


Nacameh Vol. 15, No. 2, pp. 46-72, 2021

Nociones básicas para entender la relación entre la producción de carne y la sustentabilidad ambiental

Basic notions to understand the meat production and environmental sustainability relationship

Diana Sofía Andrade Chacón y María Salud Rubio Lozano  

Laboratorio de Ciencia de la Carne. Centro de Enseñanza Práctica e Investigación en Producción y Sanidad Animal. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad Nacional Autónoma de México, México.  Autor de correspondencia:

msalud65@gmail.com

RESUMEN

Evolutivamente el consumo de carne ha significado un gran salto para la humanidad; aun hoy en día, a pesar de las diversas opciones, la carne sigue siendo una fuente fundamental de proteína para los humanos. Sin embargo, y sobre todo desde la revolución industrial, la producción de carne ha representado un importante deterioro del medio ambiente debido fundamentalmente a las prácticas de manejo con las que se ha desarrollado. En el presente trabajo se hace una revisión de los impactos que tiene la ganadería en el medio ambiente, las herramientas desarrolladas para su medición y las estrategias de mitigación que han sido propuestas por la comunidad científica. Para llegar a una producción de carne sustentable se deben plantear 3 objetivos: 1) Reducción del uso y contaminación de agua; 2) Evitar la degradación del suelo; y 3) Reducir las emisiones de gases de efecto invernadero. Estos objetivos pueden ser alcanzados a través del cambio en las técnicas de manejo. En algunos países estas estrategias ya se han llevado a cabo teniendo una reducción de emisiones de un 26% hasta el 112%. Autores como Allan Savory y Frank Mitloehner sugieren que la ganadería puede ser una actividad mitigante ante la situación del cambio climático.

Palabras clave: Sustentabilidad, producción de carne, impacto ambiental, estrategias de mitigación.

ABSTRACT

Evolutionary, meat consumption has meant a great step for humankind, even today, despite the different culinary options, meat is still a fundamental protein source for humans. None-

Recibido: 20/08/2020. Aceptado: 18/10/2021

<https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/nacameh/2021v15n2/Andrade>

theheless, and especially after Industrial Revolution, meat production has become an important source of environmental deterioration, fundamentally due to the handling practice developed since then. In this work, the impacts that animal husbandry has on the environment, the tools developed to measure the impacts, and the mitigation strategies that have been proposed by the scientific community have been reviewed. To reach sustainable meat production three objectives must be proposed: 1) Reduction in the use and contamination of water; 2) Avoid soil degradation, and 3) Reduce greenhouse gas emission. These goals can be reached through the change of handling practices. In some countries, these strategies have been already carried out tending to emissions reduction from 26% until 112%. Authors like Allan Savory and Frank Mitloehner suggest that husbandry can be a mitigating situation facing environmental change.

Keywords: Sustentabilty, meat production, environmental impact; mitigation strategies.

INTRODUCCION

La carne es un alimento importante en nuestra dieta ya que es rico en proteínas, vitaminas (B y D), minerales (Fe, Zn, P, K, Ca), ácidos grasos y productos bioactivos (McAfee y col., 2010; Wyness, 2016; Lonnie y col., 2018). A diferencia de los productos vegetales, la carne aporta más nutrientes por unidad y estos se absorben en mayor cantidad en nuestro organismo (Castro, 2002). Como ejemplo de esto, se puede considerar al hierro y la vitamina D, cuyas formas presentes en la carne (hierro hemo y vitamina D3) se absorben en mayor proporción a las encontradas en los vegetales (Temme y col., 2013; Wyness, 2016). Además, la producción de carne es una actividad económica y social de gran importancia (Place y col., 2011; McClelland y col., 2018). Tan solo en México, el sector cárnico representa el 23% del PIB de la industria alimentaria (Usla, 2021).

Aunque se espera que el consumo de carne per cápita se mantenga en 34.6 kg, el aumento de la población (7.3 a 8.2 mil millones para 2026) hará que la demanda sea mayor en los próximos años (OCDE, 2018), llevando a una intensificación y expansión de la ganadería. En 2016 se registró una producción total de carne de 317 millones de toneladas a nivel mundial (encabezado por carne de ave y res) y se espera que para 2026 la producción aumente un 13% y que este aumento se lleve a cabo principalmente en países en desarrollo por la disponibilidad de pastizales y tierras agrícolas (FAO, 2018). Este aumento en la producción, intensificación y expansión de la ganadería tendrá un impacto importante sobre el ambiente, que de no ser tomado en cuenta podría ser aún más perjudicial ante la situación del cambio climático o calentamiento global.

Actualmente, las investigaciones científicas no contemplan la totalidad de los impactos por la complejidad de incluirlos todos (Elferink y Nonhebel, 2007). Por ello, entender todos los impactos que tiene la ganadería de una manera integrada es importante para poder implementar soluciones adecuadas y adaptadas a las condiciones de cada región, especialmente por las variaciones espaciales y temporales de las mismas (González y

Bilencia, 2020). Por eso, en el presente trabajo se abordan los principales impactos de la ganadería para entender e implementar soluciones de mitigación desde una perspectiva integral, considerando las variaciones que puede tener cada región.

NOCIONES BÁSICAS SOBRE SUSTENTABILIDAD

¿Qué es el calentamiento global?

El “calentamiento global” se define como los efectos que tienen las actividades humanas sobre el clima, especialmente el uso de combustibles fósiles y la deforestación a gran escala, las cuales han aumentado significativamente desde la revolución industrial (Houghton, 2005). En el siglo XX la temperatura promedio de la superficie de la Tierra aumentó 0.5°C aproximadamente, registrando las temperaturas más altas de los últimos cinco siglos (Pollack, Huang y Shen, 1998). Estos aumentos en la temperatura han ocasionado escenarios adversos como sequías prolongadas, baja producción de alimentos, aumento del nivel del mar y una mayor demanda de agua (CONAGUA, 2011; Hauschild y Huijbregts, 2015; Ikhouso y col., 2020). Entre las principales causas o actividades que agravan este fenómeno está la ganadería (Wyness, 2016).

Los impactos ambientales de cualquier actividad incluyen tanto las emisiones como el consumo de recursos, así como otras intervenciones (Rebitzer y col., 2004). El impacto de la ganadería sobre el medio ambiente se ve reflejado directa e indirectamente en el agua, el suelo y el aire (Pereira y col., 2018; Scanes, 2018). En el agua por los volúmenes que requiere y los efluentes que contienen gran cantidad de materia orgánica, el suelo por la erosión debido a su expansión e intensificación (López, 2001) y el aire por una emisión importante de gases de efecto invernadero (GEI) como dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (NO₂). Por lo que ha sido ampliamente recomendado la transición a una ganadería sustentable para disminuir estos impactos.

¿Que son los Gases de Efecto invernadero (GEI)?

El papel de los GEI en el cambio climático es la absorción de radiación infrarroja (Houghton, 2005). La radiación del sol es necesaria para el mantenimiento de la temperatura terrestre, sin embargo, el aumento de los GEI exacerba estos efectos. El CO₂, CH₄ y NO₂, que se encuentran suspendidos en la atmósfera, permiten el paso de la radiación solar, los rayos visibles se reflejan sobre la superficie terrestre y escapan, pero la radiación infrarroja es absorbida por estos promoviendo su acumulación. Proporcional al aumento de los GEI es la acumulación de radiación y como consecuencia el aumento de la temperatura. A diferencia de los GEI, el oxígeno (O₂) y el nitrógeno (N) no absorben ni emiten radiación térmica (Houghton, 2005), por lo que un balance entre estos gases y los GEI en la composición de la atmósfera permitiría una temperatura óptima.

¿De qué se habla cuando decimos sustentabilidad?

El concepto de sustentabilidad surge en la década de los 60's ante la preocupación de la comunidad científica por la amenaza del agotamiento de los recursos naturales (Gómez, 2014). La sustentabilidad se define como el "proceso dinámico que garantiza la persistencia de los sistemas naturales y humanos de una manera equivalente" (IPCC, 2021). Aunque el término se asocia mayormente a la sustentabilidad ambiental, también abarca los ámbitos sociales y económicos. El presente trabajo se enfocará en la sustentabilidad ambiental, la cual se define como una "condición de balance, resiliencia, e interconexiones que permite a la sociedad humana satisfacer sus necesidades sin exceder la capacidad de los ecosistemas ni disminuir la diversidad biológica" (Morelli, 2011).

En la actualidad, ante la necesidad de una mejor distribución de los bienes comunes finitos de la tierra, por el crecimiento tan acelerado de la población, se han llegado a acuerdos y leyes nacionales e internacionales referentes al cuidado de los recursos.

A nivel internacional existen acuerdos como el Protocolo de Kioto de 1997, que era considerado como una ley internacional obligatoria para las partes firmantes (Ibarra, 2007). Dicho protocolo fue el resultado de la discusión, en las Naciones Unidas (ONU), sobre tema de calentamiento global. Como principal objetivo estaba la disminución de las emisiones de GEI a través de la implementación de programas, leyes e iniciativas adoptadas por cada gobierno. El acuerdo estuvo vigente hasta el año 2020, aunque los efectos de dichas acciones no se vieron reflejados en resultados favorables ante la mitigación del cambio climático.

Por ello, más recientemente se firmó el Acuerdo de París 2015 que entró en vigor el 4 de noviembre del 2016 y cuyo principal objetivo es evitar que la temperatura promedio de la Tierra aumente más de dos grados centígrados con respecto a los niveles preindustriales. Este objetivo se alcanzará a través de estrategias implementadas por cada gobierno como programas, leyes e investigación científica que sería compartida entre las partes firmantes como una responsabilidad global de la mitigación del cambio climático. A la fecha van 195 países firmantes y 189 lo han ratificado (México es uno de ellos) (United Nations Treaty Collection) entre los cuales destacan Estados Unidos, China, India y Rusia, que son los países con mayores emisiones de GEI (Union of Concerned Scientists, 2020), por lo que su participación en dicho acuerdo será importante para el alcance del objetivo. Para ello, México se comprometió a reducir en un 22% la emisión de GEI y 51% de la emisión de carbono negro para 2030.

Para las estimaciones y mediciones de los avances de los acuerdos firmados existe un organismo internacional que estandariza la metodología y se llama: "El Panel Intergubernamental de Cambio Climático" (IPCC por sus siglas en inglés). El IPCC también se encarga de proporcionar a los gobiernos firmantes de protocolos la información científica necesaria para el desarrollo de políticas climáticas (IPCC, 2021). Como ejemplo están los

inventarios de emisiones de GEI que utilizan los países para ratificar los avances entre las partes firmantes.

En el ámbito nacional existe en la Constitución el Artículo 25, que establece que el Estado es el rector de un desarrollo nacional integral y sustentable. En el artículo 26 se describe el Plan Nacional de Desarrollo 2019-2024 que precisa los objetivos nacionales de desarrollo integral y sustentable, el cual está regido por la Ley de Planeación (Ahumada, Pelayo y Arano, 2012). Sumado a lo anterior, se encuentra la Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. También existen disposiciones como el Programa Especial de Cambio Climático 2020-2024 (PECC) y el Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2020-2024 (PROMARNAT) que forman parte de las acciones de mitigación del Acuerdo de París por parte de México.

El PECC y el PROMARNAT proponen disminuir la vulnerabilidad ante el cambio climático reduciendo la emisión de GEI, fortaleciendo las capacidades tanto del sector público como del privado para la atención del tema, aumentando el conocimiento mediante la generación de información científica, y facilitando su acceso para permitir el seguimiento y cumplimiento de los compromisos internacionales adquiridos por México en materia de cambio climático. Lo anterior tiene el objetivo de mejorar los medios de formulación e implementación de políticas en materia de cambio climático para asegurar la participación de los diversos sectores. El objetivo final en México es disminuir las emisiones de GEI a 762 Mt CO₂ eq para 2030, de las cuales la ganadería y agricultura deberá reducir de 93 a 86 Mt CO₂ eq (PNCC, 2020).

IMPACTOS AMBIENTALES DE LA GANADERÍA

¿Qué son las categorías de impacto?

El impacto que una actividad ejerce en el ambiente se mide a través de lo que llamamos “categorías de impacto ambiental” (Hauschild y Huijbregts, 2015; Souza y col., 2015). Como se dijo anteriormente, el impacto se ejerce tanto por la extracción de materia prima, como por la disposición de los residuos generados por esa actividad (Owens, 1996).

Las principales categorías que se utilizan para medir el impacto de la ganadería son:

Acidificación. El empleo de fertilizantes químicos y la deposición de heces en exceso producen la acumulación de compuestos nitrogenados que llevan a una disminución del pH del suelo o del agua (acidificación), haciendo que pierda su capacidad neutralizante. Esto altera la biogeoquímica de los ecosistemas afectando los organismos como las bacterias del suelo (Guo y col., 2010) y con ello se baja la producción de plantas.

Eutrofización. La eutrofización se debe al exceso de nutrientes vertidos en el suelo a través de las heces y los fertilizantes agrícolas (principalmente P y N) que se filtran a cuerpos de agua subterráneos promoviendo el aumento de algas o cianobacterias lo que provoca una

disminución en el oxígeno disuelto induciendo muerte de las especies acuáticas (Scanes, 2018).

Toxicidad humana. Este término se refiere al impacto tóxico que se produce en las personas al consumir alimentos producidos con sustancias como plaguicidas, hormonas o fertilizantes de difícil degradación.

Disminución de ozono. La emisión de gases como el NO_2 por las excretas reaccionan con el ozono estratosférico, generando la destrucción de esta capa (Sommer, Petersen y Sogaard, 2000; Hao, Chang y Larney, 2004; Pereira y col., 2012) quedando expuestos a mayor radiación ultravioleta, lo cual tiene repercusiones negativas sobre la salud y el rendimiento de cultivos (Guinée y Heijungs, 2000).

Uso de tierra. El impacto del uso del suelo se define como la pérdida del espacio para conservación de la biodiversidad, pérdida de servicios ecosistémicos y déficit de producción local de comida (Ridoutt y col., 2014).

Uso de agua. Este impacto se refiere a las cantidades de agua que se requieren directa (bebida, lavado de instalaciones) e indirectamente (riego de cultivos) para la producción de los animales.

Fotooxidación. La fotooxidación se refiere a la emisión de componentes gaseosos como óxido nitroso (NO_x) y compuestos orgánicos volátiles (COV) generados por las excretas o utilización de combustibles, los cuales interactúan con la luz visible generando contaminantes secundarios como el ozono en estratos de la atmósfera cercanos a la superficie, los cuales son nocivos para la salud (Guinée y Heijungs, 2000).

Potencial de cambio climático. Se refiere al impacto que tiene las emisiones de GEI como el CH_4 , CO_2 y NO_2 sobre calentamiento global en un periodo de tiempo (Guinée y Heijungs, 2000), específicamente por su efecto de absorción de radiación infrarroja (Casey y Holden, 2006).

¿Cómo se miden estos impactos ambientales?

La metodología más ampliamente utilizada para la evaluación del impacto ambiental de una actividad, desde la extracción de las materias primas hasta la disposición final de sus diferentes productos, es el Análisis por Ciclo de Vida (ACV o LCA por sus siglas en inglés) (Rebitzer y col., 2004; Roy y col., 2009) (Figura 1). Esta herramienta ayuda a la identificación de oportunidades para la mejora del desempeño ambiental y también aporta información para la toma de decisiones de los diferentes sectores y organizaciones (ISO 14044).

En su más reciente actualización en 2006, documentos como ISO 14040 e ISO 14044 contienen los principios, estructura, y las guías y requerimientos, para realizar un ACV (Finkbeiner y col., 2006).

La metodología consiste en 4 fases:

1. Delimitación/definición del objetivo del estudio y su alcance: en esta fase se definen los límites del sistema a analizar dependiendo del objetivo del estudio, la información con la que se cuenta y el destinatario, para así decidir los procesos que serán incluidos en el ACV (Rivera, 2014). Dependiendo de los límites escogidos estos pueden ser clasificados en:
 - a. de la cuna a la puerta: desde la extracción de la materia prima a la puerta de la fábrica. Ejemplo de la engorda al rastro.

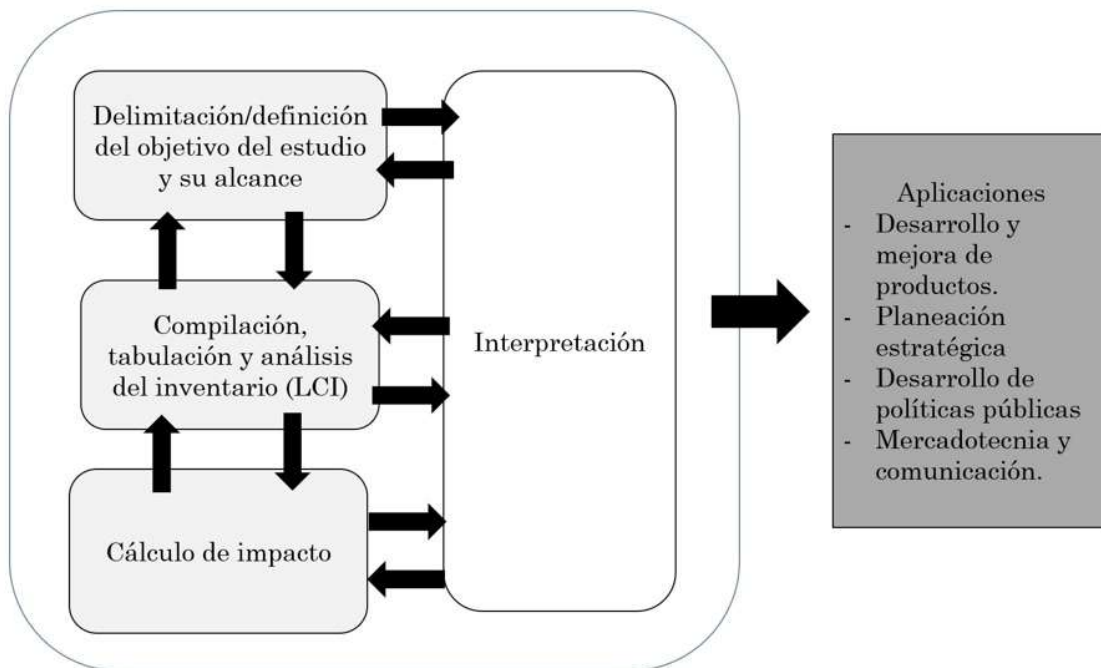


Figura 1. Fases del ciclo de vida (Modificado de Rivera, 2014)

- b. de la cuna a la tumba: de la extracción de la materia prima a la disposición final. Ejemplo desde el nacimiento del becerro hasta el desecho de los residuos por los consumidores.
- c. de puerta a puerta: de un punto intermedio del proceso a otro. Ejemplo del rastro a la empacadora.

Con ello se delimita la Unidad Funcional (UF) que es la descripción cuantitativa del producto o servicio (Rebitzer y col., 2004), como por ejemplo 1 kg carne o un litro de leche (Roy y col., 2009).

2. Análisis del inventario de ciclo de vida. En la segunda fase se realiza la compilación, tabulación y análisis del inventario de los intercambios ambientales generados por UF del producto bajo estudio, también llamado inventario de ciclo de vida (LCI) (Rebitzer y col., 2004).

Se deben recopilar todas las extracciones (alimento, agua, extensión de tierra, energía, etc.) y emisiones (GEI, aguas residuales y excretas) que se realizan para la elaboración del producto, en este caso 1 kg de carne.

3. Evaluación del impacto del ciclo de vida. En la tercera fase se calculan los potenciales impactos ambientales que pueden tener sobre las diversas intervenciones registradas en el inventario. Con ello se identifican los intercambios que tienen mayor impacto durante el ciclo de vida del producto (Rivera, 2014).
4. Interpretación de ciclo de vida. En esta fase se evalúan los resultados y dependiendo del objetivo inicial del estudio se obtienen las conclusiones, se identifican las actividades con mayor impacto y se toman las decisiones correspondientes (Rivera, 2014).

Para entender el efecto de la ganadería en el ambiente hay que dimensionar los impactos y las interacciones que tienen con el medio en el que se encuentra para poder así emprender los cambios necesarios para la transición a una ganadería sustentable. A continuación, se presentan las interacciones, sus impactos y desafíos según la literatura científica.

¿Cómo impacta la ganadería al AIRE?

Hoy en día, en medio de mucha controversia, se estima que la ganadería contribuye al 14.5% de las emisiones antropogénicas de GEI, siendo la ganadería bovina responsable desde las dos terceras partes (FAO, 2018), a un 41% según Nieto y col. (2018). Sin embargo, aún hay mucha polémica sobre los números reales de la aportación de la ganadería al medio ambiente, ya que no existe un método general aceptado para la evaluación de emisiones netas (Nguyen, Hermansen y Mogensen, 2010). A pesar de que existen estudios por organismos importantes como el IPCC, estos cálculos no contemplan varios factores (Zhuang, Gongbuzeren y Li, 2017) que potencialmente podrían estar sub o sobreestimando dichas emisiones. El estudio de González Avalos y Ruíz Suárez en 2001 y citado por Hao, Chang y Larney en 2004, encontró que los factores de emisión de CH₄ propuestos por el IPCC sobreestimaron 5 veces las emisiones reales de las heces generadas por el ganado en México. Aunque dichos factores se actualizan constantemente basándose en publicaciones científicas recientes, no han sido comparados con mediciones directas de campo (Owen y Silver, 2014). Por ello, como se muestra en la Tabla 1, las emisiones reportadas pueden variar dependiendo del país y el sistema de producción en el que se engordan los animales, además de la metodología empleada para dichas estimaciones.

La mayor aportación de GEI por parte de la ganadería se da por medio del CH₄ que va de un 22 hasta el 92% de las emisiones totales, el cual se produce directamente por medio de la fermentación entérica e indirectamente y en menor cantidad por del manejo de excretas (Vergé y col., 2008; Nguyen, Hermansen y Mogensen, 2010; Chadwick y col., 2011; Foley y col., 2011; Bai y col., 2015; Nieto y col., 2018). En menores proporciones, las excretas también emiten NO₂ y CO₂ (Sommer, Petersen y Sogaard, 2000; Hao, Chang y Larney, 2004). La importancia de estos gases es que tienen una mayor capacidad de captación de radiación infrarroja siendo que el CH₄ capta alrededor de 25 veces más que el CO₂ y el NO₂ hasta 298 veces más en un periodo de 100 años (Maeda y col., 2013; Cardoso y col., 2016).

Tabla 1. Emisión de GEI por Unidad Funcional de la producción de carne

País	Sistema	CO ₂ Total	CO ₂	CH ₄	NO ₂	Referencia
Kg de CO ₂ eq/ kg de PV						
Canadá	Mixto	10.37	1.02	5.67	3.68	Vergé y col. 2008
Argentina	Mixto	17.4	1.04	14.62	1.74	Arrieta y col. 2020
Canadá	Pastoreo	14.5-16.00	0.42-0.61	10.90-12.26	2.90-3.08	Alemu y col. 2017
Kg de CO ₂ eq/kg canal						
Australia	Mixto	10.1-12.7	0.48-1.02	9.92-10.49	0.34-0.48	Ridoutt y col. 2011
Noruega	Toros		9.82	3.08	-	Bonesmo y col. 2013
	Vacas		12.23	4.37	-	
Canadá	Pastoreo	24.1-26.6	0.71-1.01	18.39-20.43	4.83-5.14	Alemu y col. 2017
Kg de CO ₂ eq/kg carne						
Dinamarca	Corral	23.1	-	11.3	3.1	Mogensen y col. 2015
	Pastoreo	29.7	-	17.0	3.4	
Suiza	Corral	25.4	-	13.1	3.2	
México	Intensivo	17.8	0.61	8.87	6.78	Rivera 2014
	Extensivo	16.00	0.44	9.74	4.61	
Kg de CO ₂ eq/cabeza						
Estados Unidos	Mixto	3294	1245	755	1294	Phetteplace, Johnson y Seidl, 2001
Brasil	Pastoreo	5107	103	4747	257	Florindo y col. 2018
Canadá	Oeste	2256	-	1898	509	Liang y col. 2020
	Este	2244	-	1735	358	

En la mayoría de los estudios se ha encontrado que la temperatura tiene una relación directa con la emisión de CH_4 y amonio en el almacenamiento de heces, pero no con el NO_2 (Chadwick y col., 2011; Pereira y col., 2012; Koncz y col., 2017; Im y col., 2020) y que esta también varía con la hora del día (Bai y col., 2015). Por lo que no basta con saber que la ganadería emite GEI, sino que estos también dependen de las condiciones ambientales de cada región en donde se encuentran las producciones.

Otro factor que ha estado muy discutido y que debería estudiarse más a fondo para poder conocer por completo las emisiones netas de GEI por parte de la ganadería, es el secuestro del carbono en el suelo. La omisión de este cálculo podría estar provocando una sobrestimación de los GEI (Liang y col., 2020), por lo que entender la dinámica del ciclo del carbono en las diferentes regiones ayudaría a una mejor comprensión sobre el papel de la ganadería ante el cambio climático (Florindo y col., 2018), además del desarrollo de estrategias sustentables donde la ganadería pueda jugar un papel mitigante del cambio climático (Zhuang, Gongbuzeren y Li, 2017; Murphy y col., 2017; Cusack y col., 2021).

¿Cómo impacta la ganadería al SUELO?

La expansión del sector agropecuario en el continente americano ha provocado la conversión de bosques en pasturas y tierras agrícolas, lo cual trajo como consecuencia una disminución en la biomasa vegetal (Mora y col., 2017). En Latinoamérica, la ganadería ha sido responsable de la deforestación del 70% de las selvas (Vargas y col., 2019), siendo que este cambio en el uso de suelo aporta 10-12% del total de las emisiones de CO_2 (Alexander y col., 2017) y una disminución en la biodiversidad (Mora y col., 2017; Gonzalez y Bilenca, 2020; Arrieta y col., 2020). Hoy en día, 26% del suelo libre de glaciares está dedicada al pastoreo y 33% de la tierra cultivable está destinada para la producción de forrajes (Mora y col., 2017; Vargas y col., 2019). Sin embargo, el requerimiento de tierra varía dependiendo de la disponibilidad de agua, características fisicoquímicas o composición del suelo (Broom, 2019).

El impacto de la ganadería sobre el suelo es un fenómeno complejo, ya que no solo se explica por la extensión de tierra que ocupa, sino que también requiere la comprensión de diversos ciclos biogeoquímicos y sus variaciones dependiendo de la ubicación por las características del suelo, temperatura y clima (Luce y col., 2011; Shen y col., 2011; Pereira y col., 2012). Los principales nutrientes que están involucrados en este fenómeno son el nitrógeno (N), fósforo (P) y carbono (C) por su importancia en la fertilidad y productividad de los suelos (Morón, 1994; García, 1996; Luce y col., 2011; Shen y col., 2011; Cerón y Aristizábal, 2012; Li y col., 2014).

El ciclo del N (Figura 2) comienza con la fijación de este elemento al suelo de sus formas de dinitrógeno (N_2) (García, 1996; Luce y col., 2011) o urea ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$) por las excretas animales (Pacheco, Pat y Cabrera, 2002). Ambos compuestos, para ser introducidos al suelo son convertidos en amonio (NH_4) por medio de las bacterias (Luce y col., 2011) o a través de su

enzima extracelular ureasa (Pacheco, Pat y Cabrera, 2002). Una vez convertido en NH_4 sufre una reacción de amonificación obteniendo amoniaco (NH_3) para después ser oxidado nitrito (NO_2^-) y finalmente, por medio de las bacterias nitrificantes se convierte en nitrato (NO_3^-) (Chadwick y col., 2011). Aunque también el NH_4 puede ser nitrificado y convertirse directamente a NO_3^- . Tanto el NH_4 como los NO_3^- pueden ser aprovechados por las plantas por lo que son componentes importantes para la fertilidad del suelo.

Para reiniciar el ciclo los NO_3^- deben sufrir desnitrificación para ser liberados a la atmósfera en forma de N_2 y NO_2 , sin embargo, este último gas es un GEI por lo que la emisión de este gas agrava el fenómeno del cambio climático. Además, los NO_3^- pueden perderse por lavado y erosión del suelo (Luce y col., 2011) llegando a concentraciones tóxicas en cuerpos de agua ($>45\text{mg/L}$) (Pacheco, Pat y Cabrera, 2002) conduciendo a efectos como acidificación y eutrofización de estos.

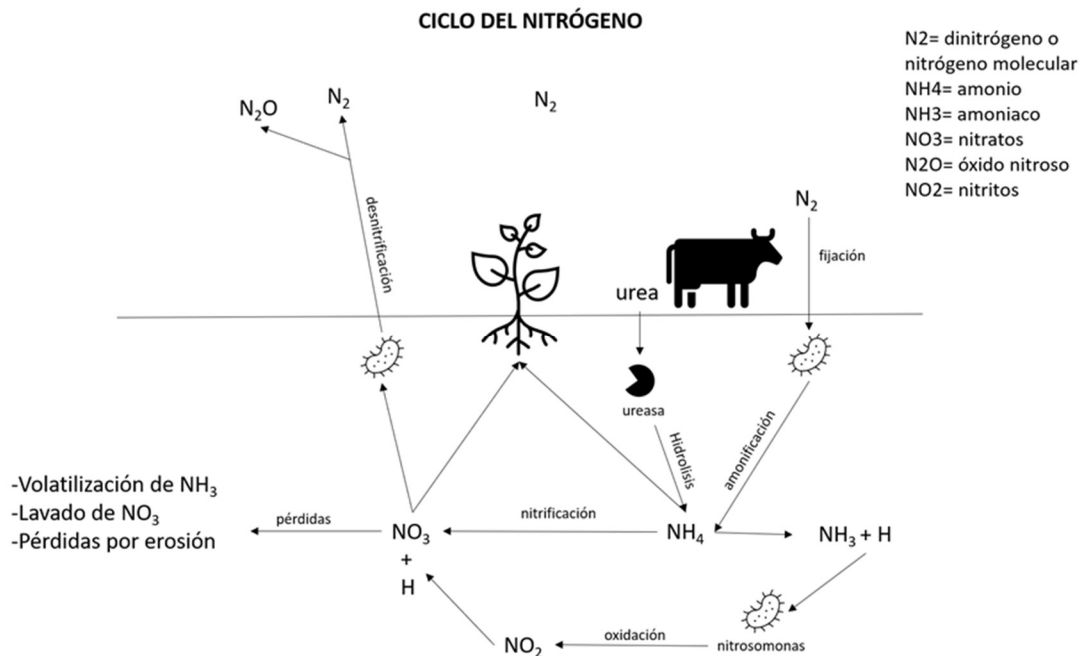


Figura 2. Ciclo del Nitrógeno (modificado de: Cabrera, 2007, y Cerón y Aristizábal, 2012).

El ciclo del C es el flujo de C entre los principales reservorios geológicos, oceánicos y atmosféricos con el suelo y la biomasa vegetal en sus distintas formas. Las emisiones naturales de CO_2 a la atmósfera se deben a la respiración de microorganismos, organismos superiores y el intercambio de gases en el océano. Estas emisiones se consumen por la fotosíntesis llegando al suelo y a la biomasa vegetal (Gallardo y Merino, 2007) o por la lluvia llegando a los sedimentos oceánicos para quedarse en las reservas geológicas (Jaramillo, 2004). Sin embargo, el ser humano ha alterado la distribución del C en estos reservorios.

Las emisiones de CO₂ por la actividad petrolera no alcanzan a ser cubiertas por la fotosíntesis y los océanos (Gallardo y Merino, 2007). Además, al realizar actividades como la deforestación se reduce este consumo de C acumulándose en la atmósfera.

Además de la liberación de compuestos tóxicos, la ganadería también ha afectado los ciclos a través de la deforestación y sobrepastoreo de las tierras (López, 2001). El cambio de la cubierta vegetal de árboles a pastizales causa cambios en las propiedades físicas e hidráulicas del suelo como la disminución de la porosidad y la filtración del agua a causa de la ausencia de raíces profundas (Siavosh, Rivera y Gómez, 2000). Esto trae como consecuencia que con la lluvia el agua corra por la superficie arrastrando tierra y nutrientes fuera de ese lugar, dejando el suelo desprovisto de nutrientes tanto en capas superficiales como en capas profundas (Pérez y col., 2010). La sobrecarga animal llega a ocasionar la pérdida de la cubierta vegetal dejando el suelo descubierto (López, 2001). De esta manera la ganadería ha roto la ciclicidad del P, N y C logrando que el suelo pierda su capacidad de producción de una cubierta vegetal.

¿Cómo impacta la ganadería al AGUA?

El agua usada en la ganadería ha sido un tema muy discutido por la poca disponibilidad que hay en la mayor parte del globo terráqueo y la gran cantidad destinada a esta actividad. Del total del agua disponible en el planeta solo el 2.5% es agua dulce, pero de este porcentaje menos del 1% es apta para el consumo humano (CONAGUA, 2011). Actualmente, de ese 1% disponible para consumo humano el 69% es utilizado por el sector agropecuario (Lenzen y Foran, 2001). Es por ello por lo que la distribución de este recurso escaso debe ser estratégica para alcanzar un óptimo aprovechamiento, además de reducir su uso.

Para entender la cantidad de agua utilizada en la elaboración de productos, en 2002 el profesor Arjen Hoekstra acuñó el concepto de "Huella Hídrica (HH)", el cual se refiere a la cantidad de agua que se emplea para producir un bien o servicio, haciendo referencia de dónde y cuándo se utilizó el agua, a diferencia del concepto de agua virtual, que es el volumen de agua utilizado en la elaboración de un producto (Vázquez y Buenfil, 2012); aunque parecieran conceptos muy similares, la diferencia radica en que la HH contempla el lugar y el tiempo, cuando el agua virtual solo es una medida volumétrica. Se estima que la agricultura es responsable del 92% de la HH, de la cual una tercera parte corresponde a la producción animal (Gerbens-Leenes, Mekonnen y Hoekstra, 2013). La HH de la ganadería está dada directamente por el consumo del animal, el lavado de instalaciones y equipo, e indirectamente para la dilución de contaminantes y el riego de forrajes, el cual representa gran parte del agua utilizada en el sector agropecuario. Es así como se calcula la HH de producir 1 kg de carne, el cual depende y varía según del tipo de sistema en el que se engordan los animales, época del año, duración del ciclo, ingredientes utilizados y zona geográfica.

El origen del agua empleada en cualquier proceso se divide en agua verde, azul y gris (Gerbens-Leenes, Mekonnen y Hoekstra, 2013; Palhares, Morelli y Costa Junior, 2017; Harding, Courtney y Russo, 2017). El agua verde se refiere al agua proveniente de la lluvia, el agua azul a la que se extrae de cuerpos de agua como ríos, lagos o mantos acuíferos y el agua gris se clasifica como el agua residual del proceso. Varios investigadores no incluyen el agua verde en sus cálculos por el argumento de que esta agua, de cualquier manera, caería en la tierra donde se encuentran los cultivos y no priva a otra actividad de este recurso (Peters y col., 2010; Ridoutt y col., 2012; Harding, Courtney y Russo, 2017). En contraste, otros investigadores la incluyen ya que, independientemente del origen del agua, es la cantidad que se requiere para producir 1kg de producto (Peters y col., 2010; Hoekstra y col., 2011), además de su potencial de eutrofización. En parte, es por esto que las estimaciones de HH por la industria cárnica varían drásticamente entre diversos estudios reportados (Tabla 2).

Como se muestra en la Tabla 2, las estimaciones de uso de agua en la producción de carne varían ampliamente. Esto, en parte, se debe a la metodología que emplean cada uno. Aunque la mayoría utilizan el análisis de ciclo de vida, este no necesariamente contempla todo el ciclo productivo, llegando a contabilizar únicamente el agua requerida en la etapa de engorda, sin contemplar el agua utilizada en rastro o en etapas previas. Es por ello que se debe de estandarizar la metodología y las unidades para estas estimaciones, ya que esto nos podría dar una mejor perspectiva del impacto en el uso de agua por parte de la ganadería.

Aunque la HH muestra parte del impacto de la ganadería sobre el uso de agua, no alcanza a dimensionar en su totalidad el impacto que tiene sobre cada región el uso de cierto volumen de agua. Es por esto por lo que existe el término “índice de estrés hídrico, (IEH)”, el cual se define como la proporción de agua utilizada que priva a otros usuarios de agua fresca (Pfister, Koehler y Hellweg, 2009; Harding, Courtney y Russo, 2017). Esto quiere decir que no genera el mismo impacto utilizar 40L diarios en una zona árida que en una zona tropical. Ejemplificándolo en un escenario nacional, las engordas del norte del país no tienen el mismo impacto en el uso de agua que lo que tienen las del sur, donde hay mayor disponibilidad de este recurso. Por esta razón, la ubicación geográfica es crítica por la variación local del estrés hídrico y el impacto por su uso (Ridoutt, Sanguansri y Harper, 2011). Por lo que, para una correcta evaluación del uso de agua, la regionalización es crucial para capturar las condiciones hidrológicas (Pfister, Koehler y Hellweg, 2009).

Ante la necesidad de optimizar el agua, se han llevado a cabo estudios para proponer formas sustentables para la producción de carne en cuanto al recurso agua (Harding, Courtney y Russo, 2017; Parker y col., 2001; Broom, 2019). Algunos investigadores proponen sistemas intensivos por su mejor aprovechamiento del agua (Broom, 2019) dando una impresión de menor volumen requerido por kg de carne producido, sin embargo, los sistemas intensivos dependen mayormente de cultivos de riego. El alimento consumido por

el ganado es responsable del 43 a 94% de la HH de la producción de carne (Harding, Courtney y Russo, 2017), esto dependiendo del sistema y la calidad de los forrajes incluidos en la formulación de la dieta. Un estudio realizado en Irlanda, recolectando datos directamente de engordas de sistemas mixtos, calcula que el 98% del agua es agua verde y el 2% agua azul (Murphy y col., 2018). Es por esto por lo que los sistemas intensivos, a pesar de ser más eficientes, tienen una mayor HH de agua azul que el sistema en pastoreo (Peters y col. 2010) teniendo un mayor impacto en el IEH (Gerbens-Leenes, Mekonnen y Hoekstra, 2013).

Tabla 2. Gasto de agua de la ganadería según país y sistema intensivo.

País	Sistema	Unidad	Valor	Referencia
Estados Unidos	Intensivo	L/cabeza/día	40.9	Parker y col., 2001
Australia	Diversos (incluye sistemas de pastoreo, mixto y estabulado)	L/kg carne	18-540	Peters y col., 2010
Australia	Pastoreo Mixto	L/kg PV	7.7-9.1 a 14.4	Ridoutt, Sanguansri y Harper, 2011
Estados Unidos	Mixto (una parte de la engorda es en estabulación y se finalizan en corral)	m ³ /kg ganado	16.2-40.5	Baxter y col., 2017
Sudáfrica	Sin especificar	L/kg canal	437	Harding, Courtney y Russo, 2017
Brasil	Mixto	L/kg carne	1935-9673	Palhares, Morelli y Costa Junior, 2017
Canadá	Sin especificar	L/kg carne	459	Legesse y col., 2018
Irlanda	Mixto	L/kg canal	8391	Murphy y col., 2018
México	Mixto	L/kg carne	15300	Vargas y col., 2019

Sin embargo, el impacto de la ganadería sobre el agua no solo se refleja en su uso, sino también en la producción de aguas residuales y la incorporación de estas a cuerpos de agua. Las aguas que son vertidas al drenaje provenientes de la ganadería contienen antibióticos, desparasitantes, detergentes, nitratos, fósforos, sólidos disueltos, sólidos suspendidos, coliformes totales y fecales (Vargas y col., 2019).

Aunque se piense que al verterlo al drenaje municipal es la opción correcta, el tratamiento que reciben estas aguas antes de volver a ser introducidas a un cuerpo de agua no es el adecuado. Para el proceso de tratamiento de aguas, primero se debe caracterizar el agua

residual para implementar los procesos correspondientes. Cuando las aguas residuales de la ganadería son vertidas al drenaje, van a una planta de tratamiento que la clasifican como de uso doméstico, por lo que se someten a procesos fisicoquímicos que no contempla el perfil del agua residual de la ganadería. Esto trae como resultado el desecho de aguas que no han sido tratadas correctamente contaminando los cuerpos de agua donde son vertidos alterando así el equilibrio del ecosistema. Dentro de los principales riesgos están la resistencia a antibióticos, liberación de patógenos, la acidificación de cuerpos de agua, la disminución de oxígeno disuelto en agua y eutroficación (Scanes, 2018).

En México existe normatividad para regular el desecho de estas aguas residuales, entre ellas se encuentra la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, Ley de Aguas Nacionales, Ley Federal de Derechos en Materia de Agua, NOM-001-SEMARNAT-1996, NOM-002-SEMARNAT-1996, NOM-003-SEMARNAT-1997. Sin embargo, hay algunos componentes que se conocen como contaminantes emergentes, que se definen como nuevos compuestos químicos, sin estatus regulatorio, cuyo efecto no ha sido considerado sobre el ambiente y la salud por su escaso conocimiento (Jones-Lepp, 2012), por lo que su impacto está lejos de ser entendido y por lo mismo la normatividad, así como la metodología de tratamiento de aguas residuales, no incluye el retiro de estos compuestos a falta de información.

MITIGACIONES

¿Como reducir el impacto ambiental de la ganadería?

Hasta el momento, las estrategias de mitigación recomendadas por la comunidad científica no contemplan todos los impactos por la complejidad de incluir todas las variables en un estudio (Elferink y Nonhebel, 2007). Sin embargo, las estrategias de mitigación de cada impacto pueden ser combinadas entre sí. Los principales objetivos que se deben plantear en la producción ganadera son: 1) Reducción del uso y contaminación de agua, 2) Evitar la degradación del suelo y 3) Reducir las emisiones de GEI.

Un metaanálisis realizado por la Universidad Estatal de Colorado concluyó que las emisiones netas de GEI de la ganadería pueden reducirse substancialmente a través de las técnicas de manejo (Cusack y col., 2021). En este estudio, las técnicas de mitigación se agrupaban en dos categorías: 1) Secuestro de C en el suelo y 2) Incremento en la productividad. Dentro de estos grupos se mencionan a las siguientes estrategias con su reducción en la emisión de GEI:

1. Secuestro de C en el suelo
 - a. Manejo integral del campo (62%)
 - b. Pastoreo intensivo rotacional (37%)
2. Incremento en la productividad/eficiencia
 - a. Suplementos alimenticios (7%)

- b. Mejoramiento genético (30%)
- c. Manejo de las fases del ciclo (no es significativo)
- d. Uso de fertilizantes (26%)

De estas estrategias es importante resaltar que el manejo integral del campo mostró potencial de tener emisiones negativas reduciéndolas hasta en un 112% en algunos casos. Además, la mayoría de las estrategias que mostraban mayor reducción son llevadas a cabo en Latinoamérica con una reducción promedio del 46% (Cusack y col., 2021).

Autores como Allan Savory han demostrado que a través de un manejo holístico de los hatos ganaderos se han podido restaurar ecosistemas desertificados mejorando la producción y la rentabilidad de estos (Savory y Butterfield, 2016). Otros científicos como Bill Mollison han desarrollado modelos de producción como la Permacultura, donde se propone un aprovechamiento de los recursos ganaderos y agrícolas en armonía con el ecosistema en el que se desarrolla, evitando así la erosión del suelo (Mollison y Slay, 1997).

Estrategias de mitigación para producciones extensivas

Las estrategias que se agrupan en el secuestro del carbono se basan en el hecho de que el suelo es el segundo sumidero de C en el planeta (Burbano, 2018), después de los océanos. Sin embargo, el secuestro de C depende de las especies vegetales, la especie animal y la frecuencia e intensidad de pastoreo (Ikhouso y col., 2020). Uno de los sistemas más estudiados en las últimas décadas es el silvopastoreo (Mahecha, 2002), en el que puede coexistir la ganadería con la fauna silvestre y en la que no se cambia la cobertura vegetal con lo que se mejora la fertilidad del suelo. El hecho de convivir diferentes estratos arbóreos con pastizales y arbustivas nativas de la región permite una mejor estructura del suelo (Broom, 2019) y con ello promueve la filtración del agua (Vargas y col., 2019). Aunque se pensaría que requeriría grandes extensiones de tierra, al lograr una mejor estructura del suelo, este sistema produce forrajes de gran calidad, teniendo menor uso de tierra con una mayor productividad (Bosire y col., 2016) (4 veces menos con respecto a corrales), además de ser ampliamente aceptado por los consumidores (Broom, 2019).

En este tipo de producción, la participación de la ganadería en los ciclos del N, P y C puede tomar un papel perjudicial o benéfico para la fertilidad de los suelos, dependiendo de las condiciones de cada región y las técnicas empleadas. Un beneficio importante son las excretas ya que se ha visto que una fertilización orgánica (estiércol) promueve el crecimiento de diversos microorganismos involucrados presentes en el suelo, favoreciendo la disponibilidad de N, P y C, trayendo como consecuencia el crecimiento acelerado de la mayoría de las plantas, en comparación con una fertilización química que solo favorece a algunos (Evans y col., 1977; Cabrera, 2007; Zhong y col., 2010; Luce y col., 2011; Cerón y Aristizábal, 2012;). También la presencia de materia orgánica en el suelo, en conjunto con abundantes lluvias y bajas temperaturas, evita la volatilización de compuestos como el NH_3

(García, 1996; Hao, Chang y Larney, 2004; Pereira y col., 2012;), que generan malos olores, así como daños en la salud.

Otro efecto benéfico de la introducción de ganado en los pastos es el pisoteo ejercido sobre la tierra. Algunos autores proponen que favorece la compactación (Mora y col., 2017), sin embargo, se ha visto que este efecto de pisoteo tiene el efecto contrario ya que las pisadas del ganado remueven el suelo, promoviendo la absorción de N y P de las excretas y la filtración del agua (Vargas y col., 2019). Este último fenómeno de filtración debe ser tomado con reserva ya que un exceso de lluvias y heces puede traer como resultado la lixiviación de grandes cantidades nitratos llegando a cuerpos de agua subterráneos alcanzando concentraciones tóxicas ($> 45\text{mg/L}$) (Evans y col., 1977; Sharpley y Smith, 1995; Pacheco, Pat y Cabrera, 2002; Luce y col., 2011; Scanes, 2018) siendo el contaminante más común de aguas subterráneas.

En el ciclo del P, la principal fuente proviene de residuos de plantas, animales y microorganismos (Cerón y Aristizábal, 2012). Un elemento importante para la disponibilidad de P en el suelo es el NH_4 . Este compuesto al ser depositado por las heces en el suelo tiene una acción acidificante lo que da paso a la liberación de P en formas biodisponibles, permitiendo así su aprovechamiento por las plantas (Shen y col., 2011). A su vez, los microorganismos involucrados en el ciclo secretan ácidos orgánicos y enzimas como fosfatasas y fitasas que aumentan la solubilidad del P haciéndolos biodisponibles para las plantas (Parham y col., 2002; Shen y col., 2011; Cerón y Aristizábal, 2012). El agua y la temperatura del suelo influyen positivamente en la disponibilidad del P orgánico (biomasa microbiana) (Picone y Zamuner, 2002). Estos tres factores (microorganismos, agua y temperatura) promueven el proceso de mineralización del fósforo (Cerón y Aristizábal, 2012), en el cual se obtiene como producto P biodisponible para las plantas.

Otra técnica ampliamente recomendada para sistemas intensivos es el pastoreo intensivo rotacional (Herrero y col., 1997; Koncz y col., 2017; Nieto y col., 2018; Florindo y col., 2018; Liang y col., 2020). En esta práctica el pastoreo, a pesar de ser intensivo, no erosiona ni sobreexplota los recursos de la región ya que los pastizales y plantas perennes secuestran C mientras que los cultivos anuales emiten (Mogensen y col., 2015; Liang y col., 2020). En ella se da un tiempo de descanso a los diferentes potreros para permitir que las plantas se recuperen después de haber sido pastoreadas. Con esta técnica lo que se consigue es que con las heces depositadas por los animales fertilicen la tierra (Steinfeld, Wassenaar y Jutzi, 2006).

Sin embargo, a pesar de ser estrategias que reducen sustancialmente las emisiones, de igual manera requieren mayor extensión en un mismo sitio. Es por eso que en zonas donde el suelo es altamente demandado por su escasez sería poco rentable y viable dichas estrategias. Por eso, ante los efectos negativos que trajo consigo la expansión de la ganadería (Mora y col., 2017), la intensificación ha sido una propuesta de mitigación de

algunos autores, por la reducción en la emisión de GEI por unidad de producto y la escasez de tierra para el pastoreo (Guinée y Heijungs, 2000; Bosire y col., 2016).

Estrategias de mitigación para producciones intensivas (Corrales de engorda)

Autores como Frank Mitlöhner proponen la intensificación de la ganadería como una solución al cambio climático. Mitlöhner propone la implementación de las biotecnologías para aumentar la productividad de los animales, siendo que reducen en tiempo de vida y mejoran la conversión alimenticia (Place y col., 2011; Mitloehner, 2017).

En general, los sistemas intensivos nos permiten proporcionar una dieta de mejor calidad basada mayormente en leguminosas y granos de manera que se logre disminuir la producción de CH₄ por la fermentación ruminal (Mitsumori y Sun, 2008; Place y col., 2011; Alemu y col., 2017; Gerssen-Gondelach y col., 2017). Es sabido que dietas altas en grano, a nivel ruminal, aumentan la producción de propionato, a diferencia de una dieta alta en fibra donde los principales productos son butirato, acetato y con ello CH₄ (Doreau y col., 2011). Aunque esta estrategia reduciría la producción de una de las principales fuentes de CH₄ por parte de la ganadería, la dependencia de monocultivos puede resultar contraproducente ya que las prácticas de siego y corte son fuentes de GEI (Koncz y col., 2017). Si bien la intensificación ha significado una erosión del suelo (Ridoutt y col., 2014) por la dependencia de monocultivos, existe la oportunidad de una transición a la rotación de cultivos. En ella, una combinación de leguminosas con gramíneas favorecería la fijación de N en el suelo (Mahecha, 2002) evitando su pérdida por lavado y erosión. Con esta práctica, la tierra tiene un mejor aprovechamiento y disponibilidad de los nutrientes, por lo que reduce su erosión (Baxter y col., 2017; Gerssen-Gondelach y col., 2017); además de reducir las emisiones de GEI por uso de fertilizantes (Liang y col., 2020).

En la producción intensiva el uso eficiente del agua es una práctica crucial (Pereira y col., 2020). En algunas producciones, en los bebederos se requieren de un sobre flujo para evitar el congelamiento, sin embargo, esta agua no es recirculada. Por ello se debe de integrar un sistema de recirculación de esta agua al sistema para evitar pérdidas innecesarias (Parker y col., 2001). También el correcto tratamiento de las aguas residuales debe ser una práctica para incluir en estos sistemas. Este manejo, además del agua tratada que puede ser utilizada en el cultivo de forrajes, los sedimentos de este proceso también pueden ser depositados en los mismos cultivos por su alto contenido de nutrientes, aprovechando así todos los desechos.

En lugares como la Península de Yucatán, la ganadería intensiva ha significado un problema al ambiente por un inadecuado manejo de excretas (Drucker y col., 2003). Si bien son una fuente de nutrientes para el suelo, en exceso pueden causar la contaminación de cuerpos de agua. La producción de NH₄, así como el CH₄ están relacionados positivamente con el aumento de temperatura (Chadwick y col., 2011; Pereira y col., 2012), por lo que se sugiere que en climas templados o cálidos la emisión de estos gases podría aumentar por efecto de

la temperatura ambiental. Para ello se recomienda que en lugares templados y cálidos esta debe de ser almacenada en un lugar fresco (Chai y col., 2014) y de ser posible, mezclarlo con paja o aserrín para disminuir la emisión de CH₄ cuando son heces secas (Chadwick y col., 2011; Pereira y col., 2012; Maeda y col., 2013; Im y col., 2020). Además de estar almacenado en un piso que no permita la filtración de nutrientes al suelo durante el almacenamiento para evitar la pérdida de compuestos como nitritos, nitratos y NH₃ que pueden contaminar cuerpos de agua.

Existen otras propuestas que deben ser analizadas a mayor detalle ya que tienen efectos colaterales negativos, como es que los animales sean llevados a rastro a una edad menor; sin embargo, para cumplir con la demanda del mercado habría que aumentar el número de cabezas por hectárea por lo que podría ser contraproducente (Casey y Holden, 2006). Además, se ha encontrado que la conversión alimenticia en toretes es mejor que en vaquillas, lo que podría resultar en una estrategia para disminuir las emisiones (Casey y Holden, 2006; Bonesmo y col., 2013; Mogensen y col., 2015), aunque es conocido ampliamente que los machos tienen menor aceptación en el mercado por sus deficientes características organolépticas con respecto a las hembras.

También se ha contemplado el consumo de ingredientes locales, solo que al hacer el balance del ciclo completo el aporte por ingrediente es mínimo, por lo que su aporte no se apreciaría de manera importante (Casey y Holden, 2006). Otra es la aplicación de bacterinas para disminuir la población de bacterias metanogénicas en el rumen y como resultado una menor producción de CH₄ por fermentación ruminal, sin embargo, con ello podría significar una restricción de la digestibilidad (Mitsumori y Sun, 2008).

CONCLUSIÓN

La reducción del impacto ambiental de la ganadería y la restauración de los ecosistemas erosionados es posible adoptando nuevas técnicas de manejo agrícola y ganadero (Mollison y Slay, 1997; Savory y Butterfield, 2016; Cusack y col., 2021). La ganadería proporciona nutrientes al suelo y tiene un efecto benéfico por acción de las pezuñas, además de promover la actividad y diversidad biológica de los microorganismos presentes en el suelo que son cruciales para la fertilidad. Entender la sustentabilidad desde una perspectiva donde se tome en cuenta las condiciones propias de cada región, permitirá una reducción del impacto de la ganadería en el ambiente, dando lugar al aprovechamiento de recursos, satisfaciendo los aspectos económicos, sociales y culturales de cada zona geográfica sin comprometer a las generaciones futuras.

REFERENCIAS

- AHUMADA, B., PELAYO, M. C., ARANO, A. (2012). Sustentabilidad ambiental, del concepto a la práctica: Una oportunidad para la implementación de la evaluación ambiental estratégica en México. *Gestión y Política Pública* 21(2): 291-332.

- ALEMU, A. W., JANZEN, H., LITTLE, S., HAO, X., THOMPSON, D. J., BARON, V., IWAASA, A., BEAUCHEMIN, K. A., KRÖBEL, R. (2017). Assessment of grazing management on farms greenhouse gas intensity of beef production systems in the Canadian prairies using life cycle assessment. *Agricultural Systems* 158: 1-13.
- ALEXANDER, P., BROWN, C., ARNETH, A., DIAS, C., FINNIGAN, J., MORAN, D., ROUNSEVELL, M. D. A. (2017). Could consumption of insects, cultured meat or imitation meat reduce global agricultural land use?. *Global Food Security* 15: 22-32.
- ARRIETA, E. M., CABROL, D. A., CUCHIETTI, A., GONZÁLEZ, A. D. (2020). Biomass consumption and environmental footprints of beef cattle production in Argentina. *Agricultural Systems* 185: 102944.
- BAI, M., FLESCH, T. K., MCGINN, S. M., CHEN, D. (2015). A snapshot of greenhouse gas emissions from a cattle feedlot. *Journal of Environmental Quality* 44(6): 1974-1978.
- BAXTER, L. L., WEST, C. P., SARTURI, J. O., BROWN, C. P., GREEN, P. E. (2017). Stocker beef production on low-water-input systems in response to legume inclusion: II water footprint. *Crop Science* 57(4) 2303-2312.
- BONESMO, H., BEAUCHEMIN, K. A., HARSTAD, O. M., SKJELVAG, A. O. (2013). Greenhouse gas emission intensities of grass silage-based dairy and beef production: A systems analysis of Norwegian farms. *Livestock Science* 152(2-3): 239-252.
- BOSIRE, C. K., KROL, M. S., MEKONNEN, M. M., OGUTU, J. O., DE LEEUW, J., LANNERSTAD, M., HOEKSTRA, A. Y. (2016). Meat and milk production scenarios and the associated land footprint in Kenya. *Agricultural Systems* 145: 64-75.
- BROOM, D. M. (2019). Land and water usage in beef production systems. *Animals* 9(6): 286.
- BURBANO, H. (2018). El carbono orgánico del suelo y su papel frente al cambio climático. *Revista de Ciencias Agrícolas* 34(1): 82-96.
- CABRERA, M. L. (2007). Mineralización y nitrificación procesos claves en el ciclo del nitrógeno. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 34: 1-9.
- CARDOSO, A. S., BERNDT, A., LEYTEM, A., ALVES, B. J. R., DE CARVALHO, I. N. O., SOARES, L. H. B., URQUIAGA, S., BODDEY, R. M. (2016). Impact of the intensification of beef production in Brazil on greenhouse gas emissions and land use. *Agricultural Systems* 143: 86-96.
- CASEY, J. W., HOLDEN, N. M. (2006). Quantification of GHG emissions from suckler-beef production in Ireland. *Agricultural Systems* 90: 79-98.
- CASTRO, M. I. (2002). Ácidos grasos omega 3: beneficios y fuentes. *Interciencia* 27(3): 128-136.
- CERÓN, L. A., ARISTIZÁBAL, F. A. (2012). Dinámica del ciclo del nitrógeno y fósforo en suelos. *Revista Colombiana de Biotecnología* 14(1): 285-295.
- CHADWICK, D., SOMMER, S., THORMAN, R., FANGUEIRO, D., CARDENAS, L., AMON, B., MISSELBROOK, T. (2011). Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology* 166: 514-531.
- CHAI, L., KRÖBEL, R., JANZEN, H. H., BEAUCHEMIN, K. A., MCGINN, S. M., BITTMAN, S., ATIA, A., EDEOGU, I., MACDONALD, D., DONG, R. (2014). A regional mass balance model based on total ammoniacal nitrogen for estimating ammonia emissions from beef cattle in Alberta Canada. *Atmospheric Environment* 92: 292-302.

- CONAGUA. Estadísticas del Agua en México, 2011. Agua en el Mundo. 2011. Disponible en: http://www.conagua.gob.mx/conagua07/contenido/documentos/sina/capitulo_8.pdf
- CUSACK, D. F., KAZANSKI, C. E., HEDGPETH, A., CHOW, K., CORDEIRO, A. L., KARPMAN, J., RYALS, R. (2021). Reducing climate impacts of beef production: A synthesis of life cycle assessments across management systems and global regions. *Global Change Biology* 27: 1721-1736.
- DOF [Diario Oficial de la Federación], ACUERDO por el que se aprueba el Programa Institucional del Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático 2020-2024. Publicado en el DOF: EL 14 de octubre de 2020
- DOREAU, M., VAN DER WERF, H. M. G., MICOL, D., DUBROEUCQ, H., AGABRIEL, J., ROCHETTE, Y., MARTIN, C. (2011). Enteric methane production and greenhouse gases balance of diets differing in concentrate in the fattening phase of a beef production system. *American Society of Animal Science* 89(8): 2518-2528.
- DRUCKER, A. G., ESCALANTE, R., GÓMEZ, V., MAGAÑA, S. (2003). La industria porcina en Yucatán: un análisis de la generación de aguas residuales. *Problemas del Desarrollo* 34(135): 10-12.
- ELFERINK, E. V., NONHEBEL, S. (2007). Variations in land requirements for meat production. *Journal of Cleaner Production* 15(18): 1778-1786.
- EVANS, S. D., GOODRICH, P. R., MUNTER, R. C., SMITH, R. E. (1977). Effects of solid and liquid beef manure and liquid hog manure on soil characteristics and on growth, yield, and composition of corn. *Journal of Environmental Quality* 6(4): 361-368.
- FAO. (2018). Soluciones ganaderas para el cambio climático. FAO (Editores). Roma: FAO Publishing, 1-8.
- FINKBEINER, M., INABA, A., TAN, R. B. H., CHRISTIANSEN, K., KLÜPPEL, H. J. (2006). The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11(2): 80-85.
- FLORINDO, T. J., FLORINDO, G. I. B. DE M., TALAMINI, E., DA COSTA, J. S., DE LÉIS, C. M., TANG, W. Z., SCHULTZ, G., KULAY, L., PINTO, A. T., RUVIARO, C. F. (2018). Application of the multiple criterio decisión-making (MCDM) approach in the identification of carbon footprint reduction actions in the Brazilian beef production chain. *Journal of Cleaner Production* 196: 1379-1389.
- FOLEY, P. A., CROSSON, P., LOVETT, D. K., BOLAND, T. M., O'MARA, F. P., KENNY, D. A. (2011). Whole-farm systems modelling of greenhouse gas emissions from pastoral suckler beef cow production systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 142(3-4): 222-230.
- GALLARDO, J. F., MERINO, A. (2007). El ciclo del carbono y la dinámica de los sistemas forestales Capítulo 2. España: Fundación Gas Natural. p. 43-64.
- GARCÍA, F. O. (1996). El ciclo del nitrógeno en ecosistemas agrícolas. Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Centro Regional Buenos Aires Sur, Estación Experimental Agropecuaria Balcarce, Boletín No. 140, 1-11.
- GERBENS-LEENES, P. W., MEKONNEN, M. M., HOEKSTRA, A. Y. (2013). The water footprint of poultry, pork and beef: A comparative study in different countries and production systems. *Water Resources and Industry* 1-2: 25-36.

- GERSSEN-GONDELACH, S. J., LAUWERIJSEN, R. B. G., HAVLÍK, P., HERRERO, M., VALIN, H., FAAIJ, A. P. C., WICKE, B. (2017). Intensification pathways for beef and dairy cattle production systems: impacts on GHG emissions, land occupation and land use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 240: 135-147.
- GÓMEZ, J. L. (2014). Del desarrollo sostenible a la sustentabilidad ambiental. *Revista Facultad de Ciencias Económicas: Investigación y Reflexión* 22(1): 115-136.
- GONZALEZ, C., BILENCA, D. (2020). Can we produce more beef without increasing its environmental impact? Argentina as a case study. *Perspectives in Ecology and Conservation* 18(1): 1-11.
- GUINÉE, J. B., HEIJUNGS, R. (2000). Life cycle assessment. *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*.
- GUO, J. H., LIU, X. J., ZHANG, Y., SHEN, J. L., HAN, W. X., ZHANG, W. F., CHRISTIE, P., GOULDING, K. W. T., VITOUSEK, P. M., ZHANG, F. S. (2010). Significant acidification in major Chinese croplands. *Science* 327(5968): 1008-1010.
- HARDING, G., COURTNEY, C., RUSSO, V. (2017). When geography matters. A location-adjusted blue water footprint of commercial beef in South Africa. *Journal of Cleaner Production* 151: 494-508.
- HAO, X., CHANG, C., LARNEY, F. J. (2004). Carbon, nitrogen balances and greenhouse gas emission during cattle feedlot manure composting. *Journal of Environmental Quality* 33(1): 37-44.
- HAUSCHILD, M. Z., HUIJBREGTS, M. A. L. (2015). *Life cycle impact assessment*. Londres: Springer, 339.
- HERRERO, M., FAWCETT, R. H., PÉREZ, E., DENT, J. B. (1997). The role of systems research in grazing management: applications to sustainable cattle production in Latin America. In *Systems Approaches for Agricultural Development* 1: 129-136.
- HOEKSTRA, A. Y., CHAPAGAIN, A. K., MEKONNEN, M. M., ALDAYA, M. M. (2011). *The water footprint assessment manual: Setting the global standard*. Routledge
- HOUGHTON, J. (2005). Global warming. *Reports on Progress in Physics* 68(6): 1343-1403.
- IBARRA, V. I. (2007). Hacia un comercio internacional con desarrollo sustentable. *Desafíos*, 16: 11-28.
- IKHOUSO, O. A., ADEGBEYE, M. J., ELGHANDOUR, M. M. Y., MELLADO, M., AL-DOBAIB, S. N., SALEM, A. Z. M. (2020). Climate change agricultura: the competition for limited resources amidst crop farmers-livestock herding conflict in Nigeria – a review. *Journal of Cleaner Production* 272: 123104.
- IM, S., PETERSEN, S. O., LEE, D., KIM, D. H. (2020). effects of storage temperature on CH₄ emissions from cattle manure and subsequent biogas production potential. *Waste Management* 101: 35-43.
- IPCC. (2021). International Panel on Climate Change. URL: <https://www.ipcc.ch/> .Fecha de acceso: 28/04/2021
- JARAMILLO, V. J. (2004). El ciclo global del carbono. *Cambio climático: una visión desde México* 77.
- JONES-LEPP, T. L. (2012). Emerging Contaminants in the Environment. *Comprehensive Environmental Mass Spectrometry*. ILM Publications 12: 287-307.

- KONCZ, P., PINTÉR, K., BALOGH, J., PAPP, M., HIDY, D., CSINTALAN, Z., MOLNÁR, E., SZANISZLÓ, A., KAMPFL, G., HORVÁTH, L., NAGY, Z. (2017). Extensive grazing in contrast to mowing is climate-friendly based on the farm-scale greenhouse gas balance. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 240: 121-134.
- LEGESSE, G., CORDEIRO, M. R. C., OMINSKI, K. H., BEAUCHEMIN, K. A., KROEBEL, R., MCGEOUGH, E. J., POGUE, S., & MCALLISTER, T. A. (2018). Water use intensity of Canadian beef production in 1981 as compared to 2011. *Science of the Total Environment* 619-620: 1030-1039.
- LENZEN, M., FORAN, B. (2001). An input-output analysis of Australian water usage. *Water Policy* 3(4): 321-340.
- LI, M., ZHOU, X., ZHANG, Q., & CHENG, X. (2014). consequences of afforestation for soil nitrogen dynamics in central China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 182: 40-46.
- LIANG, C., MACDONALD, J. D., DESJARDINS, R. L., MCCONKEY, B. G., BEAUCHEMIN, K. A., FLEMMING, C., CERKOWNIAK, D., BLONDEL, A. (2020). Beef cattle production impacts soil organic carbon storage. *Science of the Total Environment* 718: 137273.
- LONNIE, M., HOOKER, E., BRUNSTROM, J. M., CORFE, B. M., GREEN, M. A., WATSON, A. W., WILLIAMS, E. A., STEVENSON, E. J., PENSON, S., JOHNSTONE, A. M. (2018). Protein for life: review of optimal protein intake, sustainable dietary sources and the effect on appetite in ageing adults. *Nutrients* 10(3): 360.
- LÓPEZ, M. (2001). Degradación de suelos en Sonora: el problema de la erosión en los suelos de uso ganadero. *Región y Sociedad* 13(22): 73-97.
- LUCE, M. S., WHALEN, J. K., ZIADI, N., & ZEBARTH, B. J. (2011). Nitrogen dynamics and indices to predict soil nitrogen supply in humid temperate soils. *Advances in agronomy* 112: 55-102.
- MAEDA, K., HANAJIMA, D., MORIOKA, R., TOYODA, S., YOSHIDA, N., OSADA, T. (2013). Mitigation of greenhouse gas emission from the cattle manure composting process by use of a bulking agent. *Soil Science and Plant Nutrition* 59: 96-106.
- MAHECHA, L. (2002). El silvopastoreo: una alternativa de producción que disminuye el impacto ambiental de la ganadería bovina. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias* 15(2): 226-231.
- MCAFEE, A. J., MCSORLEY, E. M., CUSKELLY, G. J., MOSS, B. W., WALLACE, J. M. W., BONHAM, M. P., FEARON, A. M. (2010). Red meat consumption: an overview of the risks and benefits. *Meat Science* 84(1): 1-13.
- MCCLELLAND, S. C., ARNDT, C., GORDON, D. R., THOMA, G. (2018). Type and number of environmental impact categories used in livestock life cycle assessment: a systematic review. *Livestock Science*, 209: 39-45.
- MITLOEHNER, F. (2017). Livestock's contributions to climate change: Facts and fiction. *Render*, 46: 10-11.
- MITSUMORI, M., SUN, W. (2008). Control of rumen microbial fermentation for mitigating methane emissions from the rumen. *Asian-Australian Journal of Animal Sciences*, 21(1), 144-154.
- MOGENSEN, L., KRISTENSEN, T., NIELSEN, N. I., SPLETH, P., HENRIKSSON, M., SWENSSON, C., HESSLE, A., VESTERGAARD, M. (2015). Greenhouse gas emissions from beef production systems in Denmark and Sweden. *Livestock Science* 174: 126-143.
- MOLLISON, B., SLAY, R. M. (1997). *Permaculture: a designer's manual*. Tallahassee: Ten Speed Press.

- MORA, M. A., RÍOS, L., RÍOS, L., ALMARIO, J. L. (2017). Impacto de la actividad ganadera sobre el suelo en Colombia. *Ingeniería y Región* 17: 1-12.
- MORELLI, J. (2011). Environmental sustainability: A definition for environmental professionals. *Journal of Environmental Sustainability* 1(1): 1-8.
- MORÓN, A. (1994). Fósforo: disponibilidad y dinámica en el suelo. *Manejo y fertilidad de suelos*: 27-31.
- MURPHY, B., CROSSON, P., KELLY, A. K., PRENDIVILLE, R. (2017). An economic and greenhouse gas emissions evaluation of pasture-based dairy calf-to-beef production system. *Agricultural Systems* 154: 124-132.
- MURPHY, E., CURRAN, T. P., HOLDEN, N. M., O'BRIEN, D., & UPTON, J. (2018). Water footprint of pasture based farms; beef and sheep. *Animal* 12(5): 1068-1076.
- NGUYEN, T. L. T., HERMANSEN, J. E., MOGENSEN, L. (2010). Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *Journal of Cleaner Production* 18(8): 756-766.
- NIETO, M. I., BARRANTES, O., PRIVITELLO, L., REINÉ, R. (2018). Greenhouse gas emissions from beef grazing systems in semi-arid rangelands of central Argentina. *Sustainability* 10(11): 4228.
- OCDE (2018), "Carne", in OCDE-FAO Perspectivas Agrícolas 2017-2026, OCDE Publishing, Paris, https://doi.org/10.1787/agr_outlook-2017-10-es
- OWEN, J. J., SILVER, W. L. (2014). Greenhouse gas emissions from dairy manure management: a review of field-based studies. *Global Change Biology* 21(2): 550-565.
- OWENS, J. W. (1996). LCA impact assessment categories. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 1(3): 151-158.
- PACHECO, J., PAT, R., & CABRERA, A. (2002). Análisis del ciclo del nitrógeno en el medio ambiente con relación al agua subterránea y su efecto en los seres vivos. *Ingeniería*, 6(3), 73-81.
- PALHARES, J. C. P., MORELLI, M., & COSTA JUNIOR, C. (2017). Impact of roughage-concentrate ratio on the water footprints of beef feedlots. *Agricultural Systems* 155: 126-135.
- PARHAM, J. A., DENG, S. P., RAUN, W. R., JOHNSON, G. V. (2002). Long-term cattle manure application in soil. I. Effect on soil phosphorus levels, microbial biomass C, and dehydrogenase and phosphatase activities. *Biology and Fertility of Soils* 35(5): 328-337.
- PARKER, D. B., PERINO, L. J., AUVERMANN, B. W., & SWEETEN, J. M. (2001). Water use and conservation at Texas high plains beef cattle feedyards. *Applied Engineering in Agriculture* 16(1): 77-82.
- PEREIRA, J., MISSELBROOK, T. H., CHADWICK, D. R., COUTINHO, J., & TRINDADE, H. (2012). Effects of temperature and dairy cattle excreta characteristics on potential ammonia and greenhouse gas emissions from housing: A laboratory study. *Biosystems Engineering* 112(2): 138-150.
- PEREIRA, C. H., PATINO, H. O., HOSHIDE, A. K., ABREU, D. C., ROTZ, C. A., NABINGER, C. (2018). Grazing supplementation and crop diversification benefits for southern Brazil beef: A case study. *Agricultural Systems* 162: 1-9.
- PEREIRA, G. M., EGITO, A. A., GOMES, R. C., RIBAS, M. N., TORRES JUNIOR, R. A. A., FERNANDES, J. J. A., & MENEZES, G. R. O. (2020). Water requirements of beef production can be reduced by genetic selection. *Animal* 15(3): 100142.

- PÉREZ, M., GARCÍA, F., HILL, M., CLÉRICI, C. (2010). La erosión de los suelos en sistemas agrícolas. Capítulo 3 En Intensificación agrícola: oportunidades y amenazas para un país productivo y natural. F. García, O. Ernst, P. Arbeletche, M. Pérez, C. Pritsh, A. Ferenczi, M. Rivas (Editores). Montevideo: Colección Art. 2. 67-88.
- PETERS, G. M., WIEDEMANN, S. G., ROWLEY, H. V., & TUCKER, R. W. (2010). Accounting for water use in Australia red meat production. *International Journal of Life Cycle Assessment* 15(3): 311-320.
- PFISTER, S., KOEHLER, A., & HELLWEG, S. (2009). Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environmental Science & Technology* 43(11): 4098-4104.
- PHETTEPLACE, H. W., JOHSON, D. E., SEIDL, A. F. (2001). Greenhouse gas emissions from simulated beef and dairy livestock systems in the United States. *Nutrient Cycling in Agrosystems* 60(1): 99-102.
- PICONE, L. I., ZAMUNER, E. (2002). Fósforo orgánico y fertilidad fosfórica. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur*: 16: 11-15.
- PLACE, S. E., STACKHOUSE, K. R., WANG, Q., MITLOEHNER, F. M. (2011). Mitigation of greenhouse gas emissions from US beef and dairy production systems. In *Understanding Greenhouse Gas Emissions from Agricultural Management*, 443-457.
- POLLACK, H. N., HUANG, S., SHEN, P. Y. (1998). Climate change record in subsurface temperatures: a global perspective. *Science* 282(5387): 279-281.
- REBITZER, G., EKVALL, T., FRISCHKNECHT, R., HUNKELER, D., NORRIS, G., RYDBERG, T., SCHMIDT, W. P., SUH, S., WEIDEMA, B. P., PENNINGTON, D. W. (2004). Life cycle assessment part 1: framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International* 30(5): 701-720.
- RIDOUTT, B. G., SANGUANSRI, P., HARPER, G. S. (2011). Comparing carbon and water footprints for beef cattle production in Southern Australia. *Sustainability* 3(12): 2443-2455.
- RIDOUTT, B. G., SANGUANSRI, P., FREER, M., HARPER, G. S. (2012). Water footprint of livestock: comparison of six geographically defined beef production systems. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 17(2): 165-175.
- RIDOUTT, B. G., PAGE, G., OPIE, K., HUANG, J., BELLOTTI, W. (2014). Carbon, water and land use footprints of beef cattle production systems in Southern Australia. *Journal of Cleaner Production* 73: 24-30.
- RIVERA, A. (2014). Evaluación del impacto ambiental de la cadena de producción de carne de res en el estado de Veracruz, mediante el análisis de ciclo de vida. Tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, México. Disponible en: URL: https://tesiunam.dgb.unam.mx/F?func=find-b-0&local_base=TES01 [Fecha de acceso: 20/05/2021].
- 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. *Journal of Food Engineering* 90(1): 1-10.
- SAVORY, A., BUTTERFIELD, J. (2016). *Holistic Management: a commonsense revolution to restore our environment*. Washington: Island Press.

- SCANES, C. G. (2018). Impact of agricultural animals on the environment. Capítulo 18 En: *Animals and Human Society*. C. Scanes, A. Toukhsati (Editores). Academic Press, 427-449.
- SHARPLEY, A. N., SMITH, S. J. (1995). Nitrogen and phosphorus forms in soils receiving manure. *Soil Science* 159(4): 253-258.
- SHEN, J. YUAN, L., ZHANG, J., LI, H., BAI, Z., CHEN, X., ZHANG, W., & ZHANG, F. (2011). Phosphorus dynamics: from soil to plant. *Plant Physiology* 156(3): 997-1005.
- SIAVOSH, S., RIVERA, J. M., GÓMEZ, M. E. (2000). Impactos de sistemas de ganadería sobre las características físicas químicas y biológicas de suelos en los Andes de Colombia. *Agroforestía para la Producción Animal en Latinoamérica* 77-95.
- SOMMER, S. G., PETERSEN, S. O., & SOGAARD, H. T. (2000). Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *Journal of Environmental Quality* 29(3): 744-751.
- SOUZA, R. G, ROSENHEAD, J., SALHOFER, S. P., VALLE, R. A. B., LINS, M. P. E. (2015). Definition of sustainability impact categories based on stakeholder perspectives. *Journal of Cleaner Production* 105: 41-51.
- STEINFELD, H., WASSENAAR, T., JUTZI, S. (2006). Livestock production systems in developing countries: status, drivers, trends. *Scientific and Technical Review of the Office International des Epizooties* 25(2): 505-516.
- TEMME, E. H. M., VAN DER VOET, H., THISSEN, J. T. N. M., VERKAIK-KLOOSTERMAN, J., VAN DONKERSGOED, G., NONHEBEL, S. (2013). Replacement of meat and dairy by plant-derived foods: estimated effect on land use, iron and SFA intakes in young Dutch adult females. *Public Health Nutrition* 16(10): 1900-1907.
- UNION OF CONCERNED SCIENTISTS. Las emisiones de dióxido de carbono por país ¿Cuáles son los países más contaminantes de CO₂?. Disponible en: <https://es.ucsusa.org/recursos/emisiones-de-co2-por-pais>
- UNITED NATIONS TREATY COLLECTION. Disponible en: https://treaties.un.org/Pages/ViewDetails.aspx?src=TREATY&mtdsg_no=XXVII-7-d&chapter=27&clang=_en. Fecha de acceso: 20/05/2021
- USLA, H. (2021). Buscan modernizar e incrementar la competitividad del sector cárnico en México. *El Financiero*. URL: <https://www.elfinanciero.com.mx/economia/2021/04/11/buscan-modernizar-e-incrementar-la-competitividad-del-sector-carnico-en-mexico/>
- VARGAS, I. É., VÁZQUEZ, M. P., RODRÍGUEZ, E. D. L. S., DEL ÁNGEL, M. Á. V., OSORIO, J. A. C. (2019). Huella ecológica, huella hídrica y voracidad de la ganadería bovina industrial vs sistemas agroecológicos en América Latina. *Global Forest Coalition*.
- VÁZQUEZ, R., BUENFIL, M. O. (2012). Huella hídrica de América Latina: retos y oportunidades. *Aqua-LAC* 4(1) 41-48.
- VERGÉ, X. P. C., DYER, J. A., DESJARDINS, R. L., WORTH, D. (2008). Greenhouse gas emissions from the Canadian beef industry. *Agricultural Systems* 98(2): 126-134.
- WYNESS, L. (2016). The role of red meat in the diet: nutrition and health benefits. In *Proceedings of the Nutrition Society*, 75(3): 227-232.

- ZHONG, W., GU, T., WANG, W., ZHANG, B., LIN, X., HUANG, Q., & SHEN, W. (2010). The effects of mineral fertilizer and organic manure on soil microbial community and diversity. *Plant Soil* 326(1): 511-522.
- ZHUANG, M., GONGBUZEREN, LI, W. (2017). Greenhouse gas emission of pastoralism is lower than combined extensive/intensive livestock husbandry: A case study on the Qinghai-Tibet Plateau of China. *Journal of Cleaner Production*, 147: 514-522.

Indizada o indexada en

 REDIB | Red Iberoamericana
de Innovación y Conocimiento Científico

 latindex

 Dialnet

 AGRIS

 EBSCO

 OAJI
.net Open Academic
Journals Index

 CiteFactor
Academic Scientific Journals

 DOAJ

 Google Académico