiencia energética* y *emisiones de CO₂ por litro de leche producida, por kilogramo de peso vivo y por unidad animal*.

Por otra parte, se demostró la relación directa entre la *entrada total de energía* a la unidad de producción ganadera y las *emisiones de CO₂ por litro de leche producida, por kilogramo de peso vivo y por unidad animal*. Además, se identificó la relación directa entre los valores del índice de conversión orgánica ganadera y la *eficiencia energética*.

Finalmente, no se detectó una relación definida entre los valores del índice de conversión orgánica ganadera y los valores de las emisiones de N₂O directo e indirecto por litro de leche producida, por kg de peso vivo ni por unidad animal

El análisis de ciclo de vida realizado indica que las unidades de producción ganadera con mayor aproximación al modelo de producción orgánica, tienen menor *consumo de energía*, mayor *eficiencia energética*, y menos *emisiones de gases de efecto invernadero* y de *CO₂ eq.*

Referencias

- Albornoz-Osorio, A.C. 2017. Huella de carbono del café (*Coffea arabica*) en empresa asociativa campesina Aruco en Copán, Honduras para el año 2016-2017. Tesis de licenciatura. Escuela agrícola panamericana Zamorano, Honduras. 46 pp.
- Alary, V., Messad, S., Aboul-Naga, A., Osman, M.A., Daoud, I., Bonnet, P., Juanes, X., Tourrand, J.F. 2014. Livelihood strategies and the role of livestock in the processes of adaptation to drought in the Coastal Zone of Western Desert (Egypt). *Agricultural Systems*. 128:44-54. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.03.008>
- Altieri, M., Nicholls, C. 2013. Agroecología y resiliencia al cambio climático: principios y consideraciones metodológicas. *Agroecología*. 8: 7-20. Available in: <https://revistas.um.es/agroecologia/article/view/182921/152421>
- Asman, W.A.H., Sutton, M.A., Schjorring, J.A. 1998. Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. *The New Phytologist*. 139: 27-48. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.1998.00180.x>
- Beauchemin, K.A., Janzen, H.H., Little, S.M., McAllister, T.A., McGinn, S.M., 2011. Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada-evaluation using farm-based life cycle assessment. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166-167: 663-677. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.047>
- Bell, M.J., Wall, E., Russell, G., Simm, G., Stott, A.W., 2011. The effect of improving cow productivity, fertility, and longevity on the global warming potential of dairy systems. *J. Dairy Sci.* 94: 3662–3678. <http://doi.org/10.3168/jds.2010-4023>
- Bell, M.J., Wall, E., Simm, G., Russell, G., Roberts, D.J., 2008. Reducing dairy herd methane emissions through improved health, fertility and management. In: Rowlinson, P., Steele, M., Nefzaoui, A. (Eds.). *Livestock and Global Climate Change*, pp. 123–126. Hammamet, Túnez, Cambridge University Press.
- Berglund, B. 2008. Genetic improvement of dairy cow reproductive performance. *Reprod. Dom. Anim.* 43: 89–95. <http://doi.org/10.1111/j.1439-0531.2008.01147.x>
- Bertilsson, G., Kirchmann, H., Bergström, L., 2008. Energy Analysis of Organic and Conventional Agricultural Systems, in: Kirchmann, H., Bergström, L. (Eds.), *Organic Crop Production – Ambitions and Limitations*, Springer, The Netherlands, pp. 173-188.
- Boadi D, Benchaar C, Chiquette J and Massé D., 2004. Mitigation strategies to reduce enteric methane emissions from dairy cows: Update review. *Can J Anim Sci.* 84:1918-1825. <https://doi.org/10.4141/A03-109>
- Bonilla, J., Lemus, C., 2012. Enteric methane emission by ruminants and its contribution to global climate change. *Review. Rev Mex Cienc Pecu.* 3: 215-246. Available in: <https://cienciaspecuarias.inifap.gob.mx/index.php/Pecuarias/issue/view/178>
- Bos, J., de Haan, J., Sukkel, W., Schils, R., 2014. Energy use and greenhouse gas emissions in organic and conventional farming systems in The Netherlands. *NJAS-Wagen J. Life Sc.* 68: 61-70. <https://doi.org/10.1016/j.njas.2013.12.003>
- Bravo-Fernández, E., 2015. Estudio de la huella de carbono de organización de una industria quesera y su proveedor lácteo mediante la norma ISO 14064-1. Trabajo de fin de máster. Máster en calidad, desarrollo e innovación de alimentos. Universidad de Valladolid. 51 pp.
- Breña-Naranjo, J.A., Pedrozo-Acuña, A., Pozos-Estrada, O., Jiménez-López, S.A., López-López, M.R. 2015. The contribution of tropical cyclones to rainfall in Mexico. *Physics and Chemistry of the Earth*. 83:111-122. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2015.05.011>
- Calderón, J., Nahed, J., Sánchez, B., Herrera, O., Aguilar, R., Parra, M., 2012. Structure and function of the productive chain of bovine meat in ejido livestock production of Tecpatán, Chiapas, Mexico. *AIA*. 6, 41-61. ISSN 0188-7890
- Capper, J.L. 2012. Is the grass always greener? Comparing the environmental impact of conventional, natural and grass-fed beef production systems. *Animals*. 2:127-143. <http://doi.org/10.3390/ani2020127>
- Cardona, O. D., 2001. La necesidad de repensar de manera holística los conceptos de vulnerabilidad y riesgo “una crítica y una revisión necesaria para la gestión” *International Work Conference on vulnerability in disaster theory and practice*. Bogotá: Centro de Estudios sobre Desastres y Riesgos. 1–18.

- Cardoso, A., Berndt, A., Leytem, A., Alves, B., de Carvalho, I., de Barros, L.E., Urquiaga, S., Boddey, R., 2016. Impact of the intensification of beef production in Brazil of greenhouse gas emissions and land use. *Agr Syst.* 14: 86-96. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2015.12.007>
- Carrera, C., Muñoz, H., Solares, L., 1963. Melaza decaña como suplemento en el engorde de bovinos en zacate guinea. *Tecnica Pecuaria.* 1-5. <https://cienciaspecuarias.inifap.gob.mx/index.php/Pecuarias/article/view/2053/0> (accessed 04 April 2019)
- CAST, 1999. Animal agriculture and global food supply. Task Force Report No. 135, July 1999. Council for Agricultural Science and Technology (CAST). Ames, IA, USA. 92 p.
- Cattaneo, C., Marull, J., Tello, E., 2018. Landscape agroecology. The dysfunctionalities of industrial agriculture and the loss of the circular bioeconomy in the Barcelona region, 1956-2009. *Sustainability.* 10: 1-22. <http://doi.org/10.3390/su10124722ww>
- Cederberg, C., Magnus, S., 2003. System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *Int J Life Cycle Assess.* 8:350-356. DOI <http://dx.doi.org/10.1065/lca2003.07.126>
- Cederberg, C., Mattsson, B., 2000. Life cycle assessment of milk production – a comparison of conventional and organic farming. *J Clean Prod.* 8: 49-60. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(99\)00311-X](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(99)00311-X)
- Cochran, W.G., Sestier, B.C., 1980. Sampling techniques, Continental Editorial Company, Mexico.
- Crosson, P., Shalloo, L., O'Brien, D., Lanigan, G.J., Foley, P.A., Boland, T.M., Kenny, D.A., 2011. A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166-167: 29-45. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.001>
- Cuartas, C., Murgueitio, E., Naranjo, J.F., 2009. Cambio Climático: Adaptación de la ganadería con Sistemas Silvopastoriles. Memorias II Congreso sobre Sistemas Silvopastoriles Intensivos. En camino hacia núcleos de ganadería y bosques. Morelia y Tecapaltecpec. México: Fundación Produce- Universidad de Yucatán-CIPAV, pp. 261
- DEFRA, 2008. Comparative Life Cycle Assessment of Food Commodities Procured for UK Consumption through a Diversity of Supply Chains. Research undertaken for Defra by AEA, ADAS, Ed Moorhouse, Paul Watkiss Associates, AHDBM, Marintek, Defra project FO0103, 2008.
- De Vries, M., De Boer, I.J.M., 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: a review of life cycle assessments. *Livest Sci.* 128: 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.007>
- Delgado J. V., 2011. Las razas locales y el cambio climático. *AICA.* 1: 20-24.
- Dick, M., Abreu da Silva, M., Dewes, H. 2015. Life cycle assessment of beef cattle production in two tropical grassland system of southern Brazil. *J. Clean. Prod-* 96: 426-434. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.080>
- Dourmad, J.Y., Rigolot, C., van der Werf, H., 2008. Emission of greenhouse gas, developing management and animal farming systems to assist mitigation. In: Rowlinson, P. Steele, M., Nefzaoui, A. (Eds.). *Livestock and Global Climate Change*, pp. 36-39. Hammamet, Túnez, Cambridge University Press.
- Dyer, J.A., Vergé, X.P.C., Desjardins, R.L., Worth, D.E., 2010. The protein-based GHG emission intensity for livestock products in Canada. *J. Sustain. Agric.* 34: 618-629. <https://doi.org/10.1080/10440046.2010.493376>
- Easterling, W.E., Aggarwal, P.K., Batima, P., Brander, K.M., Erda, L., Howden, S.M., Kirilenko, A., Morton, J., Soussana, J.F., Schmidhuber, J., Tubiello, F.N., 2007. Food, fibre and forest products. in *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability: Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Parry ML *et al*, eds). Cambridge, UK: Cambridge University Press, 273-313 pp.
- Elferink, E.V, Nonhebel, S., Moll, H.C. 2008. Feeding livestock food residue and the consequences for the environmental impact of meat. *J Clean Prod* 16(12):1227-1233 <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2007.06.008>
- FAO, 2012. Climate Change Adaptation and Mitigation in Agriculture. Course Climate Change and Food Security. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/elearning/Course/FCC/en/pdf/learnernotes0856.pdf> (accessed 10 September 2019)
- FAO, 2017. Livestock solutions for climate change. Food and Agriculture Organization. Rome. I8098EN/2/12.17
- Follett, R., Reed, D., 2010. Soil Carbon Sequestration in Grazing Lands: Societal Benefits and Policy Implications. *Rangeland Ecol. Manag.* 63, 4-15. <https://doi.org/10.2111/08-225.1>

- Fresner, J. 1998. Cleaner production as a means for effective environmental management. *J. Clean. Prod.* 6: 171-179. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(98\)00002-X](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(98)00002-X)
- Frorip, J., Kokin, E., Praks, J., Poikalainen, V., Ruus, A., Veermäe, I., Lepasalu, L., Schäfer, W., Mikkola, H., Ahokas, J., 2012. Energy consumption in animal production – case farm study. *Agronomy Research Biosystem Engineering Special Issue 1*: 39-48. Available in: <https://www.semanticscholar.org/paper/Energy-consumption-in-animal-production-case-farm-Frorip-Kokin/9f83bc24fb1b8e64a5073f2393aec0350a31122f>
- García, E., 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana), second ed., UNAM Instituto de Geografía, Distrito Federal.
- Garnsworthy, P., 2004. The environmental impact of fertility in dairy cows: a modelling approach to predict methane and ammonia emissions. *Anim. Feed Sci. Technol.* 112: 211–223 <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2003.10.011>
- Gavrilescu, M. 2004. Cleaner production as a tool for sustainable development. *Environ. Eng. Manag. J.* 3: 45-70.
- Georgescu-Roegen, N., 1975. Energy and economic myths. *Southern Economic Journal*, 41: 347–381. Available on: <http://www.jstor.org/stable/1056148>.
- Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A. & Tempio, G., 2013. Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Gill, M., Smith, P., Wilkinson, J.M., 2010. Mitigating climate change: the role of domestic livestock. *Animal* 4(3): 323–333. <http://doi.org/10.1017/S1751731109004662>
- Gillham, B., 2005. *Research interviewing: The range of techniques*, Berkshire, McGraw Hill Education, United States.
- GLEAM, 2010. <http://www.fao.org/gleam/results/en/> (accessed 2 november 2019)
- Gliessman, S.R., 2002. *Agroecology: ecological processes in sustainable agriculture*, CATIE, Turrialba.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A.D., Struijs, J., Van Zelm, R., 2013. A Life Cycle Impact Assessment Method Which Comprises Harmonised Category Indicators at the Midpoint and the Endpoint Level. ReCiPe 2008, First edition (version 1.08), Report I, VROMeRuimte en Milieu, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke. https://www.researchgate.net/publication/302559709_ReCiPE_2008_A_life_cycle_impact_assessment_method_which_comprises_harmonised_category_indicators_at_the_midpoint_and_the_endpoint_level
- Gołaszewski, J., C. de Visser, Z. Brodzinski, R. Myhan, E. Olba-Ziety, M. Stolarski, F. de Buissonjé, H. Ellen, C. Stanghellini, M. van der Voort, F. Baptista, L.L. Silva, D. Murcho, A. Meyer-Aurich, T. Ziegler, J. Ahokas, T. Jokiniemi, H. Mikkola, M. Rajaniemi, A. Balafoutis, D. Briassoulis, A. Mistriotis, P. Panagakis, G. Papadakis. 2012. State of the art on energy efficiency in agriculture - Country data on energy consumption in different agro-production sectors in the European countries. Project founded by the FP7 Programme of the EU with the Grant Agreement Number 289139, AGREE Project Deliverable 2.1. Available in: http://www.agree.aua.gr/Files/Agree_State.pdf (accessed 10 October 2019).
- Grönroos, J., Seppäiä, J., Voutilainen, P., Seuri, P., Kolkkaianen, K., 2006. Energy use in conventional and organic milk and rye bread production in Finland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 117, 599-630. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.03.022>
- Grossi, G., Goglio, P., Vitali, A., Williams, A.G. 2019. Livestock and climate change: impact of livestock on climate and mitigation strategies. *Animals Frontiers* 9: 69-76. <https://doi.org/10.1093/af/vfy034>
- Guevara, F., Rodríguez, L., Saraoz, V, La O, M., Gómez, H., Pinto, R., Fonseca, M., Ruiz, B., Nahed, J., 2013. Balance energético del sistema local de producción de bovinos de engorde en Tecpatán, Chiapas. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola.* 47:359365.
- Hass, G., Wetterich, F., Geier, U. 2000. Life cycle assessment framework in agriculture on the farm level. *Int J Life Cycle Assess.* 5: 345-348. <http://dx.doi.org/10.1065/Ica2000,11.038>: <http://dx.doi.org/10.1065/Ica2000,11.038>
- Hess, H.D., Monsalve, L.M., Carulla, J.E., Lascano, C.E., Díaz, T.E., Kreuzer, M., 2002. In vitro evaluation of the effect of *Sapindus saponaria* on methane release and microbial populations (1.4.1). Available in: http://www.ciat.cgiar.org/forrajes/pdf/output1_2002.pdf.
- Hosseinzadeh-Bandbafha, H., Safarzadeh, D., Ahmadi, E., Nabavi-Pelesaraei, A., 2018. Optimization of energy consumption of dairy farms using data envelopment analysis – A case study: Qazvin city of

- Iran. Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences. 17: 217-228.
<https://doi.org/10.1016/j.jssas.2016.04.006>
- Howden, S. M., Crimp, S. J., Stokes, C. J. 2008. Climate change and Australian livestock systems: impacts, research and policy issues. *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 48:780-788.
<https://doi.org/10.1071/EA08033>
- Hristov, A.N., Oh, J., Lee, C., Meinen, R., Montes, F., Ott, T., Firkins, J., Rotz, A., Dell, C., Adesogan, A., Yang, W., Tricarico, J., Kebreab, E., Waghorn, G., Dijkstra, J., Oosting, S., 2013. Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production – A review of technical options for non-CO₂ emissions. Gerber, P.J., Henderson, B., Makkar, H.P.S. (Eds.). *FAO Animal Production and Health Paper No. 177*, Rome, Italy. 206 p
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), 2014. Factores de emisión para los diferentes tipos de combustibles fósiles y alternativos que se consumen en México. Tercer Informe Final. INECC, México, 44 pag.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI), 2007. Panorama agropecuario en Chiapas. Censo agropecuario.
<http://internet.contenidos.inegi.org.mx/.../censos/agropecuario/2007/.../Panagrochis3.pdf>
 (accessed 10 October 2019).
- Intergovernmental Panel Climate Change (IPCC), 2006. <https://www.ipcc.ch/search/?search=chapters>
 (accessed 08 April 2019)
- ISO, 2006. Life Cycle Assessment Principles and Framework. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.
- Izquierdo, Z. K., 2018. Influencia de las propiedades físicas y químicas del suelo y de la cobertura herbácea en las emisiones de óxido nitroso en Sistemas ganaderos en pastoreo en Tabasco. Tesis de licenciatura. Instituto Tecnológico Superior de Centla, Tabasco. 72 pp.
- Joensuu, K., Pulkkinen, H., Kurppa, S., Ypyä, J., Virtanen, Y., 2019. Applying the nutrient footprint method to the beef production and consumption chain. *Int J Life Cycle Assess.* 24: 26-36.
<https://doi.org/10.1007/s11367-018-1511-3>
- Koenig, K.M., Ivan, M., Teferedegne, B.T., Morgavi, D.P., Rode, L.M., Ibrahim, I.M., Newbold, C.J., 2007. Effect of dietary *Enterolobium cyclocarpum* on microbial protein flow and nutrient digestibility in sheep maintained fauna-free, with total mixed fauna or with *Entodinium caudatum* monofauna. *Br. J. Nutr.* 98: 504-516. <https://doi.org/10.1017/S0007114507723930>
- Kumar, B.M., Nair, P.K.R. (Eds). 2011. Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems. Opportunities and Challenges. *Advances in Agroforestry*. Volume 8. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Lal, R., 2002. The potential of soils of the tropics to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. *Adv. Agron.* 76: 1-30. <http://doi.org/10.1080/713610854>
- Lampis, A., 2010. Vulnerabilidad y adaptación al cambio climático: debates acerca del concepto de vulnerabilidad y su medición. *Cuadernos de geografía*. 22:17-33. ISSN 2256-5442
<https://doi.org/10.15446/rcdg.v22n2.37017>
- Leís, C. M., Cherubini, E., Favarini-Ruviaro, C., Prudêncio da Silva, V., do Nascimento-Lampert, V., Spies, A., Roberto-Soares, S., 2015. Carbon footprint of milk production in Brazil: a comparative case study. *Int J Life Cycle Assess.* 20: 46-6. <http://doi.org/10.1007/s11367-014-0813-3>
- Llanos, E., Astigarraga, L., Ruben, J., Valentín, P., 2013. Eficiencia energética en sistemas lecheros del Uruguay. *Agrociencia Uruguay*. 17: 99-109.
<http://www.fagro.edu.uy/~agrociencia/index.php/directorio/article/view/826/0> (accessed 20 October 2019)
- Llonch, P., Haskell, M.J., Dewhurst, R.J., Turner, S.P., 2017. Current available strategies to mitigate greenhouse gas emissions in livestock systems: an animal welfare perspective. *Animal*. 11: 274–284. <http://doi.org/10.1017/S1751731116001440>
- MAFF. 2000. Energy use in organic farming systems. Report number OF0182. Retrieved on July 12, 2007 from http://www2.defra.gov.uk/research/project_data/More.asp?l=OF0182 (accessed 20 December 2018).
- Marroquín-Aguilar, E., 2012. Análisis químico – nutricional de forrajes y estimación de emisiones de metano en ganado bovino en el ejido Emiliano Zapata, Tecpatan, Chiapas. Tesis de licenciatura. Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutierrez, Chiapas, México.
- Mehta, C.R., Patel, N.R., 2011. *IBM SPSS Exact Tests*. Armonk, New York.

- Mercado, S. C.E, Lorenzana, A., 2000. Acceso y disponibilidad alimentaria familiar, validación de instrumentos para su medición, Fundación polar, Caracas, Venezuela.
- Mercer, K.L., Perales, H.R., Wainwright, J.D. 2012. Climate change and the transgenic adaptation strategy: Smallholder livelihoods, climate justice, and maize landraces in Mexico. *Global Environmental Change*. 22:495-504. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.01.003>
- Meul, M., Nevens, F., Reheul, D., Hofman, G., 2007. Energy use efficiency of specialized dairy, arable and pig farms in Flanders. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119, 135–144. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2006.07.002>
- Molina-Rivera, M, Olea-Pérez, R., Galindo-Maldonado, F.A., Arriaga-Jordán, C.M.,2019. Life cycle assessment of three tropical livestock systems in Campeche, México: case of study. *Tropical and subtropical agroecosystems*. 22:127-141. Available at: <http://www.revista.ccba.uady.mx/ojs/index.php/TSA/article/view/2774> (16 October 2019).
- Monforti-Ferrario, F., Dallemand, J.F., Pinedo Pascua, I., Motola, V., Banja, M., Scarlat, N., Medarac, H., Castellazzi, L., Labanca, N., Bertoldi, P., Pennington, D., Goralczyk, M., Schau, E.M., Saouter, E., Sala, S., Notarnicola, B., Tassielli G., Renzulli, P., 2015. Energy use in the EU food sector: State of play and opportunities for improvement. European Commission, Joint Research Centre, Brussels, Belgium.
- Monteny, G.J., Erisman, J.W., 1998. Ammonia emission from dairy cow building: a review of measurement techniques, influencing factor and possibilities for reduction. *Netherlands Journal of Agricultural Science*. 46: 225-247. Available at: <https://library.wur.nl/ojs/index.php/njas/article/view/481>
- Nahed, T. J., Sánchez-Muñoz, B., Mena, Y., Ruiz-Rojas, J., Aguilar-Jimenez, R., Castel, J., de Asís, F., Ruiz, M., Orantes-Zebadua, A., Manzur-Cruz, J., Cruz-Lopez, J., 2013. Feasibility of converting agrosilvopastoral systems of dairy cattle to the organic production model in southeastern Mexico. *J. Clean. Prod.* 43, 136–145. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.12.019>
- Nahed, T.J., González-Pineda, S., Grande, D., Aguilar, R., Sánchez, B., Ruiz, J., Guevara-Hernández, F., León, N., Trujillo-Vázquez, R., Parra-Vázquez, M., 2018. Evaluating sustainability of conventional and organic dairy cattle production units in the Zoque Region of Chiapas, Mexico. *Agroecol. Sust. Food*. 1–34. <https://doi.org/10.1080/21683565.2018.1534302>
- Nahed, T.J., Sánchez-Muñoz, B., Ruíz-Rojas, J.L., León-Martínez, N.S., Calderón-Pérez, J.C., Álvarez-Martínez, Á. 2008. Manual de ganadería bovina orgánica: Bases generales para la producción ecológica de alimentos de origen animal. El Colegio de la Frontera Sur y Universidad Autónoma de Chiapas. Tapachula, Chiapas. México. 62 p.
- Nguyen, T.L.T., Hermansen, J.E., Mogensen, L., 2010. Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *J. Clean. Prod.* 18: 756-766. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.12.023>
- O’Brian, D., Shalloo, L., Grainger, C., Buckley, F., Horan, B., Wallace, M., 2010. The influence of strain of Holstein-Friesian cow and feeding system on greenhouse gas emissions from pastoral dairy farms. *J. Dairy Sci.* 93: 3390–3402. <http://doi.org/10.3168/jds.2009-2790>.
- Odum, H.T., Odum, E.C., 1981. *Man and nature: Energy Foundations*, Omega, Barcelona.
- OECD, 2017. *Improving Energy Efficiency in the Agro-food Chain*, OECD Green Growth Studies, OECD Publishing, Paris. 105 p. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264278530-en>
- Ogino, A., Orito, H., Shimada, K., Hirooka, H., 2007. Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow e calf system by the life cycle assessment method. *Anim. Sci. J.* 78: 424-432. <https://doi.org/10.1111/j.1740-0929.2007.00457.x>
- Orantes-Zebadúa, M., Platas-Rosado, D., Córdova-Avalos, V., De los Santos-Lara, M., Córdova-Avalos, A., 2014. Characterization of dual-purpose livestock production in a region of Chiapas, Mexico. *Ecosystems and Agricultural Resources*. 1, 49–58. ISSN 2007-901X
- Oyhantcabal, W., Vitale, E., Lagarmilla, P., 2010. El cambio climático y su relación con las enfermedades animales y la producción animal. Conferencia de la Organización Internacional de Epizootias. 169-177.
- Pelletier, N., Pirog, R., Rasmussen, R. 2010. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the upper Midwestern United States. *Agricultural Systems*. 103: 380-389. doi:10.1016/j.agsy.2010.03.009
- Pelletier, N., Audsley, E., Brodt, S., Garnet, T., Henriksson, P., Kendall, A., Kramer, K.J., Murphy, D., Nemecek, T., Troell, M., Tyedmers, P., 2011. Energy Intensity of Agriculture and Food Systems. *Annual Review of Environmental Resources* 36: 223-246.

- Pérez-Neira, D., Soler, M.M., Fernández, X.S. 2014. Energy indicators for organic livestock production: a case study from Andalusia, Southern Spain. *Agroecology and Sustainable Food Systems*. 38: 317-335. <http://doi.org/10.1080/21683565.2013.833154>
- Peters, C., Picardy, J., Darrouzet-Nardi, A., Griffin, T., 2014. Feed conversions, ration compositions, and land use efficiencies of major livestock products in U.S. agricultural systems. *Agric. Syst.* 130: 35-43. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.06.005>
- Pimentel, D., 2006. Impacts of Organic Farming on the Efficiency of Energy Use in Agriculture. An Organic Center State of Science Review, The Organic Center, Cornell University, Ithaca.
- Pimentel, D., Hepperly, P., Hanson, J., Seidel, R., Douds, D., 2005. Environmental, energetic, and economic comparisons of organic and conventional farming systems. *Bioscience*. 55, 573-582. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0573:EEAECO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0573:EEAECO]2.0.CO;2)
- Piñeiro-Vázquez, A., Canul-Solis, J., Jimenez-Ferrer, G., Alayón-Gamboa, J.A., Chay-Canul, A., Ayala-Burgos, A., Aguilar-Pérez, C., Ku-Vera, J. 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-Australas J Anim Sci*. 00: 1-9. <https://doi.org/10.5713/ajas.17.0192>
- Risoud, B. 2000. Energy efficiency of various French farming systems: questions to sustainability. Paper presented at the International Conference "Sustainable energy: new challenges for agriculture and implications for land use", organised by Wageningen University, the Netherlands, May 18-20, 2000.
- Rivera, H.A., Güereca, P.L., Rubio, L. M.S., 2016. Environmental impact of beef production in Mexico through life cycle assessment. *Resour. Conserv. Recy.* 109: 44-53. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.01.020>
- Robèrt, K.H., 2000. Tools and concepts for sustainable development, how do they relate to a general framework for sustainable development, and to each other? *J. Clean. Prod.* 8: 243-254. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(00\)00011-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(00)00011-1)
- Rodríguez, A.G. La bioeconomía: oportunidades y desafíos para el desarrollo rural, agrícola y agroindustrial en América Latina y el Caribe. Boletín CEPAL-FAO-IICA. Available in: <https://repositorio.cepal.org/handle/11362/42724>
- Rojas-Downing, M.M., Nejadhashemi, A.P., Harrigan, T., Woznicki, S.A., 2017. Climate change and livestock: impacts, adaptation, and mitigation. *Clim. Risk Manag.* 16: 145-163. <https://doi.org/10.1016/j.crm.2017.02.001>
- Rojas-Ramírez, J.J.P., Vallejo-Rodríguez, R., 2016. Las actividades ganaderas en Jalisco, México: cumplimiento ambiental del tratamiento de residuos sólidos y líquidos presentado por el sector productivo ante las instituciones ambientales. *Revista Mexicana de Agronegocios*. 39: 423-440.
- Roldán-Rueda, H., Nicolás, M., Santana, M., Horbath, J., 2016. Organic markets in Mexico as scenarios for social construction of alternatives. *Polis*. 43, 581-605. <http://journals.openedition.org/polis/11768>
- Romaniuk, R., Cosentino, V., Costantini, A., Taboada, M., Lupi, A. 2018. Emisiones de gases de efecto invernadero desde el sector forestal. *Ciencia e Investigación*. 68 (5): 55-61.
- Roncancio, S.S.S. 2015. Estrategias de adaptación al cambio climático en dos localidades del municipio de Junín, Cundinamarca, Colombia. *Revista de investigación agraria y ambiental*. 6(1): 227-237.
- Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakamura, N., Shiina, T., 2009. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *J Food Eng.* 90:1-10. <http://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2008.06.016>
- Ruíz, A.D., Zúñiga, L. I. 2014. Análisis de ciclo de vida y huella de carbono. Universidad nacional de Educación a distancia. Madrid, España.
- Ruíz-Mallén, I., Corbera, E., Calvo-Boyero, D., Reyes-García, V., Brown, K., 2015. How do biosphere reserves influence local vulnerability and adaptation? Evidence from Latin America. *Global Environmental Change*. 33: 97-108. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.05.002>
- Ruíz-Mirazo, J., Robles, A.B., González-Rebollar, J.L. 2011. Two-year of fuelbreaks grazed by livestock in the wildfire prevention program in Andalusia (Spain). *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 141 (1-2): 13-22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.002>
- Ruviaro, C.F., de Léis, M.C., Lampert, V. N., Jardim, B.J.O., Dewes, H., 2015. Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: a case study. *J. Clean. Prod.* 96: 435-443. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.037>

- Rygel, L., O'Sullivan, D., Yarnal, B., 2006. A method for constructing a social vulnerability index: an application to hurricane storm surges in a development country. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 11: 741-764. <http://doi.org/10.1007/s11027-006-0265-6>
- Salazar, N.C., Machado, L., Araujo-Febres, O.E., 2010. Estimación del peso promedio del perímetro torácico en becerros doble propósito en crecimiento en función del sexo y la raza en la cuenca del lago Maracaibo. *Archivos latinoamericanos de producción animal*. 18: 81-86. ISSN 1022-1301
- Scarnecchia, D.L., Kothmann, M.M., 1982. A dynamic approach to grazing management terminology. *J. Range Manag.* 35: 262-264. <http://www.jstor.org/stable/3898407>.
- Sharma RK. Nutritional strategies for reducing methane production by ruminants. *Indian J Res* 2005;4(1). Sierra R. S. S., Cano M. J. G. y Rojas S. F. 2011.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., Haan, C., 2006. *Livestock's long shadow. Environmental issues and options*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Stott, A., MacLeod, M., Moran, D., 2010. Reducing Greenhouse Gas Emissions Through Better Animal Health. Rural Policy Centre, Scottish Agricultural College. Available in: <http://www.sac.ac.uk/ruralpolicycentre/pubs/healthandwellbeing/greenhousegasemissions/>.
- Thomassen, M.A., van Calster, K.J., Smits, M.C.J., Iepema, G.L., de Boer, I., 2008. Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agr. Syst.* 96, 95-107. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2007.06.001>
- Valdivieso, P.I.A., Nahed, T.J., Piñeiro, V.A.T., Guevara, H.F., Jiménez, F. G., Grande, C.D., 2019. Potential for organic conversion and energy efficiency of conventional livestock production in a humid tropical region of Mexico. *Journal of Cleaner Production*. 241: 1-17. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118354>
- Van der Werf, H.M.G, Petit, J., Sanders, J., 2005. The environmental impacts of the production of concentrated feed: the case of pig feed in Bretagne. *Agricul Syst.* 83:153–177. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2004.03.005>
- van Zanten, Hannah H. E. van, C. E., van Middelaar, M., H., Imke J. M. de Boer, Klootwijk, C.W., 2015. Global food supply: land use efficiency of livestock systems. *Int J Life Cycle Assess.* 4-12. <http://doi.org/10.1007/s11367-015-0944-1>
- van Zanten, H., H. E., Herman M., Jerke, de Vries, W., van Middelaar, C. E., van Kernebeek, H.R.J., de Boer, I. J. M., 2014. Assessing environmental consequences of using co-products in animal feeds. *Int J Life Cycle Assess.* 19:79–88. DOI 10.1007/s11367-013-0633-x
- Vázquez-González, L., Parra-Vázquez, M., Gracia, A., Evangelista-García, A., Bello-Baltazar, E., Estrada-Lugo, E., 2016. Processes of subjectivation derived from application of programs for transition to production of organic honey in the Yucantan Peninsula, Mexico. *Nova Scientia*. 8, 555–578. ISSN 2007-0705
- Wall, E., Simm, G., Moran, D. 2010. Developing breeding schemes to assist mitigation of greenhouse gas emissions. *Animal*. 4: 366–376. <https://doi.org/10.1017/S175173110999070X>
- Ward, S.N., Holden, N.M., White, E.P., Oldfield, T.L. 2016. The circular economy applied to the agriculture (livestock production sector)-discussion paper. presented at Workshop on the Sustainability of the EU's Livestock Production Systems Hosted by European Commission, DG Agriculture and Rural Development. 14-15 September 2016. Philippe Le Bon building, rue Philippe Le Bon 3, room 3.45, 1049 Brussels, Belgium. Available in: https://www.researchgate.net/publication/328638161_The_circular_economy_applied_to_the_agriculture_livestock_production_sector_-_discussion_paper [accessed Oct 15 2019].
- West, O. T., Marland, G., 2002. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in United States. *Agric. Ecosyst. Environ.* 91: 217-232. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00233-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00233-X)
- Williams, A., Chatterton, J., Hateley, G., Curwen, A., Elliott, J., 2015. A systems-life cycle assessment approach to modelling the impact of improvements in cattle health on greenhouse gas emissions. *Adv. Anim. Biosci.* 6: 29–31. <http://doi.org/10.1017/S2040470014000478>
- Woodward, S.L., Waghorn, G.C., Ulyatt, M.J. y Lassey, K.R., 2001. Early indications that feeding Lotus will reduce methane emissions from ruminants. *Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production* 61: 23-26. Available in: <http://www.nzsap.org/proceedings/2001/early-indications-feeding-lotus-will-reduce-methane-emissions-ruminants>

- World Agroforestry Centre, 2006. Talking global changes through agroforestry. Annual report. World Agroforestry Center (ICRAF). Nairobi, Kenya.
- Zar, J.H., 1984. Biostatistical analysis, second ed. Prentice-Hall, Glenwood Spring.
- Zhang, Y.W., McCarl, B.A., Jones, J.P.H., 2017. An overview of mitigation and adaptation needs and strategies for the livestock sector. *Climate*. 5, 95. <http://doi.org/10.3390/cli5040095>
- Zhuang, M., 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. *J. Clean. Prod.* 147, 514–522. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.01.126>
- Zúñiga-González, C.A., Durán, Z.O., Dios, P.F., Sol, S.A., Gúzman, M.M.A., Quiroz, O., Montoya, G.G.J., 2014. El estado del arte, la bioeconomía y el cambio climático, Editorial Universitaria, México.

CAPÍTULO V

5.1 Conclusiones generales

La seguridad alimentaria global requiere de la seguridad energética de los agroecosistemas actuales. Asegurar la energía de manera sustentable, mientras se mitiga el cambio climático es un elemento clave para el futuro de la humanidad. Por lo tanto, resulta fundamental promover la eficiencia energética en la producción agropecuaria, las tecnologías que usan energía renovable junto con métodos de conservación de los recursos naturales, y la reducción en la emisión de GEI. La escasez actual y futura del agua y la tierra, así como la disponibilidad de energía requiere de mejoras sustanciales en la práctica para el manejo eficiente de los recursos disponibles en la producción ganadera, para evitar impactos adversos en la seguridad alimentaria y en las metas de bienestar humano. Ante el reto de alimentar a una población cada vez mayor, con recursos energéticos renovables en disminución y recursos ambientales finitos, es importante identificar las potencialidades y limitaciones de las unidades de producción ganaderas para su conversión a unidades más sustentable y hacerlas menos dependientes de capital y de energía fósil, evaluar su eficiencia energética y sus niveles de contaminación ambiental.

Con base en las hipótesis planteadas inicialmente y los hallazgos de la presente tesis, es posible establecer las siguientes conclusiones explicativas.

En el primer artículo se identificaron tres conglomerados o grupos de unidades de producción ganadera. En promedio, las unidades de producción ganaderas del grupo uno tienen el menor valor potencial (42.6 %) de aproximación al estándar de producción orgánica o punto ideal, que corresponde al 100%. Las unidades de producción ganaderas del grupo dos tienen un potencial intermedio (49.9 %), en tanto que las unidades de producción ganadera del grupo tres tienen un potencial alto (61.5 %). Lo anterior muestra una clara tendencia al incremento del valor potencial de aproximación al modelo de producción orgánica del grupo uno hacia los grupos dos y tres, e indica que los grupos de unidades de producción ganaderas

son significativamente diferentes en cuanto a aproximación al modelo de producción orgánica. Lo anterior significa que es posible definir estrategias de intervención diferenciadas para superar las limitaciones particulares de variables específicas que integran el índice de conversión orgánica de cada grupo de unidades de producción ganaderas.

La comparación de los indicadores técnico-económicos de los tres grupos de unidades de producción ganadera señalados previamente, mostraron la relación directa existente entre los valores de los indicadores *superficie de pastizal propio* y *eficiencia económica*, con los valores del índice de conversión orgánica ganadera. Esto significa que a medida que los productores incrementan el potencial de conversión orgánica de sus unidades de producción ganaderas, también incrementan *su superficie de pastizal propio* y *su eficiencia económica*, dado por un mejor uso de los ingresos de la unidad de producción. En contraste, los indicadores *carga animal*, *superficie de pastizal rentado*, *suplemento total en kilogramos por vaca al año*, *costo anual en alimentos para el ganado*, *costo de producción por kilogramo de peso vivo*, y *costo de producción por vaca al año*, presentan una tendencia inversa respecto al índice de conversión orgánica ganadera. Ello significa que cuando los productores incrementaron el potencial de conversión orgánica de sus unidades de producción, se redujeron los valores promedio de los indicadores *carga animal*, *superficie de pastizal rentado*, *suplemento total en kilogramos por vaca al año*, *costo anual en alimentos para el ganado*, *costo de producción por kilogramo de peso vivo*, y *costo de producción por vaca al año*, y se debe a las relaciones positivas señalada previamente.

También se concluye que a medida que aumentaron los valores del índice de conversión orgánica ganadera, se incrementaron los valores de los indicadores de *manejo alimenticio*, *manejo sustentable del pastizal*, *fertilización orgánica del suelo*, *control ecológico de malezas en pastos y cultivos*, *control ecológico de plagas y enfermedades en pastos y cultivos*, *profilaxis y cuidados médicos veterinarios e inocuidad*. Es decir, existe una relación directa entre los valores del índice de conversión orgánica ganadera con el de los valores de los indicadores señalados. Los indicadores *razas y reproducción*, *bienestar animal* y *gestión ecológica*, no

mostraron una tendencia definida. La alta viabilidad de conversión orgánica del grupo tres de las unidades de producción, obedece al manejo tradicional con bajo uso de insumos externos más que al uso de tecnologías de producción orgánica sustentables. Los indicadores que limitaron fuertemente a los tres conglomerados de unidades de producción ganaderas fueron *profilaxis y cuidados médicos veterinarios* y *gestión ecológica*, y para mejorarlos, los productores necesitan del fortalecimiento específico de sus capacidades.

En el segundo artículo se demostró la relación directa entre el índice de conversión orgánica ganadera y la *eficiencia energética*, lo que significa que a medida que los productores aumentaron el potencial de conversión orgánica de sus unidades de producción, también incrementaron su *eficiencia energética* al utilizar menor cantidad de insumos externos, los cuales requieren de energía fósil para su producción o fabricación y son sustituidos por recursos locales o bajo uso de insumos externos.

Además, se encontró una relación directa entre el índice de conversión orgánica ganadera y la *eficiencia energética*, e inversa en comparación con el uso de *energía directa* (como ensilado, heno, gallinaza, grano de maíz, gasolina, diésel y fuerza de trabajo humano, entre otros) e *indirecta* (grano de maíz, gasolina, diésel, electricidad, aceites y lubricantes, plásticos y fertilizantes nitrogenados, entre otros), *entrada de energía total* (energía directa mas la energía indirecta), *salida de energía* (energía contenida en la carne y la leche producida por hectárea) y el *número de personas que se podría alimentar con la energía de la leche y la carne producida por hectárea*. Lo anterior significa que a medida que los productores aumentan el potencial de conversión orgánica de sus unidades de producción ganaderas, incrementan la *eficiencia energética*, y se produce una reducción del uso de *energía directa e indirecta, entrada de energía total, salida de energía y número de personas que se podrían alimentar con la energía de la leche y la carne producida por hectárea*, debido principalmente al menor uso de energía fósil en el proceso de producción ganadera. Los resultados también sugieren que las unidades de producción con mayor potencial de conversión orgánica tienen mayor

eficiencia energética y eficiencia económica, debido a que compran y usan menor cantidad de insumos externos.

Los hallazgos obtenidos en el tercer artículo de esta tesis prueban la existencia de una relación inversa entre los valores del índice de conversión orgánica ganadera y las *emisiones de gases de efecto invernadero (CH₄ entérico, CH₄ por estiércol, CO₂ y CO₂ eq.)*. Esto significa que a medida que se incrementa el potencial de conversión orgánica de las unidades de producción ganaderas, se reducen las emisiones de gases de efecto invernadero. También se encontró la relación inversa entre la *eficiencia energética* y las *emisiones de CO₂ por unidad de producto obtenido (litro de leche producida, kg de peso vivo y unidad animal)*. Esto significa que a medida que se incrementa la *eficiencia energética*, las *emisiones de CO₂ por unidad de producto* obtenido se reducen. Además, se determinó la relación directa *entre la entrada total de energía* a la unidad de producción ganadera y las *emisiones de CO₂ por unidad de producto* obtenido, lo que significa que a medida que se incrementó la entrada total de energía, se incrementaron las *emisiones de CO₂ por unidad de producto* obtenido.

En síntesis, el análisis de ciclo de vida realizado en esta investigación, sugiere que las unidades de producción ganaderas con mayor aproximación al modelo de producción orgánica, tuvieron menor *consumo de energía, mayor eficiencia energética y menores emisiones de gases de efecto invernadero y de CO₂ equivalente*.

Es necesario que los propietarios de las unidades de producción ganaderas evaluadas fortalezcan los diez indicadores y las variables que integran al índice de conversión orgánica ganadera, particularmente en lo que se refiere al *manejo sustentable del pastizal, profilaxis y cuidados médicos veterinarios, inocuidad y gestión ecológica*.

La producción ganadera orgánica con alta eficiencia energética y baja emisión de gases efecto invernadero, depende de que los productores desarrollen mayores habilidades para gestionar sus sistemas pecuarios de forma sustentable. Su fortalecimiento depende de la aplicación de políticas públicas que permitan el

desarrollo de las capacidades de los productores (asesoría, asistencia técnica y apoyo financiero permanente), e implica compromiso y corresponsabilidad por parte de los diferentes actores sociales involucrados, así como cambios tangibles en las políticas ganaderas a nivel municipal, estatal y nacional. Ello permitirá que los ganaderos transiten rápidamente hacia la producción orgánica o ambientalmente amigable, ofrezcan productos sanos (carne, leche y quesos), sean competitivos, menos contaminantes, sustentables, y las unidades de producción continúen su reproducción biológica y social.

5.2 Propuestas de mejora de los métodos utilizados en esta investigación con base en los aprendizajes generados en su aplicación

1. Índice de conversión orgánica ganadera (ICOGAN)

Para mejorar su evaluación es necesario incorporar nuevas variables en el índice de conversión orgánica ganadera, que permitan una mejor comprensión del potencial de conversión de las unidades de producción ganaderas convencionales al estándar de producción orgánica o hacia uno más sustentable. Algunas de ellas pueden ser que el productor: a) realice análisis de fertilidad y contaminación del suelo como parte de una nueva cultura productiva; b) evalúe que no existe riesgo de contaminación del suelo o del agua por diferentes posibles contaminantes; c) utilice técnicas de manejo agroecológico para evitar y controlar la erosión del suelo; d) practique cultivos intercalados de especies forrajeras para controlar plagas y arvenses; e) use animales para el control mecánico de plantas indeseadas; f) cuide la calidad del agua; g) reciba capacitación permanente en el uso y manejo de sustancias permitidos para la limpieza de equipos e instalaciones; h) se entrene en bienestar animal y en buenas prácticas de producción animal con especialistas en el tema; i) haya decidido convertirse en productor de ganado orgánico o ambientalmente amigable y cuente con un plan de conversión; j) registre adecuadamente la información relacionada con su unidad de producción ganadera; k) pertenezca a una cooperativa de

productores; l) venda sus productos a industrias o tiendas locales o directamente al consumidor final, entre otros.

2. Eficiencia energética

Para mejorar el análisis de la eficiencia energética de sistemas ganaderos en pastoreo se requiere realizar una revisión de literatura exhaustiva de métodos y procedimientos que se han generado en el trópico húmedo mexicano o en el trópico húmedo de Latinoamérica, así como de otras variables asociadas a dicha eficiencia. Es importante utilizar los métodos pertinentes y alimentar los procedimientos y ecuaciones con toda la información necesaria y que sea posible obtener en campo, de forma rigurosa.

En la medida de lo posible realizar la toma de datos de entradas y salidas de energía mediante mediciones, observaciones y registro durante un ciclo productivo anual, y no solo mediante estudios observacionales transversales.

Comprender mejor el flujo de energía dentro del sistema, como el caso del flujo de energía del pasto y del estiércol. De esta forma es posible reducir el error y aumentar la precisión de las estimaciones.

3. Análisis de ciclo de vida (ACV)

Un mejor análisis de ciclo de vida significa ampliar el análisis parcial de ciclo de vida de la carne y leche hacia el análisis completo del ciclo de vida de los productos en el que se incluyan otras etapas de cadena producción-consumo, de los productos o alimentos (por ejemplo, acopio, procesamiento, distribución, comercialización y consumo).

Realizar una revisión de literatura exhaustiva de métodos y procedimientos que se han generado en el trópico húmedo mexicano o del trópico húmedo de Latinoamérica para realizar el análisis de ciclo de vida de sistemas ganaderos en pastoreo, utilizar los métodos y procedimientos pertinentes y alimentarlos con toda la información necesaria y que sea posible obtener en

campo, de forma rigurosa. Con ello es posible reducir el error y aumentar la precisión de las estimaciones.

5.3 Identificación de líneas de investigación futuras en la temática estudiada

1. Continuar con la evaluación del potencial de conversión orgánica ganadera mejorando el índice de conversión mediante la inclusión de nuevas variables que fortalezcan la identificación de las limitantes de las unidades de producción ganadera para su conversión orgánica.
2. Realizar estudios de eficiencia energética que incluyan el flujo de energía interna (para comprender mejor el flujo de energía del pasto y el estiércol) para realizar estimaciones con mayor precisión.
3. Realizar investigaciones de análisis completo del ciclo de vida (de la cuna a la tumba) de la carne y la leche en toda la cadena productiva.
Generar los factores de emisión de metano entérico y óxido nitroso en sistemas ganaderos bajo pastoreo en las diferentes regiones edafoclimáticas de México. Esta información es necesaria para disminuir el error y aumentar la precisión de las estimaciones.

Avanzar hacia el paradigma de la producción ganadera orgánica o sostenible, requiere entre otras cosas, de la creación de una plataforma multiactores de acción conjunta que se fundamente en una política integral donde se incluya desde la capacitación, la asesoría y la asistencia técnica hasta el apoyo financiero; así como diseñar e implementar un programa de inocuidad agroalimentaria que considere el financiamiento para la certificación por calidad y la promoción de los productos con las características artesanales locales en los mercados especializados a nivel regional, nacional e internacional. Estos son los pasos necesarios para lograr un desarrollo rural sustentable a partir de una ganadería amigable con el ambiente, tomando como punto de partida a la ganadería basada en los principios de la producción orgánica. También es necesario identificar algunas limitaciones en los

diferentes eslabones de la cadena productiva, así como realizar evaluaciones rigurosas que permitan identificar las potencialidades para superar las limitaciones.

Literatura citada

- Ahokas J, Rajaniemi M, Mikkola H, Frorip J, Kokin E, Praks J, Poikalainen V, Veermäe I Schäfer W. 2014. Energy use sustainability of intensive livestock production. En: Bundschuh J, Guangnan C, editors. Sustainable energy solutions in agricultura. London UK: Press Taylor and Francis Group. Chapter 8. p. 195-244.
- Alary, V., Messad, S., Aboul-Naga, A., Osman, M.A., Daoud, I., Bonnet, P., Juanes, X., Tourrand, J.F. 2014. Livelihood strategies and the role of livestock in the processes of adaptation to drought in the Coastal Zone of Western Desert (Egypt). *Agricultural Systems*. 128:44-54. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.03.008>
- Altieri M, Nicholls C. 2013. Agroecología y resiliencia al cambio climático: principios y consideraciones metodológicas. *Agroecología*. 8: 7-20. Disponible en: <https://revistas.um.es/agroecologia/article/view/182921/152421>
- Breña-Naranjo, J.A., Pedrozo-Acuña, A., Pozos-Estrada, O., Jiménez-López, S.A., López-López, M.R. 2015. The contribution of tropical cyclones to rainfall in Mexico. *Physics and Chemistry of the Earth*. 83:111-122. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2015.05.011>
- Calderón J, Nahed J, Sánchez B, Herrera O, Aguilar R, Parra M. 2012. Structure and function of the productive chain of bovine meat in *ejido* livestock production of Tecpatán, Chiapas, Mexico. *AIA*. 6: 41-61. ISSN 0188-7890
- Capper JL. 2012. Is the grass always greener? Comparing the environmental impact of conventional, natural and grass-fed beef production systems. *Animals*. 2:127-143. <http://doi.org/10.3390/ani2020127>
- Ceccon E. 2008. La revolución verde tragedia en dos actos. *Ciencias*. 1 (91) :21-29. ISSN (Versión impresa): 0187-6376
- Cederberg C, Magnus S. 2003. System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *Int J Life Cycle Assess*. 8:350-356. <http://dx.doi.org/10.1065/lca2003.07.126>
- Cederberg C, Mattsson B. 2000. Life cycle assessment of milk production – a comparison of conventional and organic farming. *J Clean Prod*. 8: 49-60. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(99\)00311-X](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(99)00311-X)
- Council for Agricultural Science and Technology (CAST). 1999. Animal agriculture and global food supply. Council for Agricultural Science and Technology, USA. ISBN 1-887383-17-4 105 pp.
- Cuatecontzi DH, Gasca J. 2019. Los gases regulados por la convención marco de las naciones unidas sobre el cambio climático. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/437/dick.html> (consultado 18 Octubre 2019).
- De Vries M, De Boer IJM. 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: a review of life cycle assessments. *Livest Sci*. 128: 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.007>

- De Vries M, Van Middelaar C, De Boer I. 2015. Comparing environmental impacts of beef production systems: A review of life cycle assessments. *Livest. Sci.* 178: 278–288.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 2012. Ley General de Cambio Climático. Cámara de Diputados del Honorable Congreso de la Unión. Diario Oficial de la Federación, México.
- Dick M, Abreu da Silva M, Dewes H. 2015. Life cycle assessment of beef cattle production in two tropical grassland system of southern Brazil. *J. Clean. Prod.* 96: 426-434. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.080>
- Dudley Q, Liska A, Watson A, Erickson G. 2014. Uncertainties in life cycle greenhouse gas emissions from U.S. beef cattle. *J. Clean. Prod.* 75: 31–39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.087>.
- Easterling WE, Aggarwal PK, Batima P, Brander KM, Erda L, Howden SM, Kirilenko A, Morton J, Soussana JF, Schmidhuber J, Tubiello FN. 2007. Food, fibre and forest products. En: *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability: Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Parry ML *et al*, eds). Cambridge, UK: Cambridge University Press, 273-313 pp.
- Elferink EV, Nonhebel S, Moll H.C. 2008. Feeding livestock food residue and the consequences for the environmental impact of meat. *J Clean Prod* 16(12):1227–1233 <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2007.06.008>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2009b. Estado mundial de la agricultura y la alimentación. La ganadería a examen. Subdivisión de Políticas y Apoyo en Materia de Publicación Electrónica División de Comunicación, FAO. Roma. 200 pp. ISSN 0251-1371 ISBN 978-92-5-306215-7
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2015. Recomendaciones finales del Seminario Regional sobre Agroecología en América Latina y el Caribe. URL: <http://www.fao.org/3/a-au442s.pdf>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2009a. How to Feed the World in 2050; FAO: Rome, Italy, 2009.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2017. Livestock solutions for climate change. Food and Agriculture Organization. Rome. I8098EN/2/12.17
- Funes-Monzote F, Monzote M, Lantiga E, van Keulen H. 2009. Conversion of specialised dairy farming systems into sustainable mixed farming systems in Cuba. *Environ. Dev. Sustain.* 11, 765-783. <https://doi.org/10.1007/s10668-008-9142-7>.
- García E, 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana), second ed. UNAM, Instituto de Geografía, Distrito Federal
- Georgescu-Roegen N. 1975. Energy and economic myths. *Southern Economic Journal.* 41: 347–381. Disponible en: <http://www.jstor.org/stable/1056148>.
- Gómez CMA, Schwentesius R, Ortigoza J, May V, López RUI, Arreola JA, Noriega G. 2010. Agricultura, Aicultura y Ganadería Orgánicas 2009. Mexico: UACH, CONACYT.

- González Padilla E, Dávalos Flores JL. (coord). 2015. Estado del Arte sobre Investigación e Innovación Tecnológica en Ganadería Bovina Tropical. REDGATRO-Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. México, D.F. pp. 272.
- Gudynas E. 1999. Concepciones de la naturaleza y desarrollo en América Latina. *Persona y Sociedad*. 13(1):101-125.
- Heinberg R, Bomford M. 2009. The food and farming transition: toward a post-carbon food system. United States of America: Post Carbon Institute.
- Howden, S. M., Crimp, S. J., Stokes, C. J. 2008. Climate change and Australian livestock systems: impacts, research and policy issues. *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 48:780-788. <https://doi.org/10.1071/EA08033>
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 2018. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Tecpatán, Chiapas, clave geoestadística 07092. http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/07/07092.pdf (consultado 22 Octubre 2018).
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 2010. Censo general de población y vivienda. Estado de Chiapas, México. <https://www.inegi.org.mx/app/buscador/default.html?q=chiapas+2010#tabMCCollapse-Indicadores> (consultado 11 Noviembre 2018).
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 2007. Panorama agropecuario en Chiapas. Censo agropecuario. <http://internet.contenidos.inegi.org.mx/.../censos/agropecuario/2007/.../Panagrochis3.pdf> (consultado 11 Octubre 2018).
- Intergovernmental Panel Climate Change (IPCC). 2006. <https://www.ipcc.ch/search/?search=chapters> (consultado 08 Abril 2019)
- International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM). 2018. The principles of organic agriculture. <https://www.ifoam.bio/en/organic-landmarks/principles-organic-agriculture> (consultado 7 Octubre 2018).
- International Organization of Standardization (ISO). 2006. Life Cycle Assessment Principles and Framework. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.
- Lernoud J, Schlatter B. 2016. Latin America and the Caribbean: Current statistics, En: Willer, H., Lernoud, J. (Eds.). The world of organic agriculture. Statistics and emerging trends 2016. Research Institute of Organic Agriculture FiBL and IFOAM Organics International, Switzerland, pp. 242-249.
- Mader P, Flieback A, Dubois D, Gunst L, Pradout F, Niggli U. 2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*. 269: 1694-1697.
- Martínez-Allier J. 2011. The EROI of agricultura and its use by the Via Campesina. *The Journal of Peasants Studies*. 38:145-160. <https://doi.org/10.1080/03066150.2010.538582>
- Mercer, K.L., Perales, H.R., Wainwright, J.D. 2012. Climate change and the transgenic adaptation strategy: Smallholder livelihoods, climate justice, and maize landraces in Mexico. *Global Environmental Change*. 22:495-504. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.01.003>

- Meul M, Nevens F, Reheul D, Hofman G. 2007. Energy use efficiency of specialized dairy, arable and pig farms in Flanders. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119: 135–144. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2006.07.002>
- Molina-Rivera M, Olea-Pérez R, Galindo-Maldonado FA, Arriaga-Jordán CM. 2019. Life cycle assessment of three tropical livestock systems in Campeche, México: case of study. *Tropical and subtropical agroecosystems.* 22:127-141. Disponible en: <http://www.revista.ccba.uady.mx/ojs/index.php/TSA/article/view/2774>
- Nahed TJ, Sánchez-Muñoz B, Mena-Guerrero Y, Ruiz-Rojas J, Aguilar Jiménez R, Castel J, Orantes Zebadua M, Manzur-Cruz A, Cruz-López J. 2012a. Potential for Conversion of Agrosilvopastoral Systems of Dairy Cattle to the Organic Production Model in Southeastern Mexico. *JAVA.* 11: 3081-3093. <http://doi.org/10.3923/javaa.2012.3081.3093>
- Nahed TJ, Sánchez-Muñoz B, Ruíz-Rojas J, Delgadillo C, Guevara-Hernández F. 2012b. Innovación socioambiental desde la perspectiva pecuaria: el caso de la transición hacia la ganadería orgánica en Tecpatán, Chiapas. En: Bello, E., Naranjo, E. y Vandame, R. (Eds). 2012. *La otra innovación para el ambiente y la sociedad.* El Colegio de la Frontera Sur: Chiapas, México. 135-144 pp.
- Nahed TJ, Palma JM, Gonzáles E. 2014. La adaptación como atributo esencial en el fomento de sistemas agropecuarios resilientes ante las perturbaciones. *Avances en Investigación Agropecuaria.* 18 (3): 7-34.
- Nahed TJ, González-Pineda S, Grande D, Aguilar R, Sánchez B, Ruiz J, Guevara-Hernández F, León N, Trujillo-Vázquez R, Parra-Vázquez M. 2018. Evaluating sustainability of conventional and organic dairy cattle production units in the Zoque Region of Chiapas, Mexico. *Agroecol. Sust. Food.* 1–34.
- Odum HT, Odum EC. 1981. *Man and nature: Energy Foundations,* Omega, Barcelona.
- Pelletier N, Pirog R, Rasmussen R. 2010. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the upper Midwestern United States. *Agricultural Systems.* 103: 380-389. doi:10.1016/j.agsy.2010.03.009
- Peters G, Rowley H, Wiedeman S, Tucker R, Short M, Schulz M. 2010. Red meat production in Australia: Life cycle assessment and comparison with overseas studies. *J. Environ. Sci. Technol.* 44: 1327–1332.
- Picasso V, Modernel P, Becoña G, Salvo L, Gutiérrez L, Astigarraga L. 2014. Sustainability of meat production beyond carbon footprint: a synthesis of case studies from grazing systems in Uruguay. *Meat Sci.* 98: 346–354.
- Pimentel D, Hurd LE, Bellotti AC, Forster MJ, Oka IN, Sholes OD, Whitman RJ. 1973. Food production and the energy crisis. *Science.* 182:443-449.
- Pimentel D. 2006. Impacts of Organic Farming on the Efficiency of Energy Use in Agriculture. *An Organic Center State of Science Review.* The Organic Center, Cornell University, Ithaca.
- Rivera HA, Güereca LP, de la Salud RM. 2016. Environmental impact of beef production in Mexico through life cycle assessment. *Resources Conservation and Recycling.* 109: 44-53.
- Roer A, Johansen A, Kjersti B, Daugstad K, Fystro G, Hammer S. 2013. Environmental impacts of combined milk and meat production in Norway

- according to a life cycle assessment with expanded system boundaries. *J. Livest. Sci.* 155: 384–396.
- Röös E, Sundberg C, Tidaker P, Strid I, Hansson P. 2013. Can carbon footprint serve as an indicator of the environmental impact of meat production? *J. Ecol. Indicators* 24: 573–581.
- Roy P, Nei D, Orikasa T, Xu Q, Okadome H, Nakamura N, Shiina T. 2009. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *J Food Eng.* 90:1–10. [http://doi.org/ 10.1016/j.jfoodeng.2008.06.016](http://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2008.06.016)
- Ruíz AD, Zúñiga LI. 2014. Análisis de ciclo de vida y huella de carbono. Universidad nacional de Educación a distancia. Madrid, España.
- Ruviaro CF, de Léis MC, Lampert VN, Jardim BJO, Dewes H. 2015. Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: a case study. *J. Clean. Prod.* 96: 435-443. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.037>
- Schwentenius RR, Gómez CMA, Ortigoza RJ, Gómez TL. 2014. México orgánico. Situación y perspectivas. *Agroecología.* 9:7-15.
- Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP).2017. Bovino carne y leche. Población ganadera. http://infosiap.siap.gob.mx/repoAvance_siap_gb/pecAvanceEdo.jsp (consultado 20 Octubre 2019).
- Shibu, J., 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforest. Syst.* 76, 1-10. <https://doi.org/10.1007/s10457-009-9229-7>
- Sociedad pública de Gestión Ambiental (IHOBE). 2009. Análisis de ciclo de vida y huella de carbono. Dos maneras de medir el impacto ambiental de un producto. Bilbao: IHOBE S.A.
- Steinfeld H, Gerber P, Wassenaar T, Castel V, Rosales M, de Haan C. 2009. La larga sombra del ganado. Roma, Italia: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R, Polasky S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature.* 408: 671-677. <http://doi.org/10.1038/nature01014>
- Vigne M, Vayssières J, Lecomte P, Peyraud JL. 2013. Pluri-energy analysis of livestock systems: A comparasion of dairy systems in different territories. *Journal of Environmental Management.* 126:44-54.
- Virtanen Y, Kurppa S, Saarinen M, Katajajuuri J, Usva K, Mäenpää I, Mäkelä J, Grönroos J, Nissinen A. 2011. Carbon footprint of food - approaches from national input - output statistics and a LCA of a food portion. *J. Clean. Prod.* 19: 1849–1856.
- World Rainforest Movement (WRM). 2008. Vía Campesina: food sovereignty as the peoples' alternative to destructive agribusiness. *Bulletin,* 135.
- Gomiero T, Pimentel D, Paoletti MG. Environmental impact of different agricultural management practices: Conventional vs. organic agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences.* 2011;30:95-124. DOI: 0.1080/07352689.2011.554355.

- Halberg N. Assessment of the environmental sustainability of organic farming: Definitions, indicators and the major challenges. *Canadian Journal of Plant Science*. 2012;92:981-996. DOI: 10.1079/PAVSNNR20127010.
- Tuomisto HL, Hodge ID, Riordan P, Macdonald DW. Does organic farming reduce environmental impacts? A meta-analysis of European research. *Journal of environmental Management*. 2012;112:309-320. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.08.018.
- Kiefer L, Menzel F, Bahrs E. The effect of feed demand on greenhouse gas emissions and farm profitability for organic and conventional dairy farms. *Journal of Dairy Science*. 2014;97:7564-7574. DOI: 10.3168/jds.2014-8284.
- Council Regulation (EC) No. 834/2007 of 28 June 2007 on organic production labelling of organic products and repealing Regulation (ECC) No. 2092/91.
- Soto, L. *et al.*, 2012, "Agroforestry Systems and Local Institutional Development for Preventing Deforestation in Chiapas, Mexico", en: *Deforestation Around the World*, Moutinho, P. (Ed.), en <http://www.intechopen.com/books/deforestation-around-the-world/agroforestry-systems-and-local-institutionaldevelopment-for-preventing-deforestation-in-chiapas-mex>.
- Tscharntke, T. *et al.*, 2011, "Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes- a review", en *Journal of Applied Ecology*, 48: 619-629.