



BANCO INTERAMERICANO DE DESARROLLO

**Oficina de Alianzas Estratégicas (*ORP/GCM*) y la
Secretaría Técnica Administrativa del Fondo Regional de Tecnología Agropecuaria
(FONTAGRO)**

**Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM). Proyecto:
“Mecanismos de Transferencia de Tecnología y Redes Climáticas en América Latina y el
Caribe (ALC)”**

Componente 2.

“Mecanismos piloto de transferencia de tecnología”.

Actividad 2.1

La plataforma latinoamericana y del caribe para la intensificación sostenible de la producción ganadera: Una estrategia regional para la adaptación y mitigación del cambio climático.

Producto 1

Estado del arte de la investigación e innovación para la intensificación sostenible de los sistemas ganaderos y de la adaptación / mitigación ante el cambio climático en América Latina y el Caribe.

Noviembre 20, 2018

Unidad de Ganadería Ambiental

-GAMMA-

Preparado por Danilo Pezo PhD.

Costa Rica, septiembre 2018

Ministry for Primary Industries
Manatū Ahu Matua



TABLA DE CONTENIDO

4	Resumen ejecutivo	6
5	Executive summary	9
1	Dinámica de la población humana y animal, y sus efectos en el uso de los recursos naturales	12
1.1	La “Revolución Ganadera”	12
1.2	Los cambios en el uso de la tierra	13
1.3	La degradación de pasturas	15
2	Los sistemas tradicionales de manejo ganadero y sus impactos sobre el ambiente	17
2.1	El recurso suelo.....	17
2.2	El recurso hídrico.....	17
2.3	La biodiversidad	18
2.4	La emisión de gases de efecto invernadero (GEI).....	18
3	El cambio climático y la producción ganadera en América Latina.....	20
3.1	Tendencias y proyecciones de cambio climático en la región	20
3.2	Efectos directos e indirectos del cambio climático sobre la producción ganadera.....	20
4	¿Cómo evaluar las emisiones y captura de gases de efecto invernadero en sistemas ganaderos?..	23
4.1	Métricas en la evaluación de las emisiones de GEI.....	23
4.2	Metodologías utilizadas para la evaluación de emisiones en laboratorio y campo	24
4.3	El modelaje como herramienta para la toma de decisiones	27
4.4	El análisis de ciclo de vida (ACV).....	28
5	Innovaciones tecnológicas para la intensificación de sistemas ganaderos, su adaptación al cambio climático y la mitigación de la emisión de GEI.....	29
5.1	Manejo del recurso suelo en sistemas ganaderos	29
5.2	Rehabilitación de pasturas degradadas.....	30
5.3	Manejo racional intensivo de las pasturas	32
5.4	Implementación de opciones silvopastoriles	33
5.5	Manipulación de la fermentación ruminal para reducir emisiones de GEI de origen entérico	34
5.5.1	Manejo de los componentes de la dieta	34
5.5.2	Rol de los metabolitos secundarios	36
5.5.3	Utilización de enzimas exógenas.....	38
5.5.4	Uso de levaduras	39
5.5.5	Uso de ionóforos	40
5.5.6	Uso de otros aditivos en la dieta.....	40
5.5.7	Vacunación e inoculación	41
5.6	Selección genética para reducir las emisiones de metano entérico	42

5.7	Alimentación en períodos críticos	43
5.7.1	Uso de residuos de cultivo.....	43
5.7.2	Uso de forrajes conservados	44
5.8	Selección y utilización de genotipos animales adaptados.....	44
5.9	Aprovechamiento racional del recurso hídrico	45
5.10	Manejo integral de excretas y otros residuos.....	47
5.11	Uso de fertilizantes inorgánicos	52
5.12	Manejo animal y de salud del hato	54
6	Intervenciones institucionales y de políticas para la intensificación sostenible de una ganadería baja en emisiones	56
7	Los vacíos de información y los retos para la intensificación sostenible de la producción ganadera en LAC.....	57
8	Literatura citada	59

Índice de Cuadros

Cuadro 1. Impacto de la degradación de pasturas sobre la carga animal, la producción de leche por vaca y por hectárea, y el ingreso por hectárea (Adaptado de (Betancourt <i>et al.</i> 2007)).....	16
Cuadro 2. Efectos del cambio de una pastura naturalizada (Pasto ratana) a una mejorada (Pasto Caimán) manejada en pastoreo rotacional intensivo (PRI) sobre la densidad aparente del suelo, materia orgánica y carbono orgánico en el suelo, y la carga animal en el trópico húmedo de Costa Rica (Abarca et al, datos no publicados)	33
Cuadro 3. Algunas especies herbáceas y leñosas perennes de uso forrajero de zonas templadas y tropicales en las que se han detectado contenidos de taninos y saponinas.....	38
Cuadro 4. Efecto relativo de los ionóforos (como % del control) en animales en crecimiento alimentados en confinamiento (Nicodemo 2001).....	40
Cuadro 5. Contribución potencial de algunas innovaciones a la adaptación y mitigación del cambio climático en sistemas ganaderos y su potencial de aplicación en sistemas de agricultura familiar	55

Índice de Figuras

Figura 1. Cambios de uso de la tierra en LAC entre los años 1770 y 2005 (Basado en datos presentados por UI-UC/ATMO, 2018).....	13
Figura 2 Distribución de las áreas críticas de deforestación y reforestación en los principales biomas en LAC, entre el 2001 y el 2010 (Aide et al. 2013)	15
Figura 3. Emisión de metano y óxido nitroso por los sistemas de producción agropecuaria en América Central, para el período 1990 - 2000 (Pezo <i>et al.</i> 2012a).....	19
Figura 4 Cambios relativos en las áreas potencialmente aptas para el crecimiento de forrajeras de zona templada y tropical, en función de cambios moderados (RCP 4,5) y extremos (RCP 8,5) en el clima entre el presente y el año 2050.....	21
Figura 5. Cambios en la distribución potencial de las áreas aptas para ryegrass (<i>Lolium perenne</i>) en América Latina y el Caribe, entre el presente y el año 2050, en función de dos escenarios de cambio climático (RCP 4,5 y 8,5).	22
Figura 6. Emisiones de GEI (TM de CO _{2equiv}) a nivel global, en función de especies animales (Gerber <i>at al.</i> 2013c).....	24
Figura 7. Intensidad de emisiones de GEI (kg de CO _{2equiv} por kg de proteína) para diferentes rubros de origen animal (Gerber <i>at al.</i> 2013c).....	24
Figura 8. Diagrama de una cámara respiratoria de circuito abierto para analizar gases (Storm et al, 2012).	25
Figura 9. Ilustración del uso de la técnica de marcador SF ₆ bajo condiciones de pastoreo (Storm et al, 2012).	26
Figura 10. Diseño de una cámara de muestro de GEI en el suelo (Saldaña-Munive <i>et al.</i> 2014).....	27
Figura 11. Diagrama conceptual de los componentes, almacenes y flujos de C y N en un sistema ganadero que incluye pastoreo (Del Prado et al 2013)	28
Figura 12. Límites del sistema para el ACV en el sector lechero (Gerber <i>et al.</i> 2011).....	29
Figura 13. Oportunidades para mitigar el óxido nitroso de las excretas del ganado (Adaptado de: Montes <i>et al.</i> 2013).....	50
Figura 14. Sistema de gestión de excretas sólidas y líquidas con inclusión de un biodigestor (Fuente: Lombo <i>et al.</i> 2015)	52

Estado del arte de la investigación e innovación para la intensificación sostenible de los sistemas ganaderos y de la adaptación / mitigación ante el cambio climático en América Latina y el Caribe.

4 RESUMEN EJECUTIVO

En los últimos 50 años la demanda por proteínas de origen animal en Latinoamérica y el Caribe (LAC) se ha incrementado como consecuencia del crecimiento de la población, la mejora en el nivel de ingreso per cápita y la movilización de parte de la población rural a las ciudades, y se sabe que estos dos últimos factores inciden en el incremento del consumo per cápita de leche, carne y otros alimentos de origen pecuario (Delgado *et al.* 1999). Adicionalmente, LAC es un exportador neto de productos pecuarios, y el crecimiento económico especialmente en los países emergentes (p.e. China, Rusia) ha tenido impacto en el incremento de las exportaciones a esos mercados. En el caso de la carne, LAC aporta un 30% de la demanda global, con los países suramericanos (p.e. Brasil, Argentina, Uruguay, Paraguay y Colombia) contribuyendo un 80%, y el 20% restante proviene de México y Centroamérica. Las exportaciones intrarregionales de carne son también importantes, en algunos casos de manera ilegal a través de puntos ciegos en las fronteras, con los consiguientes riesgos sanitarios. En el caso de la leche, Mesoamérica y el Caribe, todos los países con excepción de Costa Rica, son importadores netos de leche, mientras que Suramérica pasó de importador neto en 1993 a exportador neto en el 2013, siendo Argentina y Uruguay los principales exportadores.

Para responder a esos incrementos en demanda, en la mayoría de los casos ha primado la expansión de las áreas dedicadas a pasturas, generalmente a expensas del bosque, pues los incrementos en eficiencia productiva (i.e., kg de producto por animal) y en la capacidad de soporte de las pasturas (i.e., cabezas por hectárea) han sido limitados. Es más, en muchos casos estos se han visto fuertemente limitados por la degradación de las pasturas, como resultado de decisiones inadecuadas en el manejo. En otros casos la expansión de la ganadería a nuevas áreas ha sido el resultado del desplazamiento de esta por otras actividades agrícolas, como es el caso de la producción de soya y de palma aceitera en varios países de Suramérica y algunos de Mesoamérica. En consecuencia, hay urgencia para la intensificación de los sistemas ganaderos en LAC, pero al mismo tiempo reconociendo la necesidad de atenuar y mitigar los impactos del cambio climático.

Para que los sistemas de producción de rumiantes sean competitivos, es necesario rehabilitar las áreas con pasturas degradadas que tienen potencial para el uso ganadero intensivo, liberando aquellas que tienen mayor vocación para otros propósitos, como es la conservación y la producción de servicios ecosistémicos. En las áreas rehabilitadas, debe mejorarse el manejo y la eficiencia de uso intensivo de los recursos productivos (i.e., suelos, agua, animales, pastos, leñosas y cultivos) para incrementar la productividad de los sistemas pastoriles, mixtos (cultivos-animales) o silvopastoriles, pero al mismo tiempo mejorando la resiliencia al cambio climático, aumentando la captura de carbono y reduciendo las emisiones de GEI.

No hay una sola intervención que pueda conducir a la intensificación sostenible de la ganadería en el contexto del cambio climático; por el contrario, siempre hay que buscar sinergias entre diversas intervenciones, las cuales pueden ser de tipo normativo-institucional o tecnológico. Algunas de las intervenciones tienen aplicabilidad amplia, mientras otras sólo funcionarán en ciertos sistemas y bajo condiciones determinadas.

Hay muchos desafíos de orden institucional para lograr la intensificación sostenible de los sistemas ganaderos bajos en emisiones en LAC, entre los que destacan:

- Fortalecer la temática de ganadería climáticamente-inteligente, los enfoques holísticos y el trabajo interdisciplinario al interior de las instituciones responsables de la educación e innovación tecnológica (investigación y transferencia de tecnología);

- Identificar las opciones de intensificación climáticamente inteligente que se adaptan mejor a las condiciones agroecológicas y las características de cada estrato de productores y de los sistemas de producción prevalentes;
- Desarrollar incentivos económicos y normativos, así como líneas de crédito específicas que contribuyan a promover la intensificación sostenible y la adaptación/mitigación del cambio climático en sistemas ganaderos.

Las intervenciones para la intensificación sostenible de la ganadería dentro del contexto del cambio climático pueden ser a nivel de las unidades de producción, de territorios, o de los diferentes nodos de las cadenas productivas. Entre las intervenciones a nivel de finca y de otros nodos de la cadena productiva se pueden mencionar:

- Prevención de pérdidas de suelo por erosión utilizando estrategias de agricultura de conservación, en el establecimiento de pasturas y en el manejo de pastos de corte.
- Utilización de genotipos de pastos y otros cultivos forrajeros adaptados a las restricciones bióticas y abióticas en cada finca particular.
- Manejo racional intensivo de las áreas de pastoreo para asegurar el uso eficiente del recurso forrajero y la persistencia de las pasturas, y así reducir la dependencia de insumos externos.
- Implementación de opciones silvopastoriles que se adapten a las condiciones de finca, tanto para mejorar la productividad animal a través de mejoras en la dieta o previniendo el estrés calórico. Adicionalmente, como alternativa para diversificar y mejorar el ingreso, reducir las emisiones de GEI incrementando la captura de carbono, así como la generación de otros servicios ecosistémicos en las empresas ganaderas.
- Mejora en el manejo y utilización de los recursos alimenticios disponibles como complemento del pasto, en especial durante los períodos críticos.
- Selección y utilización de genotipos animales adaptados a las condiciones agroecológicas y de manejo prevalentes en las unidades de explotación.
- Monitoreo de enfermedades emergentes y manejo de la salud del hato
- Mejoras en infraestructura productiva que contribuyan a mejorar el bienestar de los animales, faciliten el manejo y aseguren la higiene del proceso de producción y la inocuidad de los productos animales.
- Aprovechamiento racional del recurso hídrico, lo que en muchos casos puede incluir la cosecha de agua.
- Manejo integral de excretas y otros residuos, para incrementar el reciclaje de nutrientes, mejorar la eficiencia de estos procesos, y reducir los impactos de la contaminación especialmente en los sistemas más intensivos. Además, estas estrategias pueden ayudar a reducir la dependencia de insumos externos y de energía fósil.
- Decisiones sobre el manejo del hato para incrementar la eficiencia productiva

Entre las de aplicación a nivel territorial se citan:

- Reducción de las tasas de deforestación y el incremento de la cobertura arbórea a través de planes de reforestación o de promoción de la regeneración natural en áreas que dejan el uso agrícola.
- Rehabilitación de pasturas degradadas en áreas con potencial para la producción intensiva y cambio de uso en aquellas que no muestran un potencial adecuado.
- Protección de suelos en zonas vulnerables, como son los terrenos de pendiente con riesgos de deslizamientos.
- Diseño y promoción de políticas e incentivos financieros y de mercado que contribuyan a la intensificación sostenible de la producción ganadera.

- Reforzamiento de los sistemas de investigación y extensión pecuaria con miras al desarrollo y puesta en marcha de innovaciones que contribuyan a incrementar la productividad en forma sostenible, a mejorar la resiliencia al cambio climático y a reducir las emisiones de GEI.
- Mejora en los sistemas de información (climáticos, de mercados, etc.) y de previsión de riesgos.
- Empoderamiento de los actores a través de acciones colectivas para la experimentación y el aprendizaje participativo, así como para mejorar el acceso a mercados.

Detalles de cada una de las intervenciones propuestas, las limitaciones para su implementación y los posibles beneficios de su aplicación se discuten en el documento.

Algunas áreas donde se requiere mayor investigación/difusión con relación a las emisiones de GEI son:

- La generación y uso de metodologías prácticas para la estimación de las emisiones potenciales de GEI por métodos in vitro y mediciones directas en campo, así como la captura de carbono en el suelo, la biomasa radicular y aérea.
- La evaluación de especies forrajeras locales que contienen compuestos bioactivos (p.e., polifenoles, saponinas) y provocan cambios en el ecosistema ruminal, contribuyen a reducir la actividad metanogénica y la degradación de la proteína dietética, o que ayudan a incrementar el uso del amonio liberado en la fermentación de alimentos.
- La identificación y el manejo de recursos alimenticios de diferente calidad nutritiva para mejorar la digestibilidad de la dieta, y por ende reducir las emisiones de CH₄.
- El uso de genotipos animales adaptados y que muestren potencial para reducir la intensidad de emisiones de GEI.
- El manejo de las excretas para reducir las emisiones de GEI (en especial N₂O), incluyendo el uso de inhibidores de ureasa, digestores anaeróbicos, la frecuencia y oportunidad de distribución de purines.
- La evaluación del impacto sobre el suelo de las aplicaciones continuas de estiércol y cuantificación del impacto económico de los efectos de la polución existente y sus medidas de mitigación, especialmente en las unidades de producción intensiva.
- El desarrollo y adaptación de modelos para los Análisis de Ciclo de Vida de las emisiones de GHI, bajo diferentes opciones de producción y niveles de intensificación, y bajo diferentes condiciones agroecológicas.

5 EXECUTIVE SUMMARY

In the last 50 years, the demand for proteins of animal origin in Latin America and the Caribbean has increased in response to population growth, improvement in per capita income and the growth of the urban population. It is known that the last two factors result in increases on the per capita consumption of milk, meat and other sources of animal proteins. In addition, LAC is a net exporter of animal products, and the economic growth in the emergent countries (i.e., China, Russia) has resulted in increased exports to those countries. In the case of beef, LAC contributes with 30% to the global demand, with South America countries such as Brazil, Argentina, Uruguay, Paraguay and Colombia contributing 80% of total exports, whereas the rest comes from Mexico and Central America. Intra-regional beef exports are also important, and in some cases, there is illegal trading with the associated health risks. In the case of milk, Central America, Mexico and the Caribbean countries are net importers, whereas South America became net exporter in 2013, being Argentina and Uruguay the main milk exporters in the region.

As increases in productive efficiency (i.e., production per animal) and pastures' carrying capacity (i.e., animals per hectare) in most LAC countries were very limited, pasturelands expanded into mostly forested areas, to respond to the growth in beef and milk demand. Moreover, productivity has been strongly limited by pasture degradation and poor grassland management. In some South American countries and Central America, livestock production was displaced by crops such as soybean and oil palm. Consequently, there is a need for the intensification of livestock production in LAC but considering the need for interventions that could contribute to climate change mitigation and adaptation.

The rehabilitation of degraded pastures in areas with potential for intensive livestock production is a must before implementing competitive ruminant systems or releasing areas adequate to other uses such as conservation and production of ecosystem services. In rehabilitated areas covered by pastures, management need to be improved aiming at a more intensive and sustainable use of resources (i.e., soil, water, animal, pastures, annual crops and woody perennials) to enhance productivity in pastoral, mixed (crop-livestock) and silvopastoral systems. At the same time there is a need to improve resilience to climate change, reduce GHG emissions and increase carbon stocks.

There is no a single innovation capable to achieve sustainable intensification in the context of climate change when applied alone; by the contrary, there is a need for finding synergies between several interventions, which could be either technological, institutional or regulatory. Some interventions might be widely applicable, whereas others will be specific to certain livestock systems and conditions.

There are also a number of institutional challenges to achieve the sustainable intensification of low-C emission livestock systems in LAC, such as:

- The need to strengthen climate-smart livestock production approaches promoting holistic and inter-disciplinary work within education and technology innovation (research and technology transfer institutions).
- The need to identify climate-smart intensification options that fit agroecological conditions and farmers and farming typologies prevalent in LAC.
- The opportunity to design economic and regulatory incentives, as well as specific credit lines for promoting the sustainable intensification and climate change adaptation/mitigation of the prevalent livestock systems in LAC.

Proposed interventions for sustainable intensification of livestock production in the context of climate change could be applicable at the farm level, at a given territory (i.e., watershed), or at any link or node in the value chains. Among those interventions applicable at the farm level or other nodes of the value chains, the following are probably the most relevant:

- To prevent soil erosion using agricultural conservation strategies in pasture establishment and management, either under grazing or cut and carry systems.
- To use pasture and forage crops genotypes adapted to the prevalent biotic and abiotic constraints in a given agroecology.
- To apply rational intensive grazing systems leading to the efficient use of forage resources and reducing dependence on external inputs.
- To implement silvopastoral options better adapted to farm conditions aimed at enhancing animal productivity by improving diet quality and reducing animal heat stress. In addition, diversify and improve income, reduce GHG emissions increasing carbon sinks and generating other ecosystem services.
- To improve the management and utilization of other feed resources that are complementary to pastures, especially in critical periods of forage scarcity.
- To select and utilize animal breeds or crosses adapted to prevalent agroecological and management conditions.
- To monitor emergent diseases related to climate change, and to establish a preventive herd health program.
- To improve the productive infrastructure needed for proper animal management, and welfare, as well as assuring hygiene and food safety of animal products.
- To facilitate the rational utilization of water, including harvesting techniques.
- To promote the integrated management of animal excreta and other residues to increase and enhance the efficiency of nutrient cycling and reduce pollution. These interventions could also help to reduce dependence on external inputs and fossil energy in livestock farms.
- To implement herd management decisions for enhancing animal productivity.

Among territorial interventions, the following could be considered:

- To control deforestation rates and enhance forest cover through reforestation with planted species or natural tree regeneration in agricultural areas.
- To rehabilitate degraded pastures in those areas with potential for intensive livestock production, and to change land use in those not appropriate for intensification.
- To protect soils in vulnerable areas, such as in steep slopes prone to landslides.
- To design and promote financial and market incentives that contribute to the adoption of innovations leading to sustainable intensification of livestock production.
- To strengthen innovation geared to intensive livestock production systems less vulnerable to climate change and capable to reduce GHG emissions.
- To improve climate, market and risk management information systems.
- To empower value chain actors through collective actions and better access to knowledge and markets.

Later in this report, details related to each one of the proposed interventions are presented, including potential limitations for and benefits of their application.

Some areas that need further research and extension efforts, particularly in relation to GHG emissions are:

- To develop and make available the use of practical methodologies for the estimation of GHG emissions using either in vitro or field techniques, as well as carbon sequestration in soils, roots and aerial biomass.
- To evaluate local forage species containing bioactive compounds (i.e., phenolic compounds, saponins) that affects the rumen ecosystem and could reduce the methanogenic activity and dietary protein degradation or help to improve the use of ammonia released during feed fermentation in the rumen.

- To promote the management of feed resources differing in nutritive value for improving fiber digestibility, reducing methane emissions.
- To evaluate the use of adapted animal breeds and their impact in reducing methane emissions intensity.
- To promote excreta management interventions aimed at reducing GHG emissions (especially nitrous oxide), including the use of urease inhibitors, anaerobic digestors, as well as the proper use and distribution of purines.
- To assess the impact of continuous excreta applications in the soil, and the economic impact of pollution and mitigation measures, especially in industrial livestock systems.
- To develop/adapt simulation models for life cycle analysis of GHG emissions under different production and intensification options and different agroecological conditions.

1 DINÁMICA DE LA POBLACIÓN HUMANA Y ANIMAL, Y SUS EFECTOS EN EL USO DE LOS RECURSOS NATURALES

1.1 LA “REVOLUCIÓN GANADERA”

A finales de la década de los 90s, se acuñó el término “Revolución Ganadera” para referirse al incremento continuo en la demanda de alimentos de origen pecuario como consecuencia del crecimiento de la población, la mejora en el nivel de ingreso per cápita y la movilización de parte de la población rural a las ciudades. Se sabe que estos dos últimos factores inciden sobre el aumento en el consumo per cápita de proteínas de origen animal (Delgado *et al.* 1999; Delgado 2003).

Los datos de los últimos 50 años evidencian que la demanda por proteínas de origen animal ha aumentado significativamente en la mayoría de países en desarrollo (van Zanten *et al.* 2016; Godfray *et al.* 2018; Van Zanten 2018), y Latino América y el Caribe (LAC) no han sido la excepción. De hecho en ese período, la población humana se incrementó 2,5 veces (de 260 a 639 millones) y la población rural disminuyó de 45,9 al 19,9% (FAOSTAT 2017). No fue posible conseguir información para ese período respecto al ingreso per cápita, pero entre 1990 y el 2016 el ingreso promedio per cápita en LAC se incrementó de US\$ 6.185 a US\$ 8.872 (CEPAL (Comisión Económica para América Latina 2016). Este incremento en ingreso se ha reflejado en aumentos en el consumo per cápita de alimentos de origen animal, pero con algunas diferencias entre regiones. Así, el incremento en el consumo per cápita de carne fue mayor en Suramérica que en Centroamérica (2,4 vs. 0,36 veces, respectivamente); en contraste, el incremento en el consumo de leche fue mayor en Centroamérica que en América del Sur (0,87 vs. 0,69 veces). Pero en todas las regiones en el mismo período hubo un incremento extremadamente alto en el consumo de carne de ave (7,9, 5,2 y 14,1 veces para Centroamérica, el Caribe y Sur América, respectivamente), mayormente debido a políticas que favorecieron el crecimiento del sector de monogástricos al facilitar el acceso a granos más baratos, pese a que estos son importados en la mayoría de los países en LAC.

La población de bovinos en LAC prácticamente se duplicó en los últimos 50 años, de 201 a 418 millones de cabezas, pero el área en pasturas solo cambió de 461 a 560 millones (FAOSTAT 2017); por lo que la carga animal creció de 0,44 a 0,75 animales ha⁻¹, valores que están muy por debajo de lo que sería una carga óptima para la mayoría de pasturas tropicales y de zona templada, excepto para los ecosistemas semiáridos.

Otro aspecto para tomar en cuenta es que LAC es un exportador neto de productos agrícolas en general; consecuentemente el incremento en la demanda de productos animales fuera de la región también ha tenido un impacto en el crecimiento del sector ganadero. En el caso de la carne, LAC cubre aproximadamente el 30% del comercio mundial, con Brasil, Argentina, Uruguay, Paraguay y Colombia como los principales exportadores (80% del total) y el 20% restante aportado por México y América Central (Chaherli y Nash 2013). Sin embargo, algunas restricciones para la exportación de carne han llevado a países tales como Argentina y Brasil a reducir el tamaño del hato nacional, pero ese no ha sido el caso de Uruguay (McConnell y Mathews Jr 2008; Chaherli y Nash 2013).

Las exportaciones/importaciones intrarregionales son importantes, a menudo parte del comercio legal, pero en otros es ilegal a través de puntos sin control en las fronteras. Por ejemplo, en América Central -con excepción de Costa Rica y Panamá- hay un movimiento de animales en pie hacia México, en muchos casos de manera ilegal con los riesgos asociados a la transmisión de enfermedades en ausencia de controles sanitarios.

En cuanto a la leche, América Central y el Caribe excepto Costa Rica, son importadores netos de leche, mientras Suramérica pasó de importador en 1993 a exportador neto en el 2013, siendo Argentina y Uruguay los principales exportadores (FAOSTAT 2017). Otro aspecto a considerar es que el sector lechero en LAC está altamente fragmentado, pero hay una tendencia a la consolidación de unos pocos actores grandes, así

como el cambio de los centros de toma de decisiones hacia las áreas urbanas, donde están las oficinas centrales de las grandes empresas multinacionales y locales (Dirven 1999). Una gran proporción de la producción lechera está en manos de pequeños productores, existe entonces una gran variabilidad en cuanto a escala, sofisticación de los sistemas y su contribución a la economía (Duff y Padilla 2015).

Cuando se ha comparado la contribución en emisiones de GEI a nivel global se ha visto que LAC aporta el 23,8% del CH₄ entérico, siendo solo superado por Asia, además contribuye un 7,2% del CH₄ y el 5,2% del N₂O provenientes de excretas. Ahora bien, cuando se relacionó la emisión de CH₄ entérico con la producción de productos pecuarios, LAC fue de las regiones menos eficientes, superando solo a África (O'Mara 2011). Esto sugiere que la región tiene un reto importante en la búsqueda y aplicación de opciones de mitigación, más aún cuanto se prevé que la población ganadera va a seguir creciendo en la región.

1.2 LOS CAMBIOS EN EL USO DE LA TIERRA

Los cambios de uso de la tierra ha sido un proceso continuo como resultado del crecimiento de la población y la colonización de nuevas áreas, entre otros factores. Los análisis históricos de estos cambios muestran que después de la independencia de la mayoría de los países -antes de 1850- comenzó a crecer el área destinada a pasturas (Figura 1), mayormente a expensas de los bosques tropicales caducifolios de hoja ancha, y los cambios se hicieron bastante más importantes a inicios del Siglo XX, cuando también se empezó a disturbar el bosque tropical siempre verde de hoja ancha. A inicios de los 60s, la disminución de estos bosques se hizo más importante, con el consiguiente incremento en las áreas dedicadas a cultivos y pasturas (UI-UC/ATMO 2018). En cambio, en todo este período prácticamente no cambió el área dedicada a pastizales naturales.

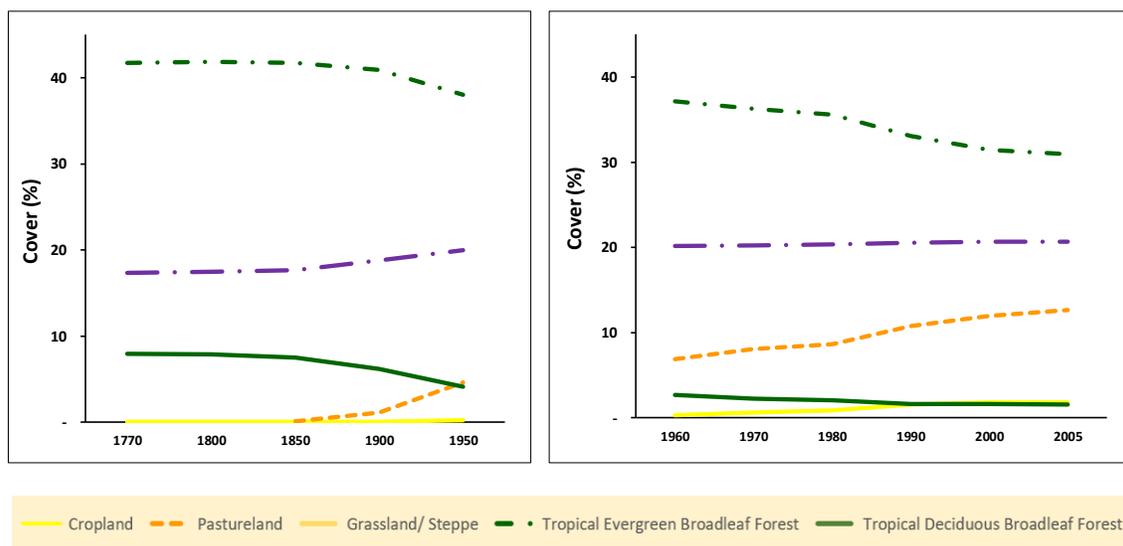


Figura 1. Cambios de uso de la tierra en LAC entre los años 1770 y 2005 (Basado en datos presentados por UI-UC/ATMO, 2018)

Varios estudios han documentado la deforestación que ha ocurrido en LAC en diferentes épocas, pero con frecuencia estos se presentan a nivel local o nacional, enfatizando las áreas críticas¹, y las posibles causas de esos cambios. Por ejemplo, en Costa Rica la deforestación se inició en los 40s y siguió a una tasa relativamente alta entre 1960 y 1990 (Ibrahim *et al.* 2010b). A principios de los 80s se puso atención a la conexión entre la expansión del área en pasturas en América Central y la pérdida de bosques tropicales a través de la denominada “conexión de la hamburguesa”, lo cual resultó eventualmente en la prohibición de

¹ “Hot-spots” en la literatura en inglés.

las importaciones de carne de Costa Rica por una de las cadenas de restaurantes más grandes en Estados Unidos (Szott 2000). Sin embargo, la expansión del sector cárnico en América Central se detuvo en la segunda mitad de la década de los 80, debido a la disminución de los precios de la carne en el mercado mundial, la presión de los grupos ambientalistas que provocó se detuvieran los subsidios y créditos blandos para el sector, el incremento de la competencia internacional, la violencia rural debida a las guerras internas, así como a cambios en las preferencias dietéticas, entre otros factores (Kaimowitz 1996).

En contraste, Brasil ha sido el líder en deforestación, eliminando en promedio 19,500 km² año⁻¹ entre 1996 y el 2005 (Nepstad *et al.* 2009), con el 92% de esa deforestación en la región Amazónica (Ibrahim *et al.* 2010b). Inicialmente la expansión de las áreas dedicadas a la ganadería en Brasil fue para responder a la demanda interna de carne (Hoelle 2017), pero luego la presencia de la enfermedad de la “Vaca Loca” en Europa, acompañado de los avances para controlar la fiebre aftosa en Brasil, les permitió abrir el mercado europeo. Sin embargo, esfuerzos posteriores para conectar la detención de la deforestación en la Amazonía con los programas para reducir las emisiones de GEI a nivel global, ha llevado a reducir las tasas de deforestación (Nepstad *et al.* 2009).

Lo cierto es que, entre el 2001 y el 2010, en LAC se ha presentado tanto deforestación como reforestación a niveles importantes (Figura 2). En el Caribe (Cuba, Puerto Rico y Haití), en México y América Central (mayormente en Honduras, Costa Rica y El Salvador) ha habido una ganancia neta de áreas en bosques; en cambio, en el este de Nicaragua, el Noreste de Honduras y el Petén en Guatemala ha habido una importante deforestación (Austin 2010). La deforestación neta también ha prevalecido en Suramérica, donde Argentina, Brasil, Paraguay y Bolivia son responsables del 80% del total regional; mientras que Colombia y Venezuela fueron los países con las mayores ganancias netas de áreas de bosques (Aide *et al.* 2013).

La expansión de las áreas en pastos sacrificando bosques para la producción ganadera extensiva ya no es una opción en LAC; sino que esta debe cambiar de la ruta de degradación de los capitales natural y social, hacia una que genera productos (leche, carne, madera) a la vez que se mantienen los atributos de los ecosistemas para proveer servicios ecosistémicos, incluyendo la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y de la vulnerabilidad al cambio climático (Murgueitio *et al.* 2011). Los pilares para ese cambio serían:

- i. El incremento en la disponibilidad, calidad, diversidad y persistencia de la biomasa forrajeraEl control de la degradación de suelos y la promoción de su recuperación
- ii. La protección y el uso racional del recurso hídrico, y
- iii. El incremento de la productividad animal (en kg ha-1)

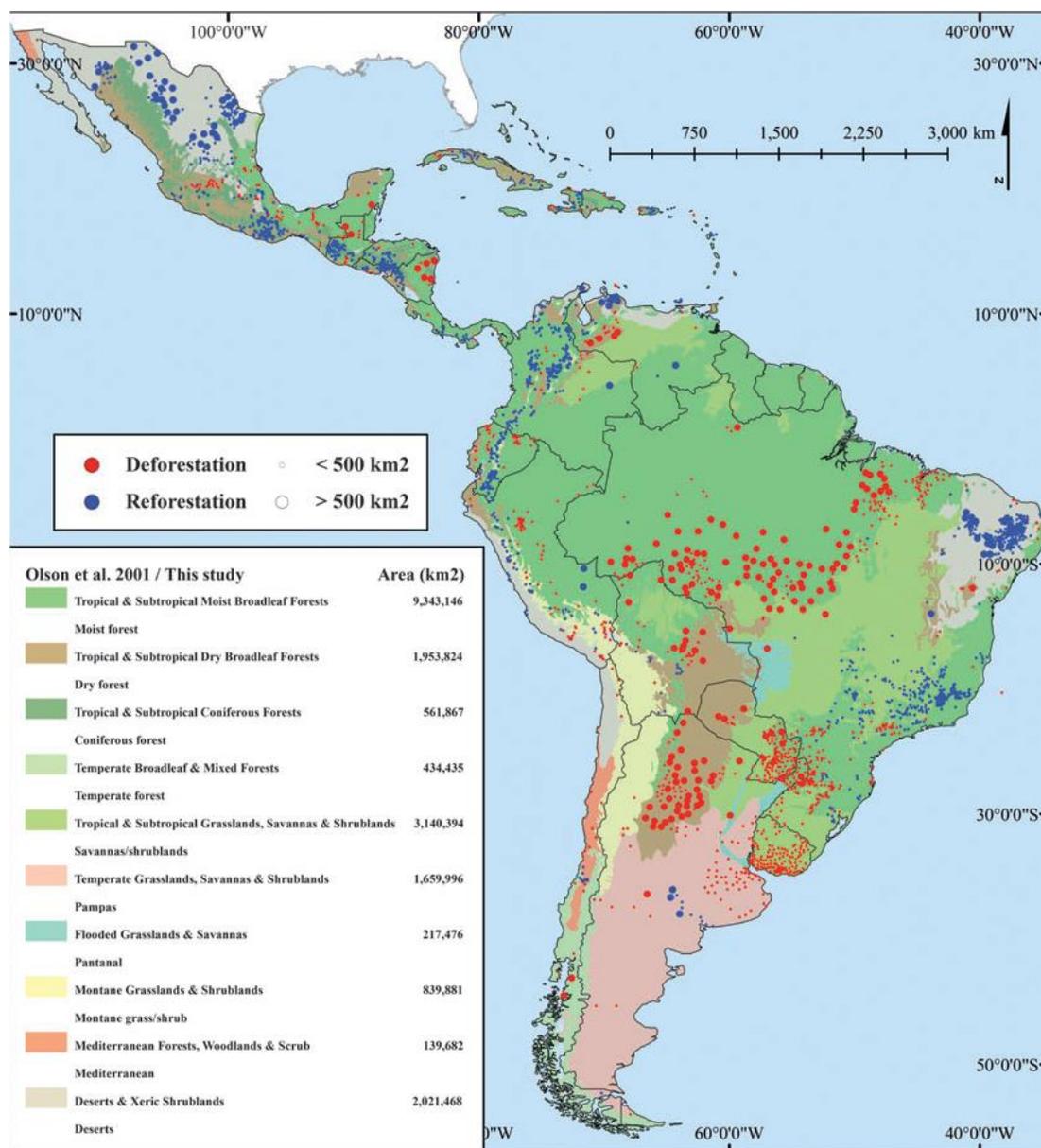


Figura 2 Distribución de las áreas críticas de deforestación y reforestación en los principales biomas en LAC, entre el 2001 y el 2010 (Aide et al. 2013)

El primero es realmente un requisito para que los otros se den. El incremento en la cobertura vegetal con una combinación de herbáceas y leñosas debe contribuir a incrementar la fotosíntesis, mejorar el reciclaje de nutrientes, recuperar la biota y fertilidad del suelo, y aumentar la biodiversidad (Solorio *et al.* 2017).

1.3 LA DEGRADACIÓN DE PASTURAS

La degradación de pasturas es un problema que enfrenta la ganadería en toda la región, pues se estima que un 50-80% de las áreas en pasturas presentan algún grado de degradación (Szott et al. 2000; Días-Filho 2007), y a menudo se acepta esto como un fenómeno natural pues se cree que las pasturas mejoradas se degradan 5 a 7 años después de establecidas (Holmann *et al.* 2004). El problema de la degradación de pasturas se ha venido agudizando cada año (Pezo *et al.* 1999) pues, al menos en el caso de América Central,

se estima que la tasa anual de degradación supera ampliamente a la de renovación de pasturas (12 vs. 5% año⁻¹, respectivamente).

Las causas de la degradación de pasturas son muchas y muy complejas. Estas se han agrupado en: (a) fallas en la selección de especies y en el establecimiento de pasturas; (b) manejo inadecuado de las pasturas, p.e., la falta de fertilización, el uso inadecuado del fuego; (c) fallas en el manejo del pastoreo, p.e., sobrepastoreo, falta de períodos adecuados de descanso; (d) factores bióticos, p.e., presencia de plagas y enfermedades; y (e) factores abióticos, p.e., exceso o déficit de lluvias, fallas en drenaje y baja fertilidad de los suelos (Dias-Filho 2007). Este problema se puede hacer más agudo cuando se moviliza la producción ganadera hacia zonas marginales con suelos más pobres y con mayor fragilidad ambiental (Szott 2000).

La degradación de pasturas no sólo tiene implicaciones importantes desde el punto de vista productivo y económico, sino también ecológico, pues resulta en una reducción en la captura de carbono, mayor intensidad de emisión de CH₄, pérdida de biodiversidad, erosión y compactación de suelos (Ibrahim *et al.* 2005; Pezo 2017). Es más, al reducirse la capacidad de soporte de las pasturas como consecuencia de la degradación, los productores tienden a deforestar nuevas áreas para establecer pasturas y así mantener los animales existentes, más las demandas resultantes del crecimiento natural del hato (Pezo *et al.* 1999; Acosta *et al.* 2013; Pezo 2016).

Para cuantificar el impacto de la degradación de pasturas sobre la productividad y la economía del productor en el caso de las pasturas de *Brachiaria brizantha* en El Petén, Guatemala, (Betancourt *et al.* 2007) estimaron cuánta leche podía obtenerse de vacas de doble propósito que tenían acceso a pasturas bien manejadas y de aquellas que pastoreaban potreros con diferentes niveles de degradación. En el caso de pasturas muy severamente degradadas el animal reducía su producción por lactancia en un 34 ± 19% (Cuadro 1), pero dado que la disponibilidad de pasto también se reduce con la degradación, entonces la capacidad de soporte de las pasturas también se ve fuertemente afectada reduciendo la carga animal de 2,0 hasta 0,5 vacas ha⁻¹, y todo esto resultó en una disminución en el ingreso de US\$ 737 ha⁻¹ año⁻¹.

Cuadro 1. Impacto de la degradación de pasturas sobre la carga animal, la producción de leche por vaca y por hectárea, y el ingreso por hectárea (Adaptado de (Betancourt *et al.* 2007)).

Nivel de Degradación	Carga animal UA/ha	Producción de leche (l/vaca/año)	Reducción en producción de leche (%/vaca)	Reducción ingreso US\$/ha/año ¹
Ninguna	2,0	1582 ± 78	--	--
Leve	1,7	1474 ± 27	7 ± 3	184,30
Moderada	1,3	1395 ± 90	12 ± 8	378,14
Severa	1,0	1245 ± 118	21 ± 8	537,32
Muy severa	0,5	1060 ± 300	34 ± 19	737,52

¹Precio de leche pagado al productor US\$ 0,28/kg

Cuando se aplicó el mismo enfoque para analizar el impacto de la degradación de pasturas sobre el comportamiento de novillos en crecimiento, la reducción en ganancia de peso por animal bajo la condición de pasturas muy degradadas *versus* pasturas de buena condición fue del 43 ± 9%, y la reducción en el ingreso fue de US\$ 579 ha⁻¹ año⁻¹. En otro estudio (Holmann *et al.* 2004) solicitaron a productores y técnicos en Honduras que indicaran cuánto podrían dejar de producir sus animales como consecuencia de la degradación de pasturas, y ellos estimaron niveles de reducción del 48 y 37% en la producción de leche y carne por hectárea, respectivamente. En el caso de Honduras solamente se ha estimado que a nivel de país se dejaba de percibir anualmente US\$ 94 millones de ingresos por leche y US\$ 66 millones por carne, como consecuencia de la degradación de pasturas (Holmann *et al.* 2004), y esas cifras no consideran la valoración de las externalidades negativas relacionadas con la degradación de pasturas. En contraste, el costo de la renovación de las pasturas degradadas a nivel de país era de US\$ 57 a 84 millones, es decir sólo

con la mejora en producción de un año se cubrían los costos de renovación de pasturas degradadas en Honduras.

Hay una diversidad de especies forrajeras para las zonas tropicales y templadas en LAC que pueden usarse para la rehabilitación de áreas degradadas (Peters *et al.* 2012); sin embargo, los problemas de degradación de pasturas se volverán a presentar si se siembran especies y variedades no adaptadas a las condiciones de sitio, hay fallas durante la fase de establecimiento o se hace un manejo inadecuado del pastoreo, entre otros factores (Pezo 2017).

2 LOS SISTEMAS TRADICIONALES DE MANEJO GANADERO Y SUS IMPACTOS SOBRE EL AMBIENTE

2.1 EL RECURSO SUELO

La degradación de tierras provocada por la deforestación, el sobrepastoreo y las prácticas inapropiadas de irrigación afecta aproximadamente un 16% de las tierras en América Latina y el Caribe (UNEP 2007). El problema es más severo en América Central y México, donde afecta el 26% del territorio, mientras que en Suramérica apenas un 14% (Metternicht *et al.* 2010). Estos valores están bastante por debajo de los citados en TERRASTAT donde se dice que más del 81% de los suelos en América Central están degradados o muy degradados (FAO 2010), pero obviamente eso depende de los parámetros utilizados para la valoración de la degradación.

En las zonas áridas y semiáridas de Suramérica el problema es la desertificación resultante de la combinación de limitantes de suelo y clima, el sobrepastoreo, la extracción de madera para leña y las quemadas (Klink y Machado 2005; Colón *et al.* 2009), entre otros factores. En las zonas irrigadas de Argentina, Cuba, México y Perú el problema es de salinización, mientras que en las zonas de pendiente el problema es básicamente erosión hídrica y eólica por pérdida de cobertura vegetal (Metternicht *et al.* 2010), y en aquellas zonas con potencial para un uso más intensivo, los problemas son de pérdida de fertilidad por la no reposición de nutrientes extraídos (Pezo 2017), la erosión resultante de la pérdida de cobertura del suelo cuando se hace un uso inadecuado de la quema como parte del manejo de pasturas (Colón *et al.* 2009) y la compactación resultante del sobrepastoreo, problema que se hace más crítico bajo condiciones de alta saturación de humedad en el suelo y en pendiente pronunciada (Blanco-Sepúlveda y Nieuwenhuys 2011). Todos estos factores inciden en la degradación de las pasturas.

2.2 EL RECURSO HÍDRICO

El agua es un elemento básico para el funcionamiento de los ecosistemas y para la sobrevivencia de los animales. En los sistemas ganaderos el agua se usa como fuente para la bebida de los animales, el lavado y la eliminación de excretas de las instalaciones, el procesamiento de los productos pecuarios y en la producción de alimentos consumidos por los animales (Steinfeld *et al.* 2006). A menudo cuando se analiza el rol del agua en los sistemas ganaderos sólo se refieren al agua que fluye o se mantiene en reservorios; sin embargo, el mayor uso posiblemente sea el del agua que se infiltra en el suelo, la cual eventualmente es absorbida por las pasturas y cultivos, y parte de ella puede ser transferida a la atmósfera por evapotranspiración, y otra puede ser ingerida por los animales, como componente de los forrajes y otros alimentos consumidos (Deutsch *et al.* 2010).

Sin embargo, los sistemas ganaderos contribuyen en alguna medida a la contaminación de las fuentes de agua con excretas, residuos de drogas –incluyendo antibióticos– que no son metabolizados por los animales, residuos del procesamiento de productos pecuarios y los nutrientes aplicados como fertilizantes que no han sido absorbidos por los forrajes (Steinfeld *et al.* 2006). También el agua puede ser un mecanismo de dispersión de patógenos responsables de zoonosis (p.e. fasciolosis, leptospirosis). Por otro lado, la mayoría

de fincas con manejo tradicional no poseen bebederos en los potreros, por lo que los animales ingresan a las quebradas, arroyos y “aguadas” para obtener agua de bebida, con los consiguientes problemas de contaminación y enlodamiento (Palma *et al.* 2011). Adicionalmente, cuando los animales ingresan a las fuentes de agua, pueden ejercer daños en la vegetación y el suelo de los terrenos circundantes (Chará y Murgueitio 2005).

En los sistemas basados en pasturas mal manejadas, la degradación frecuentemente ejerce impactos negativos sobre el balance hídrico, pues se reduce la infiltración de agua por la compactación, se incrementa la erosión y disminuye la capacidad de retención de humedad en el suelo (Ríos *et al.* 2007). Además, la mayor presencia de malezas en pasturas degradadas puede influenciar el patrón de infiltración y la competencia entre especies por el agua disponible en la época seca.

2.3 LA BIODIVERSIDAD

En aquellas áreas donde las pasturas no son la vegetación nativa, el establecimiento de éstas reemplazando el bosque, resulta no solo en la pérdida de una gran diversidad de especies leñosas y herbáceas, sino que se altera además el hábitat para muchas especies animales, así como los procesos de dispersión de semillas y la polinización relevantes para la conservación de la vegetación nativa (Harvey *et al.* 2005). Solo para el caso de Mesoamérica se ha estimado que hasta el año 2002 la pérdida de especies como consecuencia de la deforestación fue de 1.656 especies de plantas y 384 especies de vertebrados endémicos para la región y que estas cifras seguirán incrementándose a medida avanza la frontera agrícola, reduciendo el hábitat y los recursos disponibles, así como la conectividad del paisaje. Un comportamiento similar ha sido detectado en el caso de los Cerrados en Brasil (Klink y Machado 2005). Este problema es mucho más marcado en aquellos sistemas ganaderos basados en pasturas con solo una especie dominante, más aún cuando están degradadas (Tobar-López y Ibrahim 2008). La degradación no solo resulta en la pérdida de especies, sino también en cambios substantivos en la dinámica de diversos procesos ecológicos que son claves en el funcionamiento de los ecosistemas, tales como la descomposición de la materia orgánica, el reciclaje de nutrientes y la regulación de las poblaciones de plagas, entre otros (Giraldo *et al.* 2011).

2.4 LA EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO (GEI)

Los gases que contribuyen al denominado “efecto invernadero” son: el anhídrido carbónico (CO₂), el metano (CH₄), el óxido nitroso (N₂O) y los fluorocarbonos; de ellos, los tres primeros son generados en alguna medida por la actividad ganadera (Steinfeld *et al.* 2006; Pérez Espejo 2008). El CH₄ es producto de la fermentación ruminal (Carmona *et al.* 2005), el NO₂ proviene fundamentalmente de la descomposición de las excretas animales (Saggar *et al.* 2004b; Chapuis-Lardy *et al.* 2007) y del uso de fertilizantes; y el CO₂ es producto del cambio de uso de la tierra de bosques –que son excelentes sumideros de carbono– a pasturas (Messa 2009). Además, hay contribuciones colaterales de la actividad ganadera a la emisión de CO₂, como pueden ser las quemadas practicadas como parte de la deforestación, pero también para eliminar pastos muy lignificados, el uso de energía fósil para la producción, procesamiento y transporte de los productos animales y de algunos insumos usados en la ganadería, tales como los fertilizantes y alimentos concentrados (Mora Calvo 2001; Steinfeld *et al.* 2006).

Hay discrepancia en los estimados de la contribución real de la actividad ganadera a la emisión de GEI a nivel global, pues los valores en la literatura varían entre el 8 y 51%, sin embargo, reportes más recientes lo sitúan en el rango del 12.0- 14.5% del total de emisiones (Herrero *et al.* 2011). De estos, el 44% proviene de la producción y procesamiento de alimentos, el 38% de la fermentación entérica, el 9% de la descomposición de excretas y el 9% de la sustitución de bosques por pasturas.

Hay muchos factores que inciden en esos estimados, pero se debe considerar que el nivel de contribución de la ganadería a la emisión de GEI va a variar con los países, dependiendo de la importancia relativa de

la actividad, y de los sistemas de alimentación animal practicados. Así, la contribución relativa del sector ganadero será mayor en países con mayor actividad agropecuaria que en los países industrializados, en aquellos donde hay mayor deforestación para el establecimiento de pasturas (Pérez Espejo 2008); así mismo, la intensidad de las emisiones de CH₄ es mayor en los países tropicales donde la actividad ganadera depende más del uso de forrajes y los niveles de producción de leche o carne son más bajos (Iñamagua-Uyaguari *et al.* 2016; Wattiaux *et al.* 2016).

En el caso de América Central se dispone de estimados de las emisiones de CH₄ y NO₂ provenientes del sector agrícola, las cuales tendieron a incrementarse en la década 1990 - 2000 (Figura 3), llegando a superar los 278 millones de toneladas de CO₂ equivalente en el año 2000 (Pezo *et al.* 2012a), y si no se toman decisiones para la intensificación sostenible de los sistemas de producción ganadera, es posible que en las próximas décadas aumente la tasa incremental de las emisiones, pues es bien reconocido que en caso no se intensifique la producción agropecuaria seguirá la expansión a expensas de bosques, con el consiguiente impacto negativo sobre las reservas de carbono (Williams *et al.* 2018).

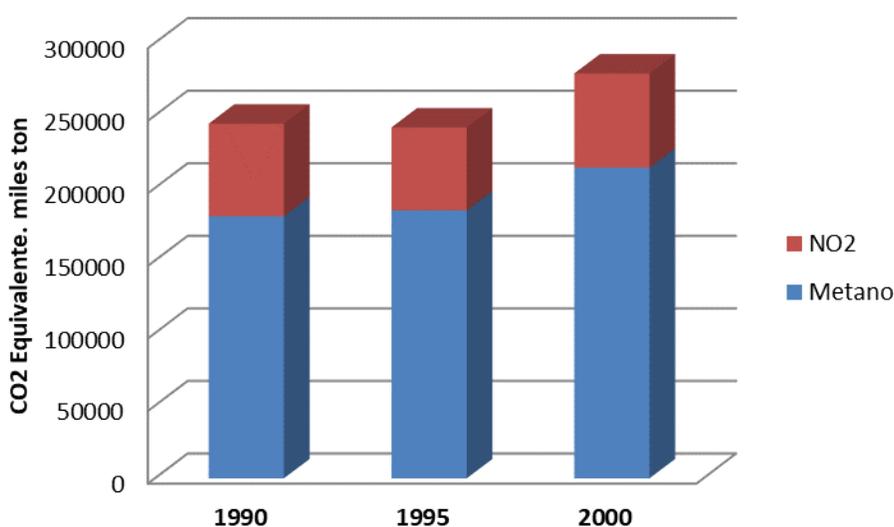


Figura 3. Emisión de metano y óxido nítrico por los sistemas de producción agropecuaria en América Central, para el período 1990 - 2000 (Pezo *et al.* 2012b)

Una de las medidas urgentes en los sistemas tradicionales de producción ganadera es la rehabilitación de pasturas degradadas, pues éstas poseen una capacidad muy pobre para almacenar carbono (Ruiz *et al.* 2004; Herrero *et al.* 2011), en cambio las pasturas mejoradas poseen un potencial de almacenamiento de CO₂ mayor que el de los cultivos, no sólo por las características de temporalidad al ser la mayoría de especies perennes, sino también por la cantidad de biomasa presente en su sistema radicular (Montenegro 2012). Igualmente, la incorporación de leñosas en los sistemas ganaderos mediante opciones silvopastoriles también contribuye a reducir las emisiones por la capacidad que tienen las leñosas para almacenar carbono (Ibrahim *et al.* 2007; Alonso 2011; Murgueitio *et al.* 2015).

3 EL CAMBIO CLIMÁTICO Y LA PRODUCCIÓN GANADERA EN AMÉRICA LATINA

3.1 TENDENCIAS Y PROYECCIONES DE CAMBIO CLIMÁTICO EN LA REGIÓN

La temperatura y la precipitación son las variables con las que se puede evaluar los efectos del cambio climático sobre los diferentes sistemas naturales y sociales. Entre 1880 – 2012 a nivel global la temperatura se ha incrementado en promedio en 0,85°C, y se plantea que para el 2050 el incremento de la temperatura en Latinoamérica será de 1,5 a 2,1 °C, y de 3,0 a 3,7 °C en el año 2100, para los escenarios conservador y extremo, respectivamente (Samaniego 2009). Se espera que estos cambios sean mucho más marcados en las regiones polares, seguido por las regiones tropicales y de menor magnitud en el Cono Sur y se plantea que los países más afectados por ese incremento en temperatura serían los centroamericanos -principalmente en sus zonas costeras- y los países del norte de Suramérica, i.e., Colombia, Venezuela, Brasil, Ecuador y Perú (Pezo *et al.* 2018). En cuanto a la precipitación, se estima que para finales de este siglo no habrá cambios substanciales en los totales anuales, pero sí una alta probabilidad de mayor frecuencia e intensidad de los fenómenos de precipitación extrema en la mayoría de las áreas de latitud media y en las regiones tropicales húmedas, conforme vaya aumentando la temperatura media global en superficie (IPCC 2013). En términos reales aumentará el número de días secos, pero se compensará con mayores niveles e intensidad de precipitación en los días con lluvia, incrementando así los riesgos de erosión, inundaciones y derrumbes (Samaniego 2009).

3.2 EFECTOS DIRECTOS E INDIRECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE LA PRODUCCIÓN GANADERA

El efecto directo más importante del cambio climático sobre el ganado en América Tropical está asociado al estrés de calor, por el incremento en la temperatura ambiental, pero también puede darse la reducción en la disponibilidad de agua, lo cual acrecienta el impacto negativo del estrés de calor. Estos ejercen un impacto económico significativo para los productores por sus efectos en producción y calidad de leche, ganancia de peso, eficiencia reproductiva, salud animal y en casos extremos sobre la mortalidad animal (Gaughan y Cawsell-Smith 2015), pero además inciden negativamente sobre el bienestar de los animales. También en las zonas alto-andinas se ha detectado una mayor frecuencia de las heladas, con las cuales la intensidad de las bajas temperaturas resulta en mayores problemas en los cultivos, y la mortalidad de animales jóvenes por neumonías (Pezo *et al.* 2018).

El cambio climático puede ejercer además efectos indirectos sobre el ganado, es decir aquellos mediados por otros componentes del sistema de producción animal, como son el caso de los forrajes, la aparición de enfermedades y la competencia por recursos con otros sectores (Thornton *et al.* 2007; Thornton *et al.* 2009). En el caso de los pastos y cultivos forrajeros, como consecuencia del cambio climático, estos estarán expuestos a mayores temperaturas, a una mayor concentración de CO₂, a una mayor demanda de agua por incrementos en la evapotranspiración, pero además enfrentarán variaciones importantes en la disponibilidad de agua como consecuencia de patrones de lluvia más erráticos, lluvias más fuertes e incluso eventos catastróficos como las inundaciones. Todos ellos tendrán incidencia directa o indirecta sobre la distribución, disponibilidad y calidad de los forrajes (Pezo 2017).

En un estudio reciente se evaluó el impacto de dos escenarios de cambio climático, uno moderado y otro extremo (RCP 4,5, y 8,5, respectivamente) sobre la distribución potencial de cinco especies forrajeras (dos gramíneas y tres leguminosas) de uso común en América Latina y el Caribe (Pezo *et al.* 2018), a saber: *Brachiaria brizantha* fue seleccionada como representativa de las gramíneas tropicales (C₄), el *Lolium perenne* -conocido comúnmente como ryegrass o ballica- como gramínea de zona templada o clima frío (C₃), el trébol blanco (*Trifolium repens*) como leguminosa de zona templada, el maní forrajero (*Arachis*

pintoi) como leguminosa tropical, y la alfalfa (*Medicago sativa*) como una leguminosa forrajera de gran relevancia por su calidad y facilidad para la producción de heno, especialmente en las zonas templadas. Los resultados obtenidos indicaron que tres especies (*Brachiaria brizantha*, *Medicago sativa* y *Trifolium repens*) sufrirán cambios muy pequeños en el área total potencialmente apta para su crecimiento: (Figura 4). En cambio, para el *Lolium perenne* y el *Arachis pintoi*, el modelaje indica cambios sustanciales (Figura 4), en el primer caso reducciones de un 16 y 27% del área total para los escenarios RCP 4,5 y 8,5, respectivamente, mientras que para el *Arachis pintoi* las reducciones son de 7% y 15% para los mismos escenarios.

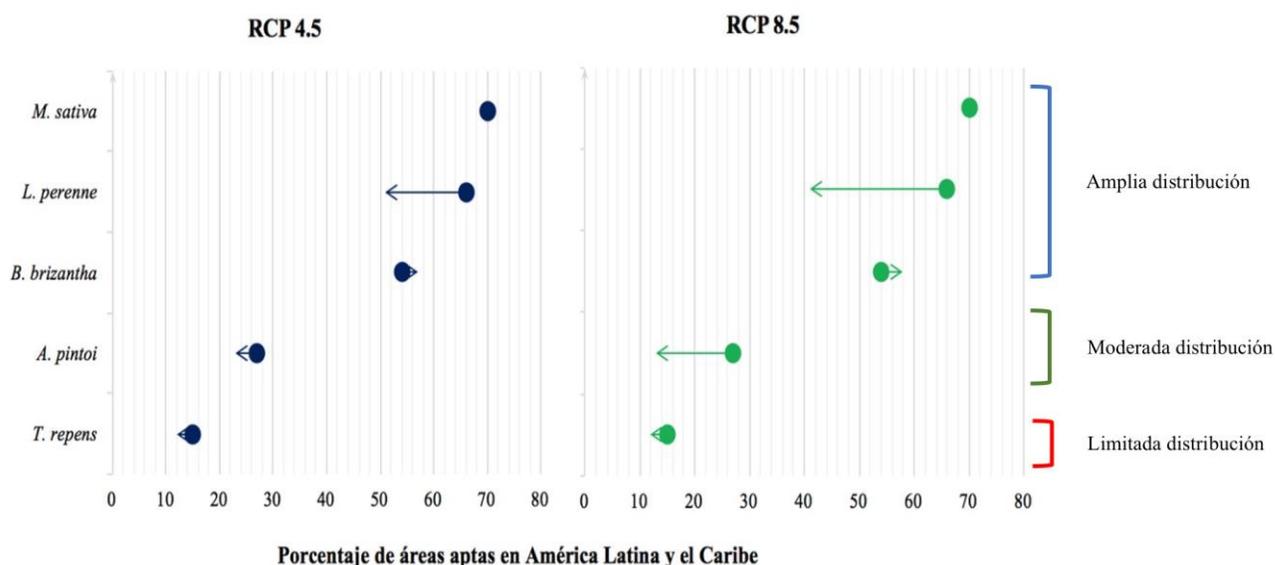


Figura 4 Cambios relativos en las áreas potencialmente aptas para el crecimiento de forrajeras de zona templada y tropical, en función de cambios moderados (RCP 4,5) y extremos (RCP 8,5) en el clima entre el presente y el año 2050.

En el mismo estudio (Pezo et al. 2018) se analizaron los cambios esperados en la distribución espacial de las especies forrajeras estudiadas y por ejemplo en el caso del *Lolium perenne* (Figura 5), se puede observar que son muy limitadas las áreas nuevas donde el cambio climático favorecería el establecimiento de las especies, que como sería de esperar las pérdidas son mayores en el escenario de cambio climático más extremo (RCP 8,5). Adicionalmente se notó que la mayor pérdida de áreas aptas para su cultivo ocurrirá en las zonas de altura media de América Central y el norte de Suramérica; en el Cono Sur, prácticamente no se esperan cambios.

En aquellas áreas o períodos en que se presente escasez de agua de bebida, se afectará la homeostasis fisiológica de los animales, lo cual redundará en pérdida de peso, fallas en las tasas reproductivas y menor resistencia a enfermedades (Naqvi et al. 2015).

Los impactos del cambio climático sobre parámetros asociados con la productividad animal son más dramáticos en los animales expuestos al estrés de calor dado que reducen el consumo, e incrementan la demanda de agua, se producen cambios en el estatus endocrino que incrementan los requerimientos de mantenimiento (Gaughan y Cawsell-Smith 2015), y por ende se reduce la disponibilidad de nutrientes para propósitos productivos. Más aún los animales tratan de mantener la homeostasis en condiciones de estrés de calor incrementando algunos parámetros fisiológicos, como son la tasa respiratoria, el pulso y la temperatura rectal, pero todos esos cambios tienen un costo energético, y por ende afectan la productividad. Lo anterior explica por qué animales sometidos a estrés calórico pierden peso, muestran menores ganancias

y pierden condición corporal; además en vacas lactantes se observa una baja en la producción de leche, pero también en la calidad de leche, incluyendo un menor contenido de grasa y de sólidos no grasos. Generalmente, todos estos efectos son más marcados en animales con mayor potencial productivo (Pezo 2016).

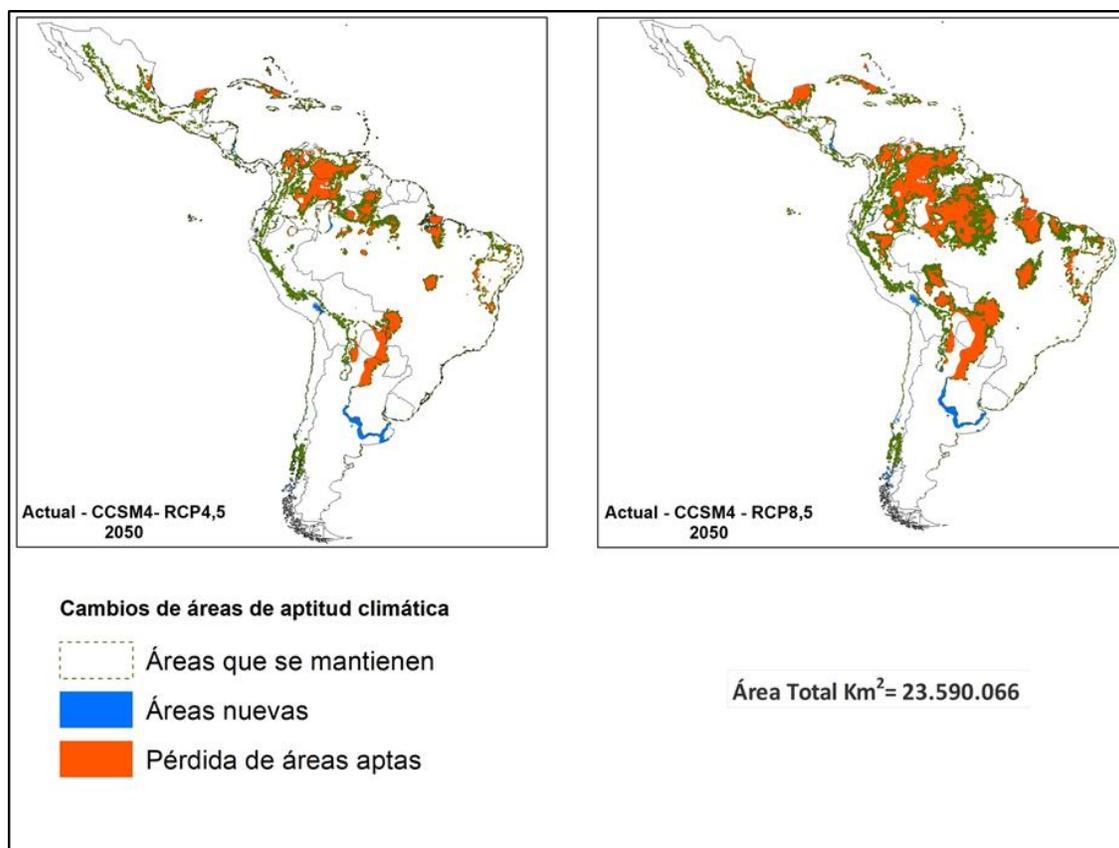


Figura 5. Cambios en la distribución potencial de las áreas aptas para ryegrass (*Lolium perenne*) en América Latina y el Caribe, entre el presente y el año 2050, en función de dos escenarios de cambio climático (RCP 4,5 y 8,5).

Así, vacas bajo estrés de calor presentan menores tasas de concepción, atribuidas a una pobre manifestación del celo, menor producción de óvulos, mayor mortalidad embrionaria, pobre desarrollo del feto, e incluso incrementos en pérdidas fetales (De Rensis y Scaramuzzi 2003). Por otro lado, en el caso de los machos se observa una menor espermatogénesis y reducción en la libido (Hansen 2009), lo cual también incide en la eficiencia reproductiva del hato. En cuanto a enfermedades, las variaciones en temperatura y patrones de lluvias son los factores climatológicos claves en su presencia y diseminación. El aumento en temperatura asociado al cambio climático va a favorecer la presencia de vectores de enfermedades como son los mosquitos y garrapatas en áreas anteriormente libres o con menor presencia de ellos, como las zonas intermedias y altas de la región tropical y las zonas templadas, incrementando el riesgo y presencia de enfermedades emergentes, en especial aquellas transmitidas por vectores, tales como babesiosis, anaplasmosis y teileriasis (Githeko *et al.* 2000; Pinto *et al.* 2008). Los excesos de humedad debido a lluvias intensas y drenaje pobre pueden favorecer la diseminación de enfermedades parasitarias, si no se dispone de estrategias efectivas para el control de parasitosis (Hoste y Torres-Acosta 2011). Adicionalmente, hay que tener presente que en el escenario de cambio climático los animales van a enfrentar más de un factor estresante al mismo tiempo -p.e. alta temperatura y baja disponibilidad de alimentos-, y bajo esas

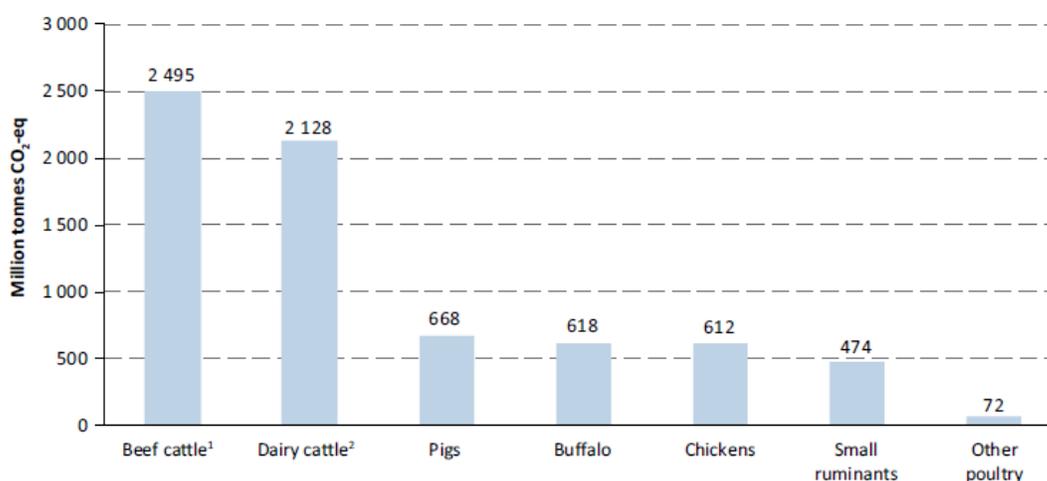
circunstancias los efectos negativos sobre la productividad animal y sobre la tolerancia a las enfermedades son aditivos (Sejian *et al.* 2016).

4 ¿CÓMO EVALUAR LAS EMISIONES Y CAPTURA DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN SISTEMAS GANADEROS?

4.1 MÉTRICAS EN LA EVALUACIÓN DE LAS EMISIONES DE GEI

Todas las especies animales emiten anhídrido carbónico (CO₂) como producto de la respiración, metano (CH₄) como resultado de la fermentación de compuestos fibrosos en el tracto gastrointestinal, con una mayor producción en el caso de los rumiantes, aunque también ocurre en monogástricos en una menor proporción. Además las excretas animales también son fuente de emisión de CH₄, amonio (NH₄⁺) y CO₂, dependiendo de la forma en que son producidas (sólidos, líquidos) y del manejo de las mismas (colecta, almacenamiento y distribución (Steinfeld *et al.* 2006). En términos globales, de las emisiones totales del sector un 44, 29 y 26% corresponden a CO₂, CH₄, y NO₂ respectivamente (Gerber *et al.* 2013b). Para propósitos de integración de resultados en forma cuantitativa se utiliza el CO₂ equivalente (CO₂equiv), el mismo que utiliza el potencial de calentamiento global de estos gases, el cual es 1, 23 y 296, respectivamente (Steinfeld *et al.* 2006).

Existen diferentes formas de expresión de la emisión de GEI, *i.* como emisión total por animal, hato, país o a nivel global; *ii.* por unidad de alimento consumido, a lo cual se refiere como rendimiento o proporción; y *iii.* por kilogramo de producto animal, que se conoce como la intensidad de emisiones. Las emisiones a nivel global para las diferentes especies que se muestran en la Figura 6 evidencian que los bovinos son los principales emisores de GEI (65%), con una emisión ligeramente mayor en el caso del ganado de carne que en el de leche, mientras que los cerdos, búfalos, rumiantes menores y aves producen de un 7 a 10% cada uno (Gerber *et al.* 2013c). Cuando se consideran las especies individualmente, llama la atención que cerdos y aves emitan casi tantos GEI como los búfalos y rumiantes menores, pero es el resultado del gran número de cerdos y aves existentes, ya que las emisiones totales de GEI por animal son mayores en los rumiantes, y en especial los de mayor tamaño como los búfalos.



*Includes emissions attributed to edible products and to other goods and services, such as draught power and wool.

¹ Producing meat and non-edible outputs.

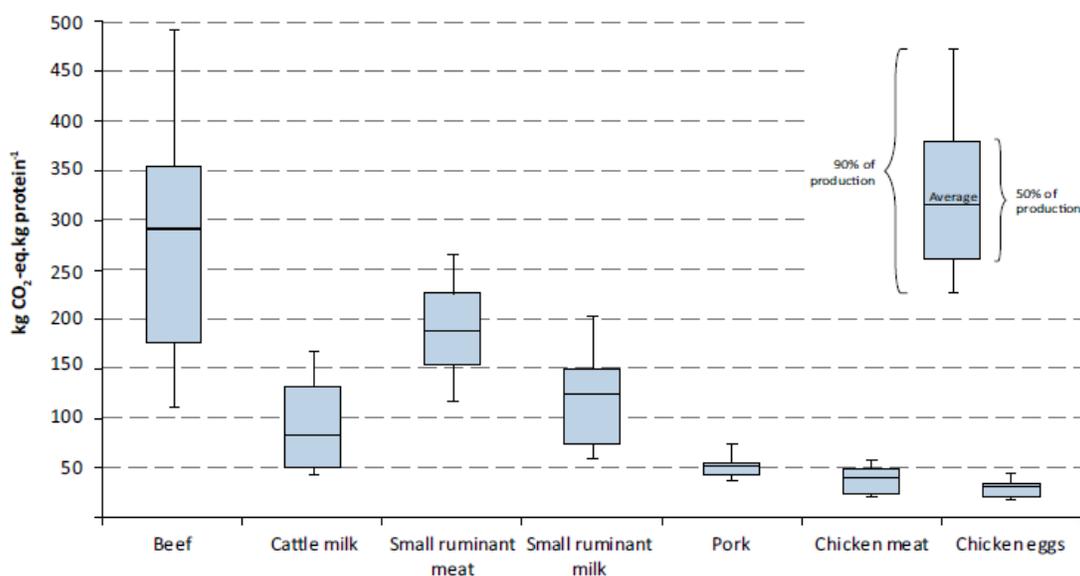
² Producing milk and meat as well as non-edible outputs.

Source: GLEAM.

Figura 6. Emisiones de GEI (TM de CO₂equiv) a nivel global, en función de especies animales (Gerber *et al.* 2013c).

En cuanto a la intensidad de emisiones (Figura 7), esta es mayor por kilo de carne de rumiantes que de monogástricos, y también mayor a la cantidad de GEI emitida por kilo de leche. También es evidente que la intensidad de emisión es mayor por kilo de producto en rumiantes que en monogástricos, pero debe recordarse que los primeros tienen una proporción importante de forrajes en la dieta, y la proporción o el rendimiento de GEI es mayor en forrajes que en alimentos concentrados (Aguerre *et al.* 2011; Wilkinson 2012; Muñoz *et al.* 2015; Iñamagua-Uyaguari *et al.* 2016).

Otra forma de expresión de resultados de emisión de GEI es en TM por región o país en un período determinado, que constituyen los denominados inventarios de emisiones de GEI, los mismos que son de reporte obligatorio bajo la Convención Marco de Cambio Climático de las Naciones Unidas (UNFCCC) y constituyen una herramienta clave para comprobar si se alcanzan las metas del Protocolo de Kioto. Estos inventarios se pueden desglosar por sector, y en el caso particular de este estudio es relevante la definición de la contribución del sector agropecuario y forestal en general, y del subsector pecuario en específico (Baethgen y Martino 2001). Los inventarios de carbono han servido en muchos casos para la obtención de fondos multilaterales o de cooperación bilateral orientados a la promoción de las Acciones Apropriadas de Mitigación a Nivel Nacional (NAMA's), para la negociación en los mercados de carbono, y para certificaciones que permitan el logro de precios premium en el mercado, créditos subsidiados o pago por servicios ambientales, entre otros (Ibrahim *et al.* 2010a; Pezo *et al.* 2018).



Source: GLEAM.

Figura 7. Intensidad de emisiones de GEI (kg de CO₂equiv por kg de proteína) para diferentes rubros de origen animal (Gerber *et al.* 2013c).

4.2 METODOLOGÍAS UTILIZADAS PARA LA EVALUACIÓN DE EMISIONES EN LABORATORIO Y CAMPO

Diversos métodos se han usado para la estimación del CH₄ emitido por los animales. En las primeras etapas se utilizó la técnica de cámaras de calorimetría respiratoria, y se desarrollaron ecuaciones para predecir emisiones de CH₄ en función de componentes de la dieta (Blaxter y Clapperton 1965; Moe y Tyrrell 1979; Holter y Young 1992). Posteriormente, analizando resultados de diversos estudios con diferentes tipos de

dieta se determinó que el uso de modelos mecánicos (Dijkstra *et al.* 1992; Dijkstra *et al.* 2011) trabajaba mejor que las ecuaciones de predicción (Benchaar *et al.* 1998). También se ha propuesto el uso de técnicas *in vitro* (Czerkawski y Breckenridge 1977) y de isótopos estables de carbono (Johnson y Johnson 1995; Boadi *et al.* 2004) para la estimación de emisiones de CH_4 .

Para la medición directa de la emisión de metano se han utilizado cámaras de respiración de circuito abierto cuyo diseño simple se ilustra en la Figura 8 (Storm *et al.* 2012). Este método se considera como el estándar debido a que se puede controlar el ambiente, y se puede medir la estabilidad y confiabilidad de las mediciones (Johnson y Johnson 1995), pero por otro lado en las cámaras se crean condiciones artificiales que pueden afectar el comportamiento de los animales, especialmente el consumo -quizás el parámetro más determinante en las emisiones de CH_4 -, pero se alteran también las tasas de digestión y de pasaje, las cuales tienen efectos en la emisión de CH_4 (Boadi y Wittenberg 2002). Además, el comportamiento de los animales en las cámaras y las condiciones que ahí se dan están bastante lejos de las que enfrentan los animales en pastoreo.

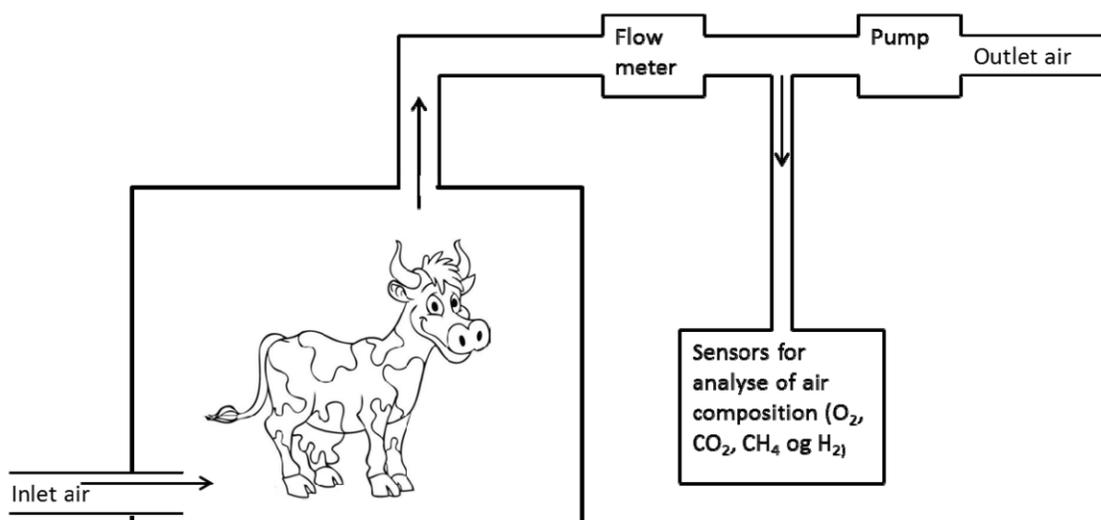


Figura 8. Diagrama de una cámara respiratoria de circuito abierto para analizar gases (Storm *et al.* 2012).

Una alternativa para las mediciones de la emisión del CH_4 entérico en animales manejados bajo pastoreo es el uso del marcador inerte SF_6 que se coloca en el rumen del animal, el cual se mezcla con el aire presente en el espacio libre del rumen, conjuntamente con el CH_4 , los cuales se capturan cuando son emitidos a través de la boca y la nariz (Johnson y Johnson 1995; Boadi y Wittenberg 2002; Pinares-Patiño *et al.* 2011a; Pinares-Patiño *et al.* 2011b), tal como se ilustra en la Figura 9. Esta técnica permite medir hasta un 95% del CH_4 emitido, pues no es capaz de capturar el producido en el tracto posterior (Storm *et al.* 2012). El uso de la técnica requiere de animales mansos y entrenados para llevar el arnés tipo jácquima que sostiene un tubo capilar y la cápsula colectora (Boadi y Wittenberg 2002). Las muestras colectadas en la cápsula son luego llevadas al laboratorio, donde se inyectan a un cromatógrafo de gases que permite detectar las concentraciones de CH_4 y SF_6 (Pinares-Patiño y Clark 2008). A pesar de que se reconoce el valor de la técnica del SF_6 por su precisión, sus detractores señalan que una limitante para su uso es el costo alto, además que se trata de un GEI potentísimo, con un potencial de calentamiento global 23.900 veces superior al CO_2 , y con una vida media de 3.200 años (Berra *et al.* 2009).

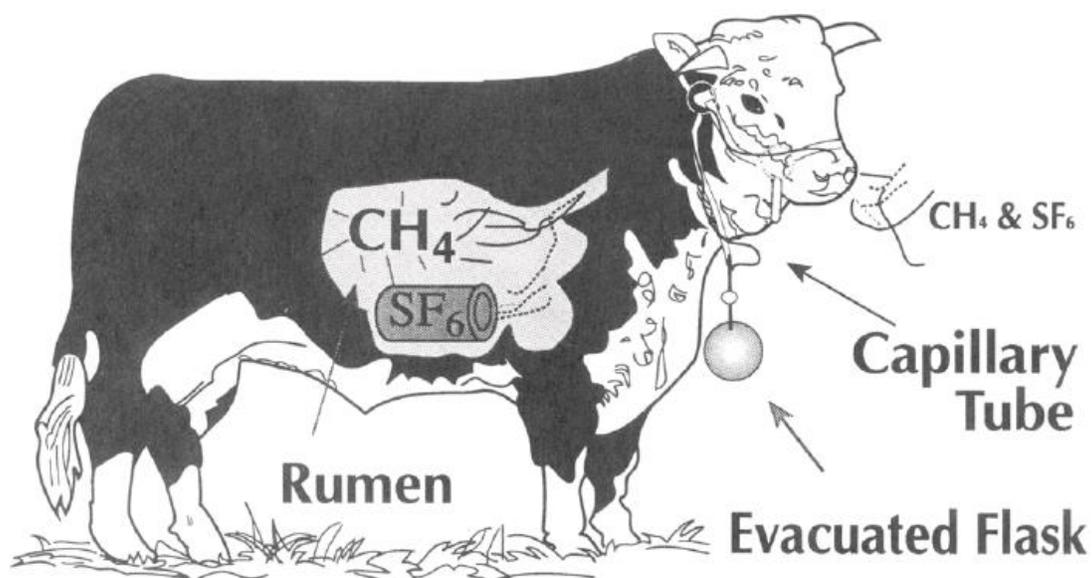


Figura 9. Ilustración del uso de la técnica de marcador SF₆ bajo condiciones de pastoreo (Storm et al, 2012).

Una opción utilizada en el laboratorio es la técnica tradicional de digestibilidad *in vitro*, la cual ha sido modificada para medir la emisión total de gases, y luego se determina el CH₄ presente en esa mezcla de gases (Araujo *et al.* 2011; Navarro-Villa *et al.* 2011). Hay diferentes sistemas disponibles para efectuar estas determinaciones, desde el uso de jeringas, el RUSITEC y los sistemas completamente automatizados (Soliva y Hess 2007; Sejian *et al.* 2011; Storm *et al.* 2012). Otra alternativa que se ha usado es el conectar una bolsa de recolección de gases a una manguera con válvula unidireccional que se conecta a una cánula ruminal colocada en un animal fistulado. A través de esta se mide el volumen total de gases producidos y se determina el CH₄ presente por medio de un detector comercial calibrado por un sistema de dilución con controladores de flujo de masa (Berra *et al.* 2009).

Para la determinación del óxido nitroso (N₂O) en el suelo se han propuesto diversos métodos. En algunos casos estos se han estimado usando factores de emisión propuestos por IPCC, pero estos llevan a estimados poco precisos (Chadwick *et al.* 2014), lo cual ha llevado al desarrollo de métodos experimentales de medición, pero los mismos requieren de la toma de muchas muestras para lograr estimados confiables, debido a la variabilidad espacial y temporal en las mediciones (Longoria-Ramirez *et al.* 2003; Chadwick *et al.* 2014), con los consiguientes costos asociados. Para tal fin se usan cámaras estáticas, que cubren un área muy pequeña de muestreo en el potrero o parcela. Estas constan de un tubo enterrado a unos 2 cm de profundidad, en el cual se inserta una tapa que funciona como cámara donde se acumula el N₂O y otros gases. En la tapa hay unos tubos reductores, donde se instala una septa a la que se conectan viales adecuadamente sellados para la toma de muestras en períodos determinados y a intervalos de muestreo establecidos en un protocolo (Mora Ravelo *et al.* 2005; Saldaña-Munive *et al.* 2014). Las muestras colectadas se llevan a un cromatógrafo de gases para conseguir los estimados de N₂O producidos. Un detalle de cámara de muestreo se presenta en la Figura 10. Más detalles metodológicos para optimizar la técnica se encuentran en Chadwick *et al.* (2014).

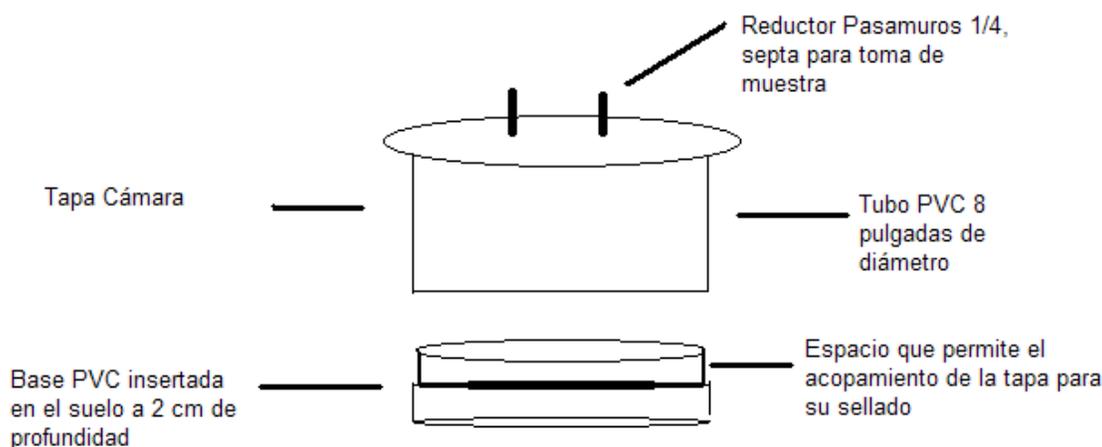


Figura 10. Diseño de una cámara de muestro de GEI en el suelo (Saldaña-Munive *et al.* 2014)

4.3 EL MODELAJE COMO HERRAMIENTA PARA LA TOMA DE DECISIONES

El Panel Inter-Gubernamental de Cambio Climático (IPCC 2006) ha propuesto un conjunto de métodos que permiten estimar las emisiones de GEI como producto de la fermentación entérica (CH_4) y del manejo de las excretas (CH_4 y N_2O). Sin embargo, pese a que estas son las aceptadas para los estimados oficiales, son genéricas y a menudo no aplican a todas las condiciones, por lo que ha habido inconformidad con los resultados obtenidos (Kebreab *et al.* 2008; Ricci *et al.* 2013; Escobar-Bahamondes *et al.* 2017). Para la estimación de las emisiones de CH_4 hay ecuaciones simples basadas en el nivel de consumo y la indigestibilidad de la dieta, como las que se incluyen en el modelo LIFESIM (León Velarde *et al.* 2006), y modelos mecanísticos más complejos que consideran la estequiometría de la fermentación y la producción de ácidos grasos volátiles, como en el modelo propuesto por Dijkstra *et al.* (1992). Estos modelos tienen valor en la toma de decisiones sobre cambios en la dieta que conlleven a la reducción de CH_4 , el gas que hace la mayor contribución a las emisiones totales (IPCC 2006).

Muchas veces el foco de interés va más allá del animal, y en tal caso con frecuencia se considera que la unidad apropiada para tal fin es la finca, tomando en cuenta no solo el CH_4 sino los otros GEI (Del Prado *et al.* 2013). Para tal propósito se han propuesto modelos de simulación de hatos o fincas que ayudan a representar los flujos y la transformación de carbono y nitrógeno a través de modelos mecanísticos, los cuales permiten predecir las emisiones en respuesta a una intervención o un conjunto de intervenciones a nivel de la unidad de producción. Estos modelos se han usado para evaluar el impacto de una estrategia de mitigación determinada sobre las emisiones, o cómo diferentes escenarios de cambio climático las afectarán, y en qué medida una estrategia de adaptación dada puede ayudar a mejorar la resiliencia del sistema (Cullen y Eckard 2011; Bell *et al.* 2012; de Oliveira Silva *et al.* 2015).

Los modelos de finca incluyen subrutinas para evaluar los flujos y pérdidas en los ciclos de C y N en los diferentes componentes de la finca: los animales, el manejo de las excretas, la producción de alimentos para el ganado con especial énfasis en el caso de los forrajes -sean estos de pastoreo, corte y acarreo o conservados-, el almacenamiento de carbono en el suelo, y otros componentes del sistema finca (Figura 11) (Del Prado *et al.* 2013). La mayoría de los modelos de hato o finca propuestos se han desarrollado de manera modular integrando modelos existentes o nuevos (Schils *et al.* 2007). Obviamente, esto tiene la limitación de la complejidad en la estructura del modelo y la necesidad de calibrar muchos parámetros, además que a menudo requieren de información más detallada del ambiente (suelo y clima), el manejo y la estructura de la unidad productiva. El problema es aún más complejo cuando se pasa del sistema de hato

o rebaño, a un sistema integrado de cultivos-animales, como en el modelo Integrated Farm System Model - IFSM Rotz *et al.* (2018).

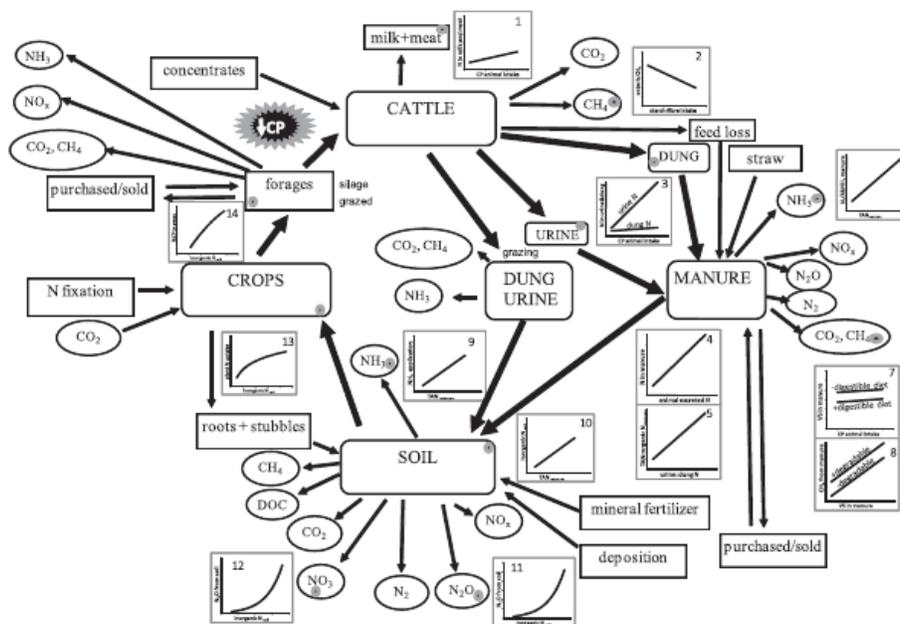


Figura 11. Diagrama conceptual de los componentes, almacenes y flujos de C y N en un sistema ganadero que incluye pastoreo (Del Prado *et al.* 2013)

4.4 EL ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA (ACV)

El análisis de ciclo de vida (ACV) es un método aceptado globalmente para evaluar el impacto de los sistemas agrícolas sobre el ambiente, para lo cual toma el enfoque de sistemas para estimar las consecuencias ambientales de producir un bien a lo largo del ciclo de vida completo. Estos se han aplicado tanto a la producción de leche (Thomassen *et al.* 2008; Gerber *et al.* 2011; O'Brien *et al.* 2012) como de carne (Asem-Hiablíe *et al.* 2018). En un artículo de Gerber *et al.* (2011) se ilustran los límites establecidos para el ACV en un estudio sobre las cadenas de valor de leche, por un lado internamente en la unidad de producción y luego de la finca hasta el comerciante detallista (Figura 12).

En el ACV se toman en cuenta todos los GEI (CH_4 , N_2O y CO_2) generados en los diferentes nodos de la cadena de valor, pero en general regularmente el CH_4 que es el mayor contribuyente, seguido por el N_2O , y en menor grado el CO_2 . Los ACV son herramientas valiosas para la toma de decisiones en la definición de políticas, pues permiten comparar las contribuciones de GEI de diferentes formas de producción tales como sistemas tradicionales vs. producción orgánica o vs. el uso de organismos genéticamente modificados (OGM), así como diferentes formas de procesamiento de alimentos (Roy *et al.* 2009), también entre alimentos, como en el caso de los productos de origen animal (de Vries y de Boer 2010). En este marco se ha visto que la producción de carne de res tiene un mayor potencial de calentamiento global que la producción de leche, y dentro de las carnes, la de res tiene un mayor impacto que la de monogástricos. La producción de leche y huevos tuvo un menor impacto (de Vries y de Boer 2010). Por otro lado, las mejoras en productividad resultan en una disminución en la intensidad de emisión, no solo por las mejoras que puedan ocurrir a nivel de producción, sino también por mejoras en la eficiencia de uso de los recursos involucrados en los procesos productivos, tales como los alimentos, fertilizantes, material genético, medicinas y energía fósil (Gerber *et al.* 2011). Así mismo, esos autores identificaron que las estrategias

más efectivas de mitigación son la reducción en la emisión de CH₄ y N₂O en sistemas de baja productividad y la reducción de CO₂ en los sistemas de productividad más alta.

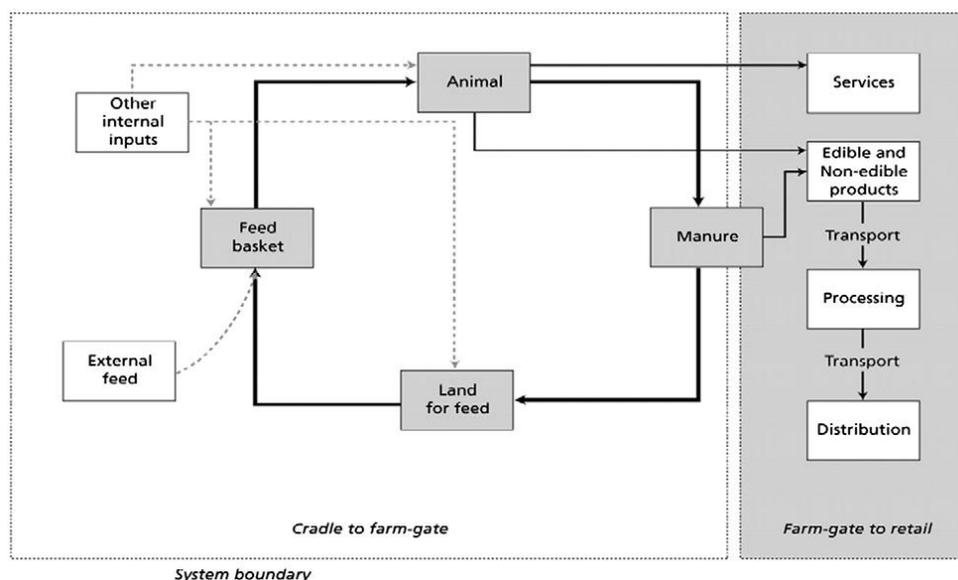


Figura 12. Límites del sistema para el ACV en el sector lechero (Gerber *et al.* 2011)

Definitivamente, se requieren más estudios utilizando el enfoque de ACV no sólo en los países de LAC y otros países en desarrollo, sino también incluso en los países desarrollados, dada la variación mostrada en las diferentes regiones en cuanto a los niveles de productividad (Gerber *et al.* 2011). Incluso en los países desarrollados donde se cuenta con más estudios, el tamaño de las muestras utilizadas es relativamente pequeño, comparado con la gran variabilidad de prácticas de manejo utilizadas (Thomassen *et al.* 2008; Gerber *et al.* 2011).

5 INNOVACIONES TECNOLÓGICAS PARA LA INTENSIFICACIÓN DE SISTEMAS GANADEROS, SU ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO Y LA MITIGACIÓN DE LA EMISIÓN DE GEI

En los párrafos siguientes se describen diferentes opciones tecnológicas con potencial para la intensificación de sistemas ganaderos en el contexto del cambio climático, y al final de esta sección se resumen estas en el Cuadro 5, calificando su contribución potencial a la adaptación y mitigación del cambio climático, así como la factibilidad de su implementación en sistemas de agricultura familiar.

5.1 MANEJO DEL RECURSO SUELO EN SISTEMAS GANADEROS

Muchas fincas están localizadas o poseen pasturas –mayormente degradadas– en áreas donde cualquier proceso de planificación de tierras no recomendaría su presencia. Es frecuente encontrar fincas de pequeños productores en áreas de ladera, en las que se practica el pastoreo en potreros con pendientes mayores al 50%, con los consiguientes problemas de erosión y baja productividad animal (Blanco-Sepúlveda y Nieuwenhuys, 2011). La erosión resulta en pérdidas de materia orgánica del suelo, y por ende la capacidad de fijar carbono (Reicosky *et al.* 2005), un elemento importante en la **mitigación** del cambio climático; pero además se acelera el proceso de mineralización de la materia orgánica remanente, con la consiguiente

liberación de N₂O, el cual se pierde si no hay cultivos de cobertura que los absorban (Sandoval Estrada *et al.* 2003; de Faccio Carvalho *et al.* 2010).

Por ello, las prácticas de agricultura de conservación como el no-laboreo o la labranza mínima (Castro *et al.* 2009), el uso de abonos verdes y cultivos de cobertura (Ogle *et al.* 2014), establecimiento de barreras vivas con leñosas forrajeras, pastos de corte o aquellos de crecimiento rastrero, la eliminación de las quemadas y la implementación de cualquier otra práctica que ayude a prevenir la erosión y a optimizar la captura e infiltración de agua, son estrategias que ayudan en la **adaptación** y **mitigación** del cambio climático en sistemas agrícolas y ganaderos (Castro *et al.* 2009; Faurès *et al.* 2013; Pezo 2017; FAO 2018). Estos no solo acarrear los beneficios descritos anteriormente, sino que además traen otros efectos sinérgicos como son la mejora de la macrofauna del suelo, el control de plagas y enfermedades y el incremento sostenido de la productividad (Kearney *et al.* 2017).

Las prácticas de conservación descritas son mucho más necesarias en terrenos de ladera con pendientes pronunciadas. Aunque lo ideal en muchos casos sería el excluir esas áreas del proceso productivo, dadas sus características de vulnerabilidad y los eventuales riesgos de desastres; una decisión de ese tipo no es siempre posible de implementar, a menos que el productor cuente con otros terrenos y decida rehabilitar aquellos más aptos para el uso intensivo del suelo, como fue el caso de Hojancha en Costa Rica (Rivera-Céspedes *et al.* 2016). Si solo se dispone de terrenos con pendiente pronunciada y el productor no tiene otra opción que la ganadería, se debe considerar la estabulación –temporal o total- del ganado, usando forrajes de corte; sin embargo, una opción de ese tipo requiere de inversiones a corto plazo, y su factibilidad económica será dependiente del costo de la mano de obra y equipo, pues los sistemas de “corte y acarreo” los requieren. Además, en esos sistemas se requieren de inversiones para manejar las excretas a fin de reducir la contaminación de fuentes de agua y hacer un uso más eficiente de los nutrientes reciclados (Faurès *et al.* 2013).

5.2 REHABILITACIÓN DE PASTURAS DEGRADADAS

La degradación de pasturas constituye una amenaza para el bienestar de los productores y los pobres del medio rural, pues al degradarse las pasturas éstas pierden su capacidad de soporte, la producción por animal se reduce y consecuentemente disminuye el potencial de productividad animal. Además tiene impactos de tipo ecológico, pues se reduce la capacidad para capturar y acumular C, aumenta la emisión de CH₄ por kilo de producto animal, hay pérdida de biodiversidad, y se incrementa la erosión y la compactación de suelos (Pezo 2017). Es por todas estas razones que la rehabilitación o renovación de pasturas degradadas, con los consiguientes cambios en la cobertura del suelo y la recuperación del potencial productivo del ecosistema pastura es una condición fundamental para la intensificación sostenible de la producción animal basada en pasturas y la reducción de las emisiones de GEI, pues las pasturas rehabilitadas poseen una mayor capacidad para acumular carbono en el suelo que las pasturas degradadas (Lal 2002), lo cual se ha observado tanto con forrajes de zona templada (Soussana *et al.* 2004) como con forrajes tropicales (Veldkamp 1994; Soussana *et al.* 2004; Amézquita *et al.* 2008; Maia *et al.* 2009). Además, la rehabilitación de pasturas, permite prevenir la deforestación para el establecimiento de nuevas áreas de pasturas, e incluso ayuda a liberar áreas para la regeneración natural de bosques o para establecer plantaciones forestales, todo lo cual resultará en una disminución de la huella de carbono en los sistemas ganaderos (Pezo *et al.* 2012a).

Los productores que enfrentan problemas de degradación de pasturas pueden optar por la rehabilitación si todavía hay una población suficiente de especies deseables que ameritan ser conservadas, estimuladas o complementadas con otras especies deseables. Pero, si la presencia de especies deseables es poca o nula, entonces es mejor establecer una nueva pastura, lo que se conoce como renovación (Dias-Filho 2007). El proceso de rehabilitar o renovar pasturas puede tener diferentes objetivos, tales como: restaurar el vigor, controlar las malezas presentes, aumentar la cobertura para proteger el suelo entre otros; todo ello con el propósito de lograr una producción de forraje más estable que resulte en la intensificación sostenible de la producción basada en el uso de pasturas.

En muchos casos la rehabilitación, y por supuesto la renovación de pasturas requiere de la introducción de nuevo germoplasma forrajero. En ese sentido, los esfuerzos de muchos investigadores y productores innovadores, así como los nuevos desarrollos en la industria de semillas de forrajeras, abren nuevas oportunidades para enfrentar los retos del cambio climático y la intensificación sostenible de la producción ganadera. Por ejemplo, el incremento en temperatura ambiente debido al cambio climático -mientras no sobrepase los límites de tolerancia de las especies- va a favorecer el crecimiento, especialmente en el caso de las gramíneas tropicales (C_4), e incluso se prevé que cada vez más éstas encontrarán condiciones para su crecimiento en las zonas subtropicales y templadas, así como a pisos altitudinales más altos (arriba de los 1,800 msnm) en las zonas tropicales. También, las temperaturas más altas van a promover la mayor incidencia de plagas, por lo que germoplasma resistente a ellas tendrá mayor potencial de éxito (White *et al.* 2013). A manera de ejemplo, en condiciones tropicales donde hay prevalencia de Cercópidos (p.e. *Aeneolamia* spp. *Zulia* spp.)² tendrán mayores posibilidades de persistir la *B. brizantha* cv. Marandú, y los híbridos Mulato, Mulato 2 y Caimán, por su resistencia/tolerancia a esas plagas. Por otro lado, las lluvias más intensas en períodos cortos acarrearán mayores riesgos de pérdidas de suelos por erosión, por lo que las especies de crecimiento rastrero ayudarán a prevenir la erosión. Esto aplica también al asocio de especies de crecimiento rastrero en áreas de corte o pastoreo cubiertas por especies de crecimiento erecto. También esas lluvias intensas -en presencia de suelos con drenaje pobre- resultarán en encharcamiento, por lo que para esas condiciones habrá que considerar especies que crecen bajo ese tipo de condiciones. Entre las especies de gramíneas tropicales tolerantes a esas condiciones se citan la *B. humidicola*, el híbrido Caimán de brachiaria (Rao *et al.* 2015) y los pastos tanner, alemán y pará, entre otros (Pezo 2017).

Por otro lado, si se acepta que la extensión del período de lluvias se está acortando como consecuencia del cambio climático, entonces las forrajeras con sistemas radiculares más profundos que poseen mayor tolerancia a sequía, como es el caso de la *B. brizantha* cv. Marandú y el híbrido Caimán, así como varias leguminosas herbáceas y leñosas, tendrán mayor potencial de adaptación (Pezo 2017). Por otro lado, cada vez será más frecuente la sustitución de maíz por sorgo como especie productora de grano y de forraje para corte y ensilaje, dados los menores requerimientos de agua en este último (Tambo y Abdoulaye 2012). Así mismo, será más frecuente la liberación al mercado de variedades de maíz más tolerantes a la sequía (Campos *et al.* 2004).

Para la rehabilitación o renovación de potreros se debe buscar germoplasma que además ayude a reducir las emisiones de GEI, lo cual se puede lograr por medio de tres mecanismos (Peters *et al.* 2013):

- a. *Secuestro del CO_2 atmosférico.* Las raíces de forrajeras altamente productivas y bien manejadas son excelentes almacenes de carbono (Fisher *et al.* 1994), sólo superadas por las raíces de leñosas propias del bosque húmedo tropical (Ramírez *et al.* 2009; Céspedes Flores *et al.* 2012).
- b. *Reducción de las emisiones de CH_4 .* Forrajes de buena calidad nutritiva (alta digestibilidad, altos contenidos de energía y proteína) emiten una menor cantidad de CH_4 por kilo de producto animal comparado con pastos de menor calidad, y además contribuyen a reducir la emisión neta, pues se requerirán menos animales para producir la misma cantidad de leche o de carne (Dini *et al.* 2017). Así mismo, cuando se incluyen leguminosas en las pasturas, éstas ayudan a mejorar la digestibilidad de la dieta y disminuir las emisiones de CH_4 , en especial si las gramíneas acompañantes son de baja calidad nutritiva (Archimède *et al.* 2011; Vargas *et al.* 2011; Dini *et al.* 2012). Adicionalmente, los taninos condensados presentes en varias leguminosas también pueden contribuir a reducir las emisiones de CH_4 , al disminuir la degradación de los forrajes en el rumen (Flores Ruano 1998; Vélez-Terranova *et al.* 2014).
- c. *Disminución de las emisiones de N_2O .* Algunas especies de Brachiaria (*B. humidicola*, *B. decumbens*) producen inhibidores biológicos de la nitrificación (IBN) y de esta manera ayudan a reducir las emisiones de N_2O , y a mejorar la eficiencia de uso del N cuando se aplican fertilizantes (Subbarao *et al.* 2009). Este es un tema relevante porque el Panel Inter-Gubernamental de Cambio

² Insectos que provocan el daño conocido comúnmente como “salivazo”

Climático (IPCC) no considera los IBN cuando estima las emisiones de N₂O de pasturas, y se sabe que hay grandes extensiones sembradas de estas especies en América Tropical (Peters *et al.* 2012). Sin embargo, un estudio reciente indica que el efecto de mitigación de los IBN no sería tan alto considerando que se liberaría NH₃, el cual eventualmente resultará en N₂O (Lam *et al.* 2017).

5.3 MANEJO RACIONAL INTENSIVO DE LAS PASTURAS

El manejo racional intensivo de pasturas, entendido como aquella práctica en la que se asegura que las pasturas estén sometidas a una intensidad de defoliación tal que permita una buena capacidad de rebrote después de la defoliación, y que el intervalo de descanso entre pastoreos sea suficiente para que la pastura se recupere y pueda persistir en el largo plazo (Pezo 2018), es un requisito fundamental para la intensificación de la producción animal, así como para la mitigación y adaptación al cambio climático en sistemas ganaderos basados en el uso de pasturas.

La intensidad de defoliación está determinada por la oferta o disponibilidad de forraje por animal o por kilo, pero en términos prácticos es controlado por la carga animal (número de animales o peso vivo por unidad de área). Se acepta que a menor intensidad de defoliación los animales pueden ejercer una mayor selectividad, consumiendo las partes más digeribles del forraje, y por ende habrá una menor emisión de CH₄ entérico por kilo de forraje consumido, así como por kilogramo de producto animal (Primavesi *et al.* 2004; Buddle *et al.* 2011; Legesse *et al.* 2011; Purcell *et al.* 2011; Salomon y Rodhe 2011; Dini *et al.* 2017). Además, al aumentar la carga animal se pueden incrementar las emisiones de GEI por unidad de área en pasturas, pero esto puede atenuarse si se liberan áreas para uso forestal, como puede ser el establecimiento de plantaciones o la regeneración natural, con la consiguiente disminución de las emisiones totales (Ibrahim *et al.* 2007; Ibrahim *et al.* 2010a; Torres-Rivera *et al.* 2011; Murgueitio *et al.* 2015; Solorio *et al.* 2017).

Por otro lado, a menor intensidad de defoliación resultante de la aplicación de una carga animal más baja, quedará un mayor residuo senescente post-pastoreo, lo cual va a favorecer una mayor actividad biológica y la acumulación de más carbono en el suelo (Fisher *et al.* 2007). Bajo condiciones particulares como pastoreo en terrenos con fuerte pendiente o cuando se presentan condiciones de déficit hídrico, el mayor residuo post-pastoreo puede favorecer la protección del suelo contra la erosión y una mayor retención de humedad. Pero bajo condiciones normales el manejo intensivo de las pasturas resulta en una mayor deposición de C orgánico en el suelo (Conant *et al.* 2003) como resultado de un buen desarrollo radicular y suficiente actividad biológica en el suelo (Rolfe 2010).

En cambio cuando se supera la intensidad óptima, el sobrepastoreo resultará en la pérdida de las especies deseables y eventualmente de la cobertura, con la consiguiente menor deposición de C orgánico en el suelo, así como la menor productividad en el largo plazo y la pérdida del potencial de resiliencia al cambio climático (Conant y Paustian 2002; Fisher *et al.* 2007).

En cuanto al período de descanso, este no puede ser demasiado largo pues ello redundará en menor calidad nutritiva del forraje ofrecido, y por tanto una mayor emisión de CH₄ por fermentación entérica, pero tampoco tan corto como para comprometer la persistencia de la pastura si esta es usada con intensidad alta, lo que afectaría no solo la productividad animal en el largo plazo, sino también la capacidad de adaptación al cambio climático.

En el Cuadro 2 se presentan datos recientes de como el cambio de una pastura degradada (dominada por pasto ratana) a una mejorada (pasto Caimán) y manejada bajo pastoreo rotacional intensivo, favorece la deposición de materia orgánica (MO) y carbono orgánico (COS), así como el incremento de la capacidad de soporte de pasturas. Adicionalmente, el buen manejo del pastoreo asegura que los animales puedan seleccionar forraje de mejor calidad, lo que redundará en una mayor producción de leche o ganancia de peso por animal,

Cuadro 2. Efectos del cambio de una pastura naturalizada (Pasto ratana) a una mejorada (Pasto Caimán) manejada en pastoreo rotacional intensivo (PRI) sobre la densidad aparente del suelo, materia orgánica y carbono orgánico en el suelo, y la carga animal en el trópico húmedo de Costa Rica (Abarca et al, datos no publicados)

Variable	Unidad	2012	2014	2015	2016
		Pasto Ratana ² Extensivo	Pasto Caimán ³ - PRI		
MO ¹		2,0	2,57	3,46	3,80
DA	g/cm ³	1,10	1,09	0,78	0,79
COS ¹	Mg/ha	13,0	16,4	15,8	17,5
Carga Animal	UA/ha	1,1 a	1,9	2,3	2,5

¹ Materia Orgánica corregida por Densidad Aparente (DA)

² *Ischaemun indicum*

³ Híbrido de *Brachiarias*

Bajo algunas condiciones de manejo extensivo de las pasturas, la quema es una práctica común para eliminar el material remanente de muy baja calidad nutritiva y favorecer el rebrote; sin embargo, esta debe evitarse o usarse muy esporádicamente, por los efectos negativos sobre el carbono orgánico en el suelo (Scheiter et al. 2015), además de sus efectos colaterales como es la emisión de CO₂.

5.4 IMPLEMENTACIÓN DE OPCIONES SILVOPASTORILES

Las opciones silvopastoriles (SP) en sistemas ganaderos son importantes para la mitigación (reciclaje de nutrientes, secuestro de carbono, mejora en la calidad de la dieta y por ende reducción en la emisión de GEI) y para la adaptación, ya que estos contribuyen a mejorar la resiliencia de los sistemas a la variabilidad climática, usando los árboles y otras leñosas perennes para intensificar y diversificar la producción y como amortiguador (“buffer”) de los sistemas contra los riesgos asociados al cambio climático (Faurès *et al.* 2013). En ese contexto, los SSP contribuyen a mejorar la dinámica del recurso hídrico en los sistemas ganaderos, pues las leñosas actúan como barreras para prevenir la escorrentía, su follaje reduce la fuerza de impacto de las gotas de lluvia y sus sistemas radiculares y la acumulación de material senescente ayudan a incrementar la infiltración y retención de agua en el suelo (Ríos et al. 2007; Ibrahim et al. 2010a; Chará et al. 2015).

En cuanto al reciclaje de nutrientes, en los sistemas silvopastoriles (SSP) hay una transferencia dinámica continua de nutrientes, en la cual las plantas (pasturas y árboles) usan los nutrientes para su metabolismo y los retornan como material senescente de la biomasa aérea y radicular (Martínez *et al.* 2014; Solorio *et al.* 2017). En muchos casos los árboles presentes en los SSP son fijadores de N (Sotelo *et al.* 2017), los cuales ayudan a enriquecer el contenido de este elemento en el suelo, a aumentar la productividad de la pastura y a mejorar la dieta de los animales en pastoreo. Algunos autores (Avendaño-Yáñez *et al.* 2018) mencionan el efecto “islas de fertilidad” que crean los árboles en SSP no solo por el aporte de estos, sino porque además los animales tienden a concentrarse bajo su copa y por ende hay mayor deposición de excretas, pero en general hay una distribución dispersa en los potreros por el movimiento de los animales. Además, cuando hay una alta proporción de leguminosas en las dietas de animales que pastorean en SSP, puede haber un exceso de N en la dieta y en las heces, y por consiguiente una mayor emisión de N₂O (Herrero *et al.* 2011). En cambio la emisión de CH₄ puede reducirse si el follaje de las leñosas es consumido por los animales y éstas contienen algunos metabolitos secundarios que interfieren con la actividad metanogénica en el rumen (Berndt y Tomkins 2013).

Adicionalmente los SSP tienen una gran capacidad de secuestro de C en los tallos, ramas y raíces, lo cual incide en reducir el flujo neto de C del sistema, y por ende en la mitigación del cambio climático (Villanueva *et al.* 2018). Además, si los SSP ayudan a mejorar la productividad también pueden contribuir

a prevenir la expansión de las áreas de pasturas a expensas del bosque o a permitir la liberación de áreas en uso ganadero hacia uso forestal, tal como se señaló también en el caso de las pasturas mejoradas.

5.5 MANIPULACIÓN DE LA FERMENTACIÓN RUMINAL PARA REDUCIR EMISIONES DE GEI DE ORIGEN ENTÉRICO

El CH₄ y el CO₂ se generan por acción de la fermentación microbiana de los carbohidratos y, en menor medida, de los aminoácidos, tanto en el retículo-rumen como en el intestino grueso de los animales (Hristov *et al.* 2013b), pero en el caso de los rumiantes la mayor producción ocurre en el primer compartimento (Gerber *et al.* 2013a). Como las condiciones en el rumen son anaeróbicas, una buena parte del CH₄ se produce a partir del CO₂, pero también hay alguna producción a partir de los ácidos grasos volátiles (acético, propiónico, butírico) generados en el proceso de fermentación. Los cambios en los patrones de fermentación en el rumen son producto de acciones que afectan la composición del microbiota, conformada por diferentes comunidades de bacterias y arqueas que tienen preferencia por diferentes sustratos y generan diferentes productos, así como de protozoos e incluso hongos, y de las interacciones entre ellos (Van Soest 1994; Janssen 2010).

Dada la diversidad del microbiota ruminal podría pensarse que los resultados obtenidos bajo determinadas condiciones y lugares no sean replicables, sin embargo estudios recientes muestran que hay similitud en las poblaciones de bacterias y arqueas dominantes presentes en más de 742 muestras provenientes de 35 países y 32 especies de animales, pero si hubo mayor diversidad en el caso de los protozoos (Henderson *et al.* 2015). En el mismo estudio se observó que las especies dominantes de bacterias están pobremente caracterizadas, pero las arqueas generadoras de CH₄ son mejor conocidas y se repiten bajo diversas condiciones, de manera que será posible mitigar las emisiones de CH₄ con estrategias que ataquen las pocas especies dominantes de microorganismos que lo producen.

La reducción de la producción de CH₄ entérico se puede lograr a través de diferentes mecanismos, unos directamente relacionados con el manejo de la dieta, sus componentes y las relaciones entre ellos, y otros con el uso de aditivos en la dieta tales como los inhibidores de metanogénesis, aceptores de electrones, ionóforos, compuestos bioactivos de las plantas, lípidos dietéticos, enzimas exógenas, agentes microbianos, defaunación y manipulación de las arqueas y bacterias del rumen, entre otros (Hristov *et al.* 2013b). Adicionalmente, hay otros mecanismos que han recibido atención recientemente como es el uso de vacunas, los inhibidores de las enzimas en microorganismos metanogénicos y la selección de animales con menores emisiones de metano (Eckard *et al.* 2010; Kobayashi 2010; Patra 2012). Debe tenerse presente que la factibilidad de aplicación de cada una de ellas debe ser el resultado de una evaluación cuidadosa primero a nivel del animal -más específicamente a nivel del tracto gastrointestinal- y luego a nivel del hato, en términos de sus efectos sobre la productividad, la utilización de nutrientes, los costos y beneficios esperados, los que al final son los que determinarán su aceptación por los productores (Monteny *et al.* 2006; Martin *et al.* 2010).

5.5.1 Manejo de los componentes de la dieta

La composición de la dieta consumida por los animales, las características nutricionales de cada uno de los componentes y las interacciones entre ellos son determinantes de los patrones de fermentación ruminal y por ende de la emisión de CH₄ (Makkar 2016). Sin embargo, al analizar la información disponible sobre los efectos de la dieta, su composición y el nivel de consumo, hay que prestar atención a la forma en que están expresadas las emisiones, sean estas por animal, por kilo de alimento consumido (rendimiento o proporción) o por kilo de producto animal (intensidad de emisión).

5.5.1.1 Nivel de consumo y digestibilidad de los alimentos

En términos generales se acepta que a mayor digestibilidad hay una menor emisión de CH₄ por kilo de alimento consumido, y que la emisión total de CH₄ se incrementa a medida aumenta el consumo de materia

seca total y de energía orgánica digerible (Del Prado *et al.* 2010; Del Prado *et al.* 2013; Hristov *et al.* 2013a); esto debe resultar en un aumento en la producción por animal (Coleman y Moore 2003), de manera que se reduce la intensidad de emisión (Smith *et al.* 2008; Hristov *et al.* 2013b). Sin embargo, las relaciones entre digestibilidad, consumo y emisiones de metano son bastante más complejas (Herrero *et al.* 2013), pues el incremento en consumo se relaciona con un aumento en la tasa de pasaje del alimento, y por ende un menor tiempo de retención en el rumen, lo cual resultará en una menor degradabilidad ruminal y menor emisión de CH₄ entérico (Vargas *et al.* 2011).

5.5.1.2 Procesamiento de los alimentos

La reducción del tamaño de partículas a través del picado o el molido es un mecanismo importante para mejorar su digestibilidad, favorecer el acceso de los microorganismos ruminales al sustrato, reducir el gasto energético, aumentar la tasa de pasaje, con los consiguientes efectos positivos sobre el consumo de alimento, la reducción de las emisiones de CH₄ (Boadi *et al.* 2004) y la productividad animal (Hristov *et al.* 2013b). En el procesamiento de los forrajes se debe encontrar un equilibrio entre el mejoramiento en la tasa de pasaje para aumentar el consumo y la utilización de nutrientes fácilmente digestibles, lo cual no es fácil de lograr cuando los alimentos son de baja calidad, y además debe tenerse en cuenta el costo económico y de uso de energía fósil asociado con esas formas de procesamiento, especialmente cuando se considera el molido (Hironaka *et al.* 1996). En el caso de los granos, el molido y eventual peletización ayuda a mejorar la digestibilidad y la eficiencia de uso de estos, con los consiguientes efectos positivos sobre la emisión de CH₄ y la producción animal (Hales *et al.* 2012). Este efecto es mayor en aquellos granos que tienen un tegumento duro como es el caso de la cebada y avena (Hristov *et al.* 2013b), los cuales no pueden ser digeridos adecuadamente cuando se ofrecen enteros.

5.5.1.3 Relación Forraje:Concentrado

Los concentrados son alimentos ricos en carbohidratos y proteínas, con menores contenidos de fibra y mayor contenido de materia orgánica fermentable en comparación con los forrajes, por lo que podrían resultar en una menor emisión de CH₄ por kilo de alimento consumido y de producto animal (Garg 2012). Sin embargo, al evaluar sus efectos hay que considerar los ingredientes que se usan en la formulación de los concentrados (Moate *et al.* 2011), el tipo de microorganismos que actúan preferentemente sobre los almidones y azúcares que son componentes importantes en ese tipo de alimentos (Popova *et al.* 2011; Wright y Klieve 2011), el tipo de ácidos grasos volátiles que se producen y el potencial de estos para generar CH₄ (Lana *et al.* 1998) y la eficiencia de síntesis microbiana en el rumen (Monteny *et al.* 2006).

Desde el punto de vista práctico, en muchos sistemas de producción intensiva se considera la proporción forraje: concentrado en la dieta como determinante de la respuesta animal potencial. En los países desarrollados, con frecuencia se usan proporciones 40:60 en dietas para vacas lactantes (Lovett *et al.* 2005; Aguerre *et al.* 2011; Garg *et al.* 2013; Muñoz *et al.* 2015) y niveles incluso más altos de concentrados (relaciones de hasta 20:80) en el caso de raciones de acabado para animales en engorde (Berchielli *et al.* 2003; Freetly y Brown-Brandl 2013). En términos generales, debido a la concentración más alta de materia orgánica digerible en los concentrados, estos suelen tener un efecto positivo sobre la productividad de los rumiantes, y eventualmente reducen la intensidad de las emisiones (Hristov *et al.* 2013b).

En el caso de los países en desarrollo hay que ser bastante más cuidadoso al definir las estrategias de suplementación con concentrados, en la medida de lo posible haciendo uso de recursos locales, y limitando hasta donde sea posible el uso de concentrados comerciales por el alto costo de las fuentes de energía y proteína que se incluyen en estos, y su impacto sobre los costos de producción y la competitividad de los sistemas, además de la reducción de la huella de C y la disminución de la dependencia del uso de insumos externos (Makkar 2016).

5.5.1.4 Otras prácticas de manejo de la alimentación

La forma como se ofrecen los forrajes y concentrados ya sea separados o como parte de las denominadas “raciones completas” y la frecuencia de alimentación son otras prácticas de manejo de la alimentación a tomar en cuenta, especialmente en los sistemas intensivos de estabulación. Con frecuencia se ha atribuido a la opción de ración completa la ventaja de que los forrajes y concentrados se ofrecen mezclados y se pueden incorporar incluso los micronutrientes. Hay muy pocos datos sobre la posible ventaja de uno u otro sistema sobre la reducción de emisiones y estos son contradictorios (Hristov et al. 2013b), pues hay algunos que muestran ventaja en el uso de “raciones completas” (Makkar 2016).

Por otro lado, hay muy pocos estudios sobre el efecto de la frecuencia de alimentación sobre la emisión de CH₄. Aunque se ha postulado que la sincronización en la disponibilidad de diferentes nutrientes es una herramienta para optimizar la función del rumen y la población de microorganismos, no hay datos que sustenten ventajas de alimentación más frecuente sobre las emisiones. Por el contrario, los pocos estudios disponibles sugieren que a menor frecuencia de alimentación hay un incremento en la variabilidad del pH ruminal a lo largo del día, lo cual reduce la metanogénesis; pero, la alimentación más frecuente favorece el consumo y la producción (Boadi et al. 2004), por lo que la mayor frecuencia de alimentación sería la práctica recomendada, a menos que el aumento en el costo de mano de obra no se pague con el aumento en producción.

5.5.2 Rol de los metabolitos secundarios

Muchas especies forrajeras, particularmente leguminosas, poseen metabolitos secundarios (p.e. taninos, saponinas, aceites esenciales), los que al ser liberados en el rumen de animales que las consumen afectan la población de bacterias celulolíticas y protozoos, y de esa manera resultan en una menor degradabilidad ruminal de la dieta y una menor producción de CH₄ entérico (Bodas et al. 2008; Vargas et al. 2011; Bodas et al. 2012; Hristov et al. 2013b; Vélez-Terranova et al. 2014).

5.5.2.2 Taninos.

Cuando se analiza el efecto de los taninos, hay que considerar el tipo de taninos presentes en los forrajes. Goel y Makkar (2012) sostienen que los taninos hidrolizables tienden a actuar directamente sobre las bacterias metanogénicas, pues son capaces de disminuir la actividad de las enzimas producidas por ellas al formar complejos más estables (Vargas et al. 2011); en cambio los taninos condensados inhiben la digestibilidad de la fibra al reaccionar con los componentes de la dieta (Huang et al. 2011). De hecho, los taninos condensados han resultado consistentemente en una disminución en la producción de CH₄ ruminal bajo condiciones in vitro (Bhatta et al. 2009), pero no siempre se han detectado los mismos resultados in vivo (Beauchemin et al. 2007). Jayanegara et al. (2012) sugieren que las discrepancias mayores se presentan con forrajes que tienen bajos contenidos de taninos condensados, y que los esfuerzos deberían concentrarse en aquellos forrajes cuyos contenidos de taninos no afectan el consumo y la producción animal (Hristov et al. 2013a).

Cualquiera sea el caso, y el mecanismo que esté operando, lo cierto es que regularmente se ha observado una reducción en la emisión de CH₄ cuando los animales consumen forrajes ricos en taninos (Bodas et al. 2012). Estos se han encontrado tanto en leguminosas tropicales (Flores Ruano 1998; Carulla et al. 2005; Beauchemin et al. 2008; Possenti et al. 2008; Tiemann et al. 2008; Grainger et al. 2009; Huang et al. 2011; Vargas et al. 2014; Vélez-Terranova et al. 2014; Salazar et al. 2018), como en leguminosas de zona templada (Goplen et al. 1980; Waghorn et al. 2002; Pinares-Patiño et al. 2003; Beauchemin et al. 2007; Beauchemin et al. 2008; Theodoridou et al. 2011; Williams et al. 2011; Piñeiro-Vázquez et al. 2018).

Además, hay que tener presente que los taninos establecen enlaces con las proteínas presentes en la dieta (Goel y Makkar 2012), lo cual en algunos casos puede ser beneficioso pues se crea la condición de “sobrepaso” de las proteínas evitando su fermentación en el rumen, y promoviendo su degradación en el tracto posterior por acción enzimática. Esto va a resultar en una menor excreción de nitrógeno en la orina,

y más en las heces (Hristov *et al.* 2013a) lo cual puede ser beneficioso desde el punto de vista de la emisión de N₂O, pues el nitrógeno presente en la orina es de liberación más rápida que el presente en heces (Gerber *et al.* 2013a; Hristov *et al.* 2013b). Sin embargo, hay que ser cautos con el nivel de forrajes ricos en taninos usados, pues su exceso puede resultar en una disminución importante en el consumo y por ende en la productividad animal. Igualmente puede ser contraproducente su uso cuando el contenido de proteína de la dieta es muy bajo, porque se reducirá la absorción de aminoácidos (Waghorn 2008). Adicionalmente, los taninos también se han mostrado efectivos en la prevención del timpanismo que con frecuencia ocurre cuando se consumen leguminosas de zona templada (Ramírez-Restrepo y Barry 2005), así como en el control de helmintos gastrointestinales, otra razón por la que en años recientes se ha prestado más atención a las especies forrajeras que los contienen (Sandoval-Castro *et al.* 2012), en particular para los sistemas de producción orgánica.

5.5.2.3 Saponinas

Las saponinas son glucósidos que actúan como detergentes naturales, cuyos azúcares son capaces de ligarse a esteroides de la membrana de protozoarios presentes en el rumen, causando su muerte o defaunación (Goel y Makkar 2012). En varios trabajos la defaunación se ha asociado con la reducción entre un 6 y 27% de la producción de metano sobre la base de consumo de materia seca (Hristov *et al.* 2013b). Se ha sugerido que dicho efecto es producto de la disminución en la transferencia de hidrógenos desde los protozoarios a los microorganismos metanogénicos que se establecen en la superficie de éstos, de la reducción en la digestión de la fibra, además de aumentos en la concentración de ácido propiónico y en la biomasa microbiana (Vargas *et al.* 2011).

Hay varios trabajos en que se han evaluado forrajes que contienen saponinas sobre la concentración de protozoos en el rumen y las emisiones de CH₄, en muchos de ellos se han evaluado forrajeras que contienen estos compuestos en hojas o frutos (Galindo *et al.* 2000; Galindo *et al.* 2001a; Galindo *et al.* 2001b; Abreu *et al.* 2003; Hess *et al.* 2003; Hess *et al.* 2004; Kamra *et al.* 2008; Galindo *et al.* 2011; Galindo *et al.* 2012; Ku Vera *et al.* 2014; Salazar *et al.* 2018), en otros se ha evaluado la adición de extractos de saponinas (Zhou *et al.* 2011; Galindo *et al.* 2016).

En el Cuadro 3 se listan algunas especies tropicales y de zona templada que contienen taninos o saponinas. Si bien en la lista se incluye sólo las especies, hay evidencia de variaciones en el contenido de estos metabolitos secundarios entre cultivares dentro de una misma especie, como en el caso de *Tithonia diversifolia* (Galindo *et al.* 2018). Pero debe anotarse que en general, al comparar los efectos de las saponinas y de los taninos sobre la producción de CH₄ (Navas-Camacho *et al.* 2001; Hu *et al.* 2006; Zhou *et al.* 2011; Bodas *et al.* 2012; Goel y Makkar 2012), los resultados sugieren que el riesgo de deterioro de la función del rumen y de la productividad animal es mayor con los taninos que con las saponinas, y que para disminuir la producción de CH₄ entérico, el rango de concentración es menor para los taninos que para las saponinas (Gerber *et al.* 2013a; Hristov *et al.* 2013a).

5.5.2.4 Aceites esenciales

Se han identificado más de 240 aceites esenciales con actividad antimicrobiana por muchos años, pero sólo recientemente se ha estudiado su potencial para inhibir selectivamente a los microorganismos ruminales (Beauchemin *et al.* 2009), utilizando especies de zona templada. De las 450 especies de zona templada evaluadas, sólo tres se mostraron promisorias para inhibir la metanogénesis. Los aceites esenciales de algunas especies, como ajo, cebolla, jengibre mostraron ser efectivas para inhibir la producción de CH₄ *in vitro*, pero no hay información que pruebe su efectividad *in vivo* (Hristov *et al.* 2013b), y que esta sea duradera, porque en estudios *in vitro* se ha visto que puede ocurrir adaptación de los microorganismos más aún con efectos de largo plazo (Beauchemin *et al.* 2008). Otro problema por considerar es que las concentraciones de aceites esenciales que han tenido efectos antimetanogénicos a nivel *in vitro* son muy altos, y es posible que cuando se usen *in vivo* pueden afectar la palatabilidad o incluso pueden llegar a ser tóxicos (Beauchemin *et al.* 2009).

Cuadro 3. Algunas especies herbáceas y leñosas perennes de uso forrajero de zonas templadas y tropicales en las que se han detectado contenidos de taninos y saponinas.

Zona Templada	Compuesto	Zona Tropical	Compuesto
<u>Herbáceas</u>		<u>Herbáceas</u>	
<i>Lotus corniculatus</i>	T	<i>Desmodium ovalifolium</i>	T
<i>Lotus pedunculatus</i>	T	<i>Desmodium intortum</i>	T
<i>Hedysarum coronarium (Sulla)</i>	T	<i>Desmodium uncinatum</i>	T
<i>Onobrychis viciifolia</i>	T		
<i>Trifolium repens (algunos cultivares)</i>	T	<u>Leñosas perennes</u>	
<i>Lotu uliginosus</i>	T	<i>Phyllanthus discoideus</i>	T
<i>Medicago sativa</i>	S	<i>Agelaea obliqua</i>	T
		<i>Caliandra calothyrsus</i>	T
<u>Leñosas perennes</u>		<i>Leucaena leucocephala</i>	T
<i>Acacia mearnsii</i>	T	<i>Mangifera indica</i>	T
<i>Phyllanthus discoideus</i>	T	<i>Samanea saman</i>	T
<i>Schinopsis balansae</i>	T	<i>Albizia lebbek</i>	T
<i>Quercus spp</i>	T	<i>Tithonia diversifolia</i>	T
<i>Camelia sinensis</i>	S	<i>Acacia cyanophylla</i>	T
<i>Yucca schidigera</i>	S	<i>Acacia albida</i>	T
		<i>Gliricidia sepium</i>	T
		<i>Bauhinia rubescens</i>	T
		<i>Flemingia macrophylla</i>	T
		<i>Acacia angustissima</i>	S
		<i>Sapindus saponaria</i>	S
		<i>Sesbania sesban</i>	S
		<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	S
		<i>Jatropha curcas</i>	S
		<i>Moringa oleifera</i>	S,T
		<i>Morus alba</i>	S,T
** <i>Cassia rotundifolia</i> , <i>Lablab purpureus</i> , <i>Macroptilum athropurpureu</i> presentan niveles muy bajos de taninos			

5.5.3 Utilización de enzimas exógenas

Las enzimas exógenas utilizadas para reducir las emisiones de CH₄ son productos concentrados que contienen celulasas y hemicelulasas, que cuando están bien formulados y son ofrecidos a los animales pueden ayudar a mejorar la digestibilidad de las fracciones fibrosas que llegan al rumen, e incluso pueden resultar en mejoras de la producción animal (Grainger y Beauchemin 2011). El concepto detrás de su uso es que al incrementar la eficiencia de uso de las fracciones fibrosas se reduce la relación ácido acético a ácido propiónico (C₂/C₃) en el fluido ruminal, el cual se reconoce como el mecanismo fundamental para la reducción de CH₄. Sin embargo, no todos los productos preparados de enzimas exógenas han sido igualmente efectivos en reducir las emisiones (Eckard *et al.* 2010; Hristov *et al.* 2013b). Mientras en algunos ensayos se ha logrado reducciones en la emisión de CH₄ del 9 al 28% en dietas a base de ensilaje de maíz, en muchos otros no se detectaron efectos (Beauchemin *et al.* 2008), quizás porque el uso de las

enzimas afectó la composición de la población de bacterias ruminales, sin un incremento en las densidades de protozoos, bacterias y de aquellas de acción metanogénica (Chung *et al.* 2012).

5.5.4 Uso de levaduras

Entre los agentes microbianos usados como parte de las dietas para mejorar su aprovechamiento, posiblemente los probióticos basados en levaduras y hongos ocupan el primer lugar. Entre ellas, las cepas de *Saccharomyces cerevisiae* y *Aspergillus oryzae* han sido las estudiadas más frecuentemente (Hristov *et al.* 2013b). El uso de *Saccharomyces cerevisiae* ha resultado en mejoras en la fermentación ruminal y el consumo, y en incrementos del 3-4% en la producción de leche y ganancia de peso (Beauchemin *et al.* 2008).

No está claro cómo funcionan las levaduras para disminuir las emisiones de CH₄, pero en el caso del *Sacharomyces* se sugiere que podría ser a través del incremento en el número de bacterias ruminales, dada la gran capacidad de las levaduras para capturar oxígeno mejorando las condiciones de anaerobiosis en el rumen (Nicodemo 2001). Además, se sabe que la repartición de los carbohidratos degradados entre las células microbianas y los productos de fermentación puede alterar la producción de hidrógeno, disminuyendo así la generación de CH₄. Otra posibilidad es que las levaduras promuevan el crecimiento de bacterias acetogénicas, que usan el H⁺ presente en el rumen (Newbold y Rode 2006; Chaucheyras-Durand *et al.* 2008). Sin embargo, el incremento en producción observado mayormente en vacas lecheras, se ha atribuido al aumento en el flujo de proteína microbiana al intestino (Caja *et al.* 2003). Sin embargo, para que se manifieste el efecto de las levaduras añadidas en la dieta, es necesario un período de acostumbramiento de unas dos semanas (Nicodemo 2001).

Sin embargo, hay que ser cautos en el uso de esta información para su aplicación comercial, pues hay una serie de productos comerciales basados en esta levadura, pero hay una gran variación en las cepas y en el número y efectividad de las levaduras presentes en dichos productos. Se ha sugerido que se puede seleccionar cepas de las levaduras capaces de reducir la producción de CH₄ ruminal, pero en muchos casos la selección de las cepas no se ha hecho con base en su efecto potencial sobre ese parámetro (Beauchemin *et al.* 2009).

Un caso de interés en América Latina y el Caribe es lo referente al tratamiento de residuos de caña, incluyendo el bagazo, mediante enriquecimiento con nutrientes, para que se incremente la actividad del *Saccharomyces cerevisiae*, labor desarrollada inicialmente por investigadores cubanos (Martín 2005; Ramos *et al.* 2006). En todos estos casos se ha logrado incrementos en la digestibilidad del forraje tratado denominado “sacharina rústica”, y mejoras en la respuesta animal, así como una reducción en la emisión de CH₄ por kilo de MS fermentada (Galindo *et al.* 2018).

En el caso de *Aspergillus oryzae* hay poca información sobre su forma de acción, en parte puede ser producto de polisacaridasas que estas contienen, pero también porque ayudan a incrementar la adherencia de bacterias celulolíticas a la fibra, además que proveen de vitaminas, ácidos grasos de cadena ramificada y aminoácidos a las bacterias (Nicodemo 2001). En términos generales se reportan incrementos en consumo, pero efectos variables en producción de leche con el uso de extractos de *Aspergillus oryzae* (Tricarico *et al.* 2005). También existe la posibilidad del tratamiento de alimentos fibrosos con hongos, lo cual ha resultado en una predigestión de los componentes de la fibra, una mayor digestibilidad de los mismos, un mayor consumo y una menor intensidad de emisión de CH₄ cuando los animales consumen estos forrajes (Mahesh y Mohini 2013).

En términos generales, el costo de las levaduras es relativamente bajo y de uso amplio en la alimentación animal, por lo que se podría suponer que hay un buen potencial para el uso comercial de levaduras capaces de reducir la emisión de CH₄; sin embargo, parece que los grandes comercializadores de aditivos no están muy entusiastas en su producción comercial, pues los productores están más interesados en el incremento de producto animal, antes que en la reducción de emisiones, y los resultados en producción no han sido suficientemente consistentes (Beauchemin *et al.* 2009).

5.5.5 Uso de ionóforos

Los ionóforos son sustancias antimicrobiales que inicialmente se usaron como coccidiostatos en la producción de aves (Callaway *et al.* 2003; de Oliveira *et al.* 2005), pero posteriormente se han usado en rumiantes, inicialmente en ovinos y bovinos de carne y luego en vacas lactantes (Hristov *et al.* 2013a). En el caso de su uso en rumiantes el propósito ha sido mejorar la eficiencia alimenticia (Nicodemo 2001; Mitsumori y Sun 2008; Hristov *et al.* 2013b), pero además se vio que estos podían ayudar a reducir la incidencia de enfermedades asociadas a la fermentación ruminal (p.e. timpanismo), debido a su efecto sobre la población de microorganismos ruminales (Callaway *et al.* 2003). El uso de los ionóforos está prohibido en la Unión Europea (Hristov *et al.* 2013b), posiblemente por la preocupación que su uso lleve al desarrollo de resistencia antimicrobiana y el potencial que se transfiera resistencia cruzada a antibióticos en el caso de los humanos (Callaway *et al.* 2003); sin embargo, después de más de 25 años de uso de los ionóforos como aditivos en dietas de animales no se ha detectado ese tipo de problemas, ni tampoco se ha reportado incremento en la resistencia de las bacterias ruminales a los ionóforos (Russell y Houlihan 2003).

Los ionóforos, entre los cuales están la monensina y la lasolacida como los de uso más común, actúan sobre las bacterias Gram positivas del rumen, entre las que se encuentran productoras de H_2^+ y formato, de butirato, lactato y amoníaco; en cambio no afectan a bacterias productoras de succinato y propionato (Ramírez *et al.* 2014). Todo esto resulta en una reducción en la producción de CH_4 , acetato y butirato, y un incremento en la proporción de propionato en el rumen (Boadi *et al.* 2004; Cobos-Peralta *et al.* 2005); disminuye la producción de lactato en el rumen, por lo que hay menos riesgo de acidosis, y también se reduce la deaminación de las proteínas en el rumen (Zeoula *et al.* 2008) y la pérdida de nitrógeno amoniacal en la orina (Callaway *et al.* 2003). Todo esto debe resultar en una mejora en la eficiencia alimenticia (menos alimento consumido por kilo de producto animal) y una mayor producción por animal (Russell y Strobel 1989); sin embargo, los resultados de respuesta animal han sido variables (Cuadro 4).

En una revisión reciente, Hristov *et al.* (2013b) concluyeron que la monensina parece tener un efecto moderado en la reducción del CH_4 en rumiantes alimentados con dietas altas en granos o que reciben mezclas de grano + forrajes; siendo ese efecto dependiente de la dosis del ionóforo, el nivel de consumo y la composición de la dieta. En cambio, dicho efecto fue menos consistente en rumiantes manejados bajo pastoreo.

Cuadro 4. Efecto relativo de los ionóforos (como % del control) en animales en crecimiento alimentados en confinamiento (Nicodemo 2001).

Ionóforo	Ganancia de peso	Conversión alimenticia
Monensina	96 - 110	88 - 95
Lasalocida	99 - 107	90 - 96
Narasina	87 - 100	84 - 90
Salinomocina	102 - 106	93

5.5.6 Uso de otros aditivos en la dieta

Entre los compuestos que se añaden en la dieta para reducir las emisiones están los inhibidores de la producción de CH_4 tales como el bromo-cloro-metano (BCM), el 2-bromoetano sulfónico (BES), el cloroformo y la ciclodextrina, los cuales actúan sobre las arqueas metanogénicas del rumen (Buddle *et al.* 2011; Hristov *et al.* 2013b); pero además están los aceptores de electrones, tales como los nitratos, fumarato, sulfatos y el nitroetano (Brown *et al.* 2011; Hristov *et al.* 2013a).

Hay evidencia de ensayos in vivo de que un inhibidor como el BCM es capaz de reducir las emisiones de CH_4 hasta en un 33% en el caso de caprinos (Abecia *et al.* 2012) y un 50% en el caso de bovinos (Hristov *et al.* 2013a), sin mayores efectos en el consumo ni la digestibilidad de los alimentos, y con resultados variables -pero nunca negativos- en producción (Hristov *et al.* 2013b); pero, la persistencia de los efectos de estos inhibidores ha sido variable, aunque se sugiere que estos no son duraderos, ya sea porque se

absorbe, metaboliza o simplemente sale del rumen hacia el tracto posterior (Hristov *et al.* 2013a), por lo que habría que estar aplicando con mucha frecuencia (Reynolds *et al.* 2014). En el caso del cloroformo se ha observado un efecto similar en términos de eficacia y persistencia de la acción inhibitoria de la producción de CH₄ en el rumen (Knight *et al.* 2011). Sin embargo, quizás el aspecto más crítico para la promoción del BCM está en que se trata de un compuesto que agota la capa de ozono, por lo que es un producto de muy pobre aceptación en muchos países, por lo que no puede ser usado directamente como un agente para la reducción del CH₄ (Hristov *et al.* 2013b).

Entre los aceptores de electrones, quizás los nitratos son los de mayor posibilidad de uso en los países en desarrollo no solo por su efectividad para reducir la emisión de CH₄, sino también por su costo más accesible; en cambio el potencial de uso del malato y el fumarato es menor, porque deben usarse en dosis altas para que muestren efectos importantes en la reducción de CH₄, y resultan más costosos que los nitratos (Gerber *et al.* 2013a). Además, Gerber *et al.* (2013a) sostienen que los alimentos que se encuentran en estos países regularmente son pobres en nitrógeno y muy pocos presentan riesgo de toxicidad por nitratos, a no ser que se trate de cultivos forrajeros con altos niveles de fertilización y utilizados poco después de la aplicación de los mismos (Bolan y Kemp 2003). La adición de nitratos en la dieta se ha mostrado efectiva en reducir la emisión de CH₄, pues el nitrato compite por el H⁺ libre en el rumen para formar amonio, en lugar de que el CO₂ se reduzca a CH₄ (Leng 2008). En el caso de vacas lecheras, el uso de nitratos en la dieta redujo hasta en un 16% la emisión de CH₄, y no afectó el consumo, la digestibilidad, ni la producción de leche (Van Zijderveld *et al.* 2011), pero en otros estudios se han visto reducciones de hasta el 50% en las emisiones (Hristov *et al.* 2013b).

En general, existe el riesgo de intoxicación por nitratos cuando se adicionan estos en las dietas como aceptores de electrones, pues su conversión a nitritos y que estos se acumulen en el rumen no solo va a producir una reducción en la productividad, sino eventualmente la muerte de los animales (Leng 2008). Sin embargo, este es más un problema en dietas altas en proteína, y cuando los animales no han tenido oportunidad de una adaptación gradual al consumo del nitrato (Hristov *et al.* 2013a), proceso que puede tomar unas tres semanas. También el uso de fuentes de azufre como la cisteína o el sulfato (Van Zijderveld *et al.* 2010) pueden ayudar a reducir el riesgo de intoxicación por nitratos, pero el costo de la cisteína como aminoácido sintético lo hace impráctico (Leng 2008).

5.5.7 Vacunación e inoculación

El avance en el conocimiento de las especies de microorganismos responsables de la metanogénesis en el rumen, entre los cuales hay unos pocos géneros dominantes (i.e., *Methanobrevibacter*, *Methanobacterium*, *Methanosphaera*, *Methanosarcina* y un grupo de arqueas conocidas como el clúster C del rumen), así como en la genómica de los mismos (Attwood y McSweeney 2008; Attwood *et al.* 2011; Wedlock *et al.* 2013) han abierto nuevas posibilidades de intervención para reducir las emisiones de CH₄. Por un lado, está la posibilidad de inoculación con microorganismos de otros géneros no metanogénicos que puedan competir con los productores de CH₄ y de esa forma reducir la emisión de CH₄ entérico (Hristov *et al.* 2013b), y la otra opción es la producción de vacunas que promuevan la producción de anticuerpos que no permitan el desarrollo de los microorganismos metanogénicos y por ende contribuyan a reducir la producción de CH₄ (Clark *et al.* 2011; Wedlock *et al.* 2013).

La inoculación con bacterias ruminales provenientes de animales adaptados al consumo de *Leucaena* hacia animales que no habían estado expuestos a esa leguminosa fue un mecanismo exitoso para controlar la toxicidad de mimosina (Jones y Megarrity 1986). También se obtuvieron resultados positivos al inocular bacterias productoras y utilizadoras de lactato para promover cambios en la microflora intestinal, la estabilización del pH y la promoción de la salud del rumen (Krehbiel *et al.* 2003). Con base en ello se ha propuesto que la inoculación de bacterias no-metanogénicas puede ser una opción por considerar, pero faltan trabajos que sustenten su factibilidad de este mecanismo considerando la complejidad de las interacciones entre los múltiples organismos presentes en el ecosistema ruminal.

La vacunación de animales para que produzcan anticuerpos capaces de actuar contra los microorganismos metanogénicos, tanto en la saliva como en el medio ruminal, es otra estrategia que empezó a probarse en Australia y Nueva Zelanda para limitar el crecimiento de esos organismos y reducir la producción de CH₄ en el rumen (Clark *et al.* 2011; Krause *et al.* 2013). Se reconoce que esta es una estrategia promisoría especialmente en el caso de rumiantes manejados bajo pastoreo (Gerber *et al.* 2013a; Gerber *et al.* 2013b), pero para que la vacuna sea efectiva debe promover la producción de una cantidad suficiente de anticuerpos en la saliva que se ligan a las proteínas de la membrana de los organismos metanogénicos presentes en el rumen, de manera que estos no sean capaces de actuar. El hecho que los anticuerpos anti-metanogénicos vienen en la saliva asegura que estos lleguen constantemente al rumen, pero además es importante que los mismos persistan en su acción dentro del rumen (Wedlock *et al.* 2013). El contar con vacunas de acción sobre los protozoos del rumen es otra opción para reducir la metanogénesis, pero las vacunas desarrolladas hasta el momento no han mostrado tener efecto sobre esos organismos (Wedlock *et al.* 2013).

Aunque hasta el momento las vacunas para reducir la emisión de CH₄ ruminal han mostrado ser efectivas a nivel experimental bajo condiciones *in vitro* (Clark *et al.* 2011; Gerber *et al.* 2013a) e *in vivo* reduciendo la emisión de CH₄ en un 5 a 10% (Mitsumori y Sun 2008; Krause *et al.* 2013), aún hay trabajo por hacer en cuanto a los protocolos de vacunación (Williams *et al.* 2009) y la producción comercial de este tipo de vacunas (Eckard *et al.* 2010; Clark *et al.* 2011; Gerber *et al.* 2013a; Wedlock *et al.* 2013; Hristov *et al.* 2013b).

5.6 SELECCIÓN GENÉTICA PARA REDUCIR LAS EMISIONES DE METANO ENTÉRICO

Trabajos preliminares desarrollados en Nueva Zelanda con ovinos (Pinares-Patiño *et al.* 2003) evidenciaron que habían diferencias entre individuos en la cantidad de CH₄ emitido por kilogramo de materia seca consumida, y esto motivó a que se iniciaran programas de investigación orientados a profundizar sobre el tema. Sin embargo, el primer problema que enfrentaron fue la variabilidad de resultados cuando se usó la técnica del SF₆, pero cuando usaron el método calorímetro lograron identificar grupos con diferente nivel de intensidad de emisiones (hasta un 20% de diferencia) y en ellos trataron de descubrir las bases genéticas y fisiológicas para tales diferencias (Clark *et al.* 2011). Wall *et al.* (2010) han sugerido tres rutas para orientar el trabajo de mejoramiento genético para reducir la intensidad de las emisiones: i. seleccionar directamente con base en intensidad de emisiones, cuando sea posible medirla; ii. mejorar la productividad y la eficiencia; y iii. Reducir el desperdicio en el sistema de finca.

Como las mediciones directas de emisiones para el trabajo genético son difíciles, entonces se han buscado proxis que puedan tomarse en cuenta. Estos han variado de algunos tan simples como el peso corporal, la producción y composición de leche, a otros tan complejos como la morfología y metabolitos ruminales, entre otros (Negussie *et al.* 2017). En el caso de vacas lecheras, uno de los proxis que se propuso, que tenía buen potencial, era el Residual de Consumo de Alimentos (RCA), y se pensó que animales que tenían un RCA bajo tenían menor emisión de CH₄ por kilogramo de alimento consumido (Gerber *et al.* 2013b); sin embargo, esto funcionó en el caso de animales que consumían dietas de buena calidad, pero no fue el caso cuando consumieron forrajes de menor calidad (Jones *et al.* 2011). Para el logro de mayores avances, se ha recomendado una combinación de proxis para la selección de animales con una menor emisión de GEI (Negussie *et al.* 2017).

Los valores de heredabilidad estimados para parámetros tales como la Emisión de Metano Predicha y el RCA varían entre 0.35 y 0.40 (De Haas *et al.* 2011), mientras que los valores de repetibilidad son relativamente bajos (Moraes *et al.* 2014). De cualquier forma, esto sugiere que es posible reducir las emisiones mediante la selección de animales con menor costo de mantenimiento (Gerber *et al.* 2013b), y más eficientes en el uso de los nutrientes (Hristov *et al.* 2013b), aunque ha habido casos en que esos conceptos no han trabajado (Freetly y Brown-Brandl 2013). Quizás por ello, De Haas *et al.* (2011) sugieren la necesidad de esfuerzos de cooperación para conjuntar información sobre consumo de alimentos y

emisión de metano, y otros parámetros para identificar cuáles pueden ser los claves para procesos de selección genética.

5.7 ALIMENTACIÓN EN PERÍODOS CRÍTICOS

Los sistemas de producción animal, especialmente aquellos basados en el uso de pasturas y otras especies forrajeras, con frecuencia enfrentan períodos críticos, ya sea de sequía, de excesos de humedad o de temperaturas extremas de calor o frío (Pezo *et al.* 2018). En esos períodos se afecta la disponibilidad de agua y alimentos, así como el contenido de nutrientes en los alimentos (i.e., energía digerible, nitrógeno y elementos minerales), pudiendo llegar a ser deficitarios con relación a los requerimientos de los animales. La disminución en disponibilidad de forraje resulta en una reducción en la capacidad de carga de las pasturas, así como en una menor ingesta de alimentos y de nutrientes en general. Como consecuencia, se afectan negativamente los parámetros productivos, lo cual se manifiesta en una reducción de la ganancia de peso y la producción de leche, en pérdidas de la condición corporal, fallas en el comportamiento reproductivo, reducción en la capacidad de respuesta inmunológica y en casos extremos puede resultar en muerte de animales (Sejian *et al.* 2016; Pezo 2017). Adicionalmente, la combinación de todos estos factores resulta en una mayor intensidad de emisiones (Gerber *et al.* 2011; Makkar 2016).

Para superar las restricciones nutricionales asociadas a situaciones climáticas críticas existen diversas intervenciones a considerar. En las siguientes secciones se discuten el uso de residuos de cosecha y forrajes conservados, así como la suplementación estratégica para promover una mejor utilización de los recursos fibrosos disponibles en esos períodos, reducir las pérdidas en producción y reducir las emisiones de CH₄ entérico resultantes del consumo de este tipo de recursos alimenticios frecuentemente de menor calidad a los encontrados en períodos sin limitaciones en disponibilidad de forrajes frescos de calidad (Makkar 2016).

5.7.1 Uso de residuos de cultivo

Herrero *et al.* (2008) han estimado que a nivel global los residuos de cultivos pueden representar en promedio el 50% de la dieta de los rumiantes que se manejan en sistemas mixtos (cultivos-animales). El uso de los residuos de cultivo como recurso forrajero en épocas de escasez de pastos es una práctica común especialmente en las zonas áridas, semiáridas y subhúmedas (Steinfeld *et al.* 2006) donde se encuentran la mayor parte de los productores pobres (Lenné *et al.* 2003). América Latina no es excepción, pues los residuos de cultivos se usan particularmente en las fincas pequeñas y medianas que practican sistemas mixtos, donde la importancia relativa de su contribución a la dieta de los animales está directamente relacionada con la duración y dureza del período crítico (Quiroz *et al.* 1997).

Aunque existen algunos residuos de cultivo de buen valor nutritivo, como el follaje de camote o yuca y algunas leguminosas que presentan niveles altos de proteína y digestibilidad (Devendra *et al.* 2001; Frankow-Lindberg y Lindberg 2003; Wanapat 2003), o el pseudo-tallo de banano con alta digestibilidad (Rojas *et al.* 1988; Babatunde 1992; Quiroz *et al.* 1997); la mayor parte de los residuos de cultivo son de bajo costo, poseen altos contenidos de fibra, presentan digestibilidad baja y son pobres en proteína cruda, minerales y vitaminas, por lo que generalmente se usan para proveer parte de los requerimientos energéticos y de fibra en la dieta de rumiantes durante los períodos críticos (Steinfeld *et al.* 2006). Cuando se usan estos como único alimento en períodos críticos, resultan en niveles de productividad bajos y en altas emisiones de CH₄ debido su calidad nutritiva pobre (Herrero *et al.* 2008; Singh *et al.* 2011; Gerber *et al.* 2013c).

Se han propuesto diversas estrategias para mejorar la calidad nutritiva de las dietas basadas en forrajes altos en fibra y de esa manera contribuir a la reducción de las emisiones de CH₄ en animales que las consumen. Entre ellas están el uso de técnicas genéticas para el mejoramiento de la calidad nutritiva de los residuos (Hall *et al.* 2004; Zaidi *et al.* 2013), el tratamiento químico o enzimático de los residuos (Sarnklong *et al.* 2010; Mahesh y Mohini 2013) y la suplementación estratégica para lograr un mejor

aprovechamiento de los residuos utilizando concentrados, bloques multi-nutricionales, leguminosas herbáceas o el follaje de leñosas perennes entre otras (Blümmel *et al.* 2009; Thornton y Herrero 2010; Tarawali *et al.* 2011; Owen *et al.* 2012; Gerber *et al.* 2013c; Herrero *et al.* 2013; Murgueitio *et al.* 2013; Murgueitio *et al.* 2015; Makkar 2016). Se reconoce que todas estas opciones de mejora de la calidad de la dieta en períodos críticos pueden aumentar la productividad de los animales individualmente y del hato en su conjunto y, por lo tanto, reducir la intensidad de emisiones de CH₄; sin embargo, el mayor problema ha sido la adopción de estas innovaciones, especialmente en el caso de los productores con recursos más escasos, ya sea por razones económicas o socio-culturales (Hristov *et al.* 2013b).

5.7.2 Uso de forrajes conservados

El uso de forrajes conservados, sean estos henos o ensilajes, son formas de hacer un uso más eficiente del recurso forrajero excedente en las épocas de abundancia, para su utilización en los períodos críticos (Pezo 2018). Otra opción utilizada es la producción de ensilajes a partir de forrajes de grano (p.e., maíz, sorgo) sembrados específicamente para la preparación de ensilajes. Estos constituyen formas de intensificación en los sistemas basados en el uso de pasturas, en el primer caso reduciendo las pérdidas de forrajes no consumidos por los animales y en el segundo un mecanismo para maximizar la producción de forrajes de corte. Además, el uso de henos y ensilajes en los períodos críticos no solo ayuda a mejorar la productividad del hato en los períodos críticos -es decir constituye un mecanismo efectivo de adaptación- (Palombi y Sessa 2013), sino también la productividad total anual (Pezo *et al.* 2018).

En términos generales se espera que el uso de forrajes conservados en los períodos críticos contribuya a reducir las emisiones de CH₄ (Hristov *et al.* 2013b), pues estos deben ser de mejor calidad que los forrajes remanentes en los potreros si han sido preparados adecuadamente (Bonilla Cárdenas y Lemus Flores 2012; Makkar 2016). Además, el efecto de reducción en las emisiones es mayor cuando los henos utilizados son de leguminosas, por su menor contenido de constituyentes de pared celular y su mayor tasa de degradación y de pasaje (Boadi *et al.* 2004; Dewhurst 2013). En el caso de ensilajes hechos con maíz o sorgo, se sugiere que estos pueden contribuir a reducir las emisiones de CH₄ de tres maneras: *i.* Si el almidón de los granos aún no se ha fermentado completamente, su presencia en el ensilaje favorecerá la producción de propionato en lugar de acetato; *ii.* El mayor consumo resultará en una mayor tasa de pasaje y por ende menor fermentación del forraje en el rumen; y *iii.* El reemplazo de forrajes de baja calidad por el ensilaje contribuye a mejorar la producción animal, reduciendo de esa manera la intensidad de emisiones. Sin embargo, aún faltan más estudios en que se comparen los ensilajes de cereales vs. los de gramíneas de corte o pastoreo para cuantificar de qué magnitud puede ser la reducción de emisiones cuando se utilizan diferentes tipos de ensilajes (Beauchemin *et al.* 2008). Además, el uso de modelos mecanísticos ayudará a entender mejor el efecto sinérgico del uso de los ensilajes con otras intervenciones en los sistemas de alimentación, en el comportamiento reproductivo del hato, en la mejora genética de los animales, en el uso de fertilizantes y otros (Beukes *et al.* 2011).

5.8 SELECCIÓN Y UTILIZACIÓN DE GENOTIPOS ANIMALES ADAPTADOS

El uso de genotipos locales en Latino América y el Caribe -como es el caso de las razas criollas de bovinos, ovinos y caprinos, provenientes de los grupos de animales introducidos durante el período colonial, así como el ganado cebuino introducido posteriormente- es una de las estrategias de adaptación al cambio climático (Murgueitio *et al.* 2013), porque si bien estos presentan menores niveles de productividad potencial que las razas europeas mejoradas, en cambio poseen genes relacionados con la resistencia a enfermedades y al estrés térmico, así como una mayor capacidad de aprovechamiento de los recursos forrajeros de baja calidad (Alcalá 2010), que les permite sobrevivir y producir bajo condiciones adversas en las que las razas mejoradas no pueden expresar su potencial. Sin embargo, se reconoce que todavía hay vacíos de información con respecto a la fisiología y genética de la adaptación que pueden ayudar a entender los mecanismos que gobiernan ese comportamiento (Hoffmann 2010).

El uso de los genotipos adaptados, e incluso de híbridos entre razas europeas como Jersey x Holstein en el caso de la producción de leche, tiene implicaciones importantes en la mitigación de emisiones de CH₄ (Palombi y Sessa 2013), pues al mejorar los parámetros productivos (p.e., fertilidad, ganancia de peso, producción de leche) se reduce la intensidad de las emisiones (Boadi *et al.* 2004; Clark *et al.* 2007; Bentley *et al.* 2008), pues en el caso de los animales no adaptados, al afectarse su nivel de producción, los costos de mantenimiento tienen un costo relativo mayor, y consecuentemente se incrementan las emisiones de CH₄ por kilo de producto animal. Por otro lado, en los cruces de Jersey x Holstein el menor tamaño de los animales cruzados vs. Holstein y la capacidad de consumo de esos animales en las condiciones de pastoreo en Nueva Zelanda resultan en una menor intensidad de emisiones de CH₄ (Clark *et al.* 2007).

Con frecuencia, el cruzamiento de razas locales con introducidas es la opción para mejorar la productividad, pero manteniendo los atributos de resistencia a condiciones de estrés, y eso conlleva a que los animales cruzados presenten una menor intensidad de emisiones que las razas que les dieron origen, siempre y cuando los animales cruzados no sean mucho más pesados que las razas locales, porque si no las diferencias en intensidad de emisiones serán mínimas (Thornton y Herrero 2010). En América Latina hay una diversidad de razas criollas de bovinos (Camargo 1990; Primo 1992; Tewolde 1999; Anzola-Vásquez 2005), caprinos (Mellado 1997) y ovinos (Chay-Canul *et al.* 2016), con características fenotípicas relevantes que se han utilizado como razas puras o en programas de cruzamiento orientados a mejorar la resiliencia en los sistemas pecuarios.

En el caso de LAC, se dispone de muy pocos reportes sobre emisiones de CH₄ tanto para el ganado criollo o cebuino, como para sus híbridos con razas introducidas. Uno de los pocos casos reportados sobre este particular es el trabajo de Pedreira *et al.* (2009) quienes compararon las emisiones en vacas lactantes y novillas Holstein puras y cruzadas con Gyr, encontrando que las emisiones de CH₄ en gramos animal⁻¹ día⁻¹ fueron mayores en las Holstein puras, pero las emisiones por kg de alimento fueron mayores en los animales cruzados. Así mismo, en un trabajo reciente en el trópico húmedo de Costa Rica con vacas lactantes manejadas bajo pastoreo se encontró que las del triple cruce Jersey x Holstein x Sahiwal presentaban una menor intensidad de emisiones de CH₄ que las Jersey puras, y cruces de Jersey x Gyr o Sahiwal (Abarca Monge *et al.* 2018).

Sin embargo, uno de los riesgos que se está enfrentando para asegurar en el largo plazo el uso de los genotipos locales como parte de las estrategias de adaptación es la falta de esfuerzos suficientes para la conservación *in situ* y *ex situ* de esas razas o grupos raciales (Alcalá 2010; Hoffmann 2010), pues están siendo reemplazados por las razas mejoradas, considerando criterios tales como la mayor productividad, olvidando que esto solo se va a manifestar bajo condiciones de buena disponibilidad de alimento y ausencia de factores estresantes, e ignorando en muchos casos los otros productos y servicios que proveen las razas locales, en particular para los pequeños productores en zonas aisladas y con menor acceso al mercado (Ayalew *et al.* 2003).

5.9 APROVECHAMIENTO RACIONAL DEL RECURSO HÍDRICO

El manejo del agua es cada vez un componente más importante en las estrategias de intensificación sostenible de la producción animal y la adaptación al cambio climático, pues este último va a incidir en la presentación de problemas de exceso o déficit mayores y más frecuentes, con los impactos consiguientes sobre la producción agropecuaria, así como en todas aquellas actividades que requieren del agua, incluyendo la demanda doméstica, lo cual al final redundará en el bienestar humano (Pezo 2016). Pero además de los problemas en disponibilidad, el cambio climático va a influir en el aumento en la demanda, pues al incrementarse la temperatura ambiente se exacerban los problemas de estrés térmico en plantas, animales y humanos (Scholtz *et al.* 2013; Pezo *et al.* 2018).

La escasez de agua se ha convertido en una limitante crítica en los sistemas de producción animal, especialmente en las zonas áridas, semiáridas y subhúmedas (McDermott *et al.* 2010), más aún si se

considera que a nivel global el ganado utiliza un tercio del agua fresca disponible (Gerbens-Leenes *et al.* 2013; Herrero *et al.* 2013). En la solución de este problema pueden ayudar la mejora en las prácticas de manejo del recurso hídrico, como puede ser el uso más eficiente del agua corriente y subterránea (McDermott *et al.* 2010), la protección de las fuentes de agua a través del manejo de bosques ribereños (Chará *et al.* 2013), el uso de intervenciones silvopastoriles que ayudan a reducir los problemas de erosión y escorrentía (Ríos *et al.* 2007; Calle *et al.* 2012) o la cosecha de agua (Descheemaeker *et al.* 2011; García Gómez 2018); pero también es necesario lograr mejoras en la eficiencia del uso del agua mediante prácticas tales como: i. el uso de genotipos de animales y plantas más tolerantes o resistentes a la sequía, ii. el manejo de las estrategias de alimentación y de obtención de alimentos, iii. la mejora de la calidad de la dieta, iv. la implementación de prácticas de manejo racional de las pasturas para reducir los problemas de degradación de tierras y, v. el uso de prácticas eficientes de riego como son la aspersión, microaspersión y por goteo, entre otras (Montemayor Trejo *et al.* 2010; Scholtz *et al.* 2013; Zonderland-Thomassen *et al.* 2014; Yescas *et al.* 2015; Pezo *et al.* 2018).

El concepto de huella hídrica es relativamente nuevo, pero relevante cuando se analiza la intensificación sostenible de la producción ganadera, no solo porque el agua es un recurso escaso en la mayoría de los ecosistemas en LAC, y que va a hacerse más crítico con el cambio climático. La huella hídrica se define como la cantidad de agua necesaria para producir un producto y asimilar los contaminantes que se generan a partir de él (Charlon *et al.* 2016). En los sistemas más intensivos, la contaminación de fuentes de agua superficial puede ser tal que se provoque su eutrofización por la presencia de altas concentraciones de nitrógeno y fósforo (Tieri *et al.* 2014).

Hoekstra (2012) ha señalado que la huella hídrica es mayor para los productos de origen animal que para los de cultivos con un valor nutricional equivalente, y que en el caso de los productos animales las necesidades de agua para producir los alimentos es el componente que contribuye más a la huella hídrica, lo cual puede ser válido también para los sistemas más intensivos de producción de leche en LAC. En general se ha señalado que los sistemas de producción de carne bovina tienen una huella hídrica mayor que la producción de carne de cerdo o pollo; y que los sistemas intensivos tienen una menor huella hídrica que los sistemas de pastoreo, porque los animales en los sistemas intensivos usan más alimentos concentrados, hacen menos ejercicio, se seleccionan para el crecimiento más rápido y se sacrifican más temprano (Gerbens-Leenes *et al.* 2013). Sin embargo, se debe tener mucho cuidado con las generalizaciones, pues se ha visto diferencias importantes entre sistemas similares de producción de carne bovina y ovina entre Nueva Zelanda y Australia (Zonderland-Thomassen *et al.* 2014). Además, se ha señalado que los sistemas de producción de carne de bajo insumos, basados en pasturas no-irrigadas, tienen muy poco impacto sobre el consumo de agua para la producción de alimentos y la contaminación de las fuentes de agua (Ridoutt *et al.* 2012; Ridoutt *et al.* 2014).

En el caso de la producción de leche, hay poca información sobre la demanda de agua por litro de leche producida (Palhares y Pezzopane 2015). Llama la atención que los valores de huella hídrica verde³ obtenidos en Argentina para vacas lactantes en sistemas especializados de producción de leche (Charlon *et al.* 2016), que variaban entre 765 y 1082 litros kg⁻¹ de leche, no difirieron mucho de los obtenidos para vacas de ordeño en sistemas de doble propósito en el trópico subhúmedo de Panamá (Muñoz Quintero 2014), donde se encontró que la demanda de agua por litro de leche era de 951 a 1111 litros kg⁻¹ de leche en la época seca y de 693 a 1021 litros kg⁻¹ en la época de lluvias. Por otro lado, Huang *et al.* (2014) señalaron que la huella hídrica para la producción de leche era mayor en sistemas estabulados en California (USA) que en Heilongjiang (China), y en este lugar mayor que en las cuencas lecheras de Nueva Zelanda, lo cual obviamente refleja las diferencias en los sistemas usados, favoreciendo aquellos con mayor dependencia del pastoreo.

³ Volumen de agua de lluvia que no se convierte en escorrentía, por lo que se almacena en los estratos permeables superficiales y así satisface la demanda de la vegetación.

Lo que queda claro de esta revisión es que el tema huella hídrica en sistemas ganaderos necesita de mayores estudios, en los que se uniformicen las metodologías y se utilicen unidades estándar, que en las evaluaciones se incluyan y presenten por separado los datos de agua verde, azul⁴ y gris⁵, y que se consideren los usos alternativos, múltiples y los beneficios potenciales de los diferentes recursos en cada localidad específica (Ran *et al.* 2016). Así mismo, es necesario identificar para cada sistema de producción los distintos componentes del consumo total de agua y los puntos críticos, para definir las estrategias de manejo y producción (mejoras en eficiencia de conversión de alimentos, en la utilización de pasturas, en las instalaciones de agua, etc.) necesarias para optimizar el consumo de agua dulce y disminuir los impactos ambientales negativos (Charlon *et al.* 2016).

5.10 MANEJO INTEGRAL DE EXCRETAS Y OTROS RESIDUOS

La intensificación, entendida como la mayor concentración de animales por unidad de área, en especial bajo condiciones de estabulación, se ha visto como un mecanismo para mejorar la eficiencia de producción, y que además facilita la colecta de excretas; pero, también ha incrementado la preocupación por los impactos ambientales, y sobre la salud humana y animal asociados con la acumulación de desechos orgánicos en estos sistemas (Steinfeld *et al.* 2006). Entre los problemas generados por las excretas en sistemas intensivos, Hristov *et al.* (2013b) identifican los siguientes: *i.* Eutroficación de fuentes de agua superficial por sustancia orgánicas y nutrientes tales como el nitrógeno y fósforo; *ii.* Lixiviación de nitratos y posible paso de patógenos a aguas subterráneas; *iii.* Acumulación de nutrientes en el suelo cuando se aplican fuertes dosis de excretas; *iv.* Degradación de humedales y manglares; *v.* Emisiones de GEI (descrito previamente) y de otros gases, como el escatol y sulfuro de hidrógeno, con los consiguientes malos olores.

Por muchos años se han considerado que las excretas del ganado aplicadas como fertilizante proveen de macro- y micronutrientes esenciales para las plantas, pero también de materia orgánica que ayuda a mejorar las características físicas del suelo, como son la estructura y capacidad de retención de humedad (Martinez *et al.* 2009; Hristov *et al.* 2013b). Sin embargo, debe considerarse que las excretas son fuentes de emisión de CH₄, N₂O y NH₄⁺ (Amon *et al.* 2006; Casasola y Villanueva 2015; Casasola *et al.* 2018), ya que contienen compuestos nitrogenados -la mayor parte de los cuales son en forma inorgánica-, carbohidratos estructurales y agua, los que sirven de substrato para la microfauna del suelo responsable de la mineralización de materia orgánica (Chadwick *et al.* 2011).

En términos globales se ha estimado que las excretas contribuyen el 10% de las emisiones del sector ganadero (Gerber *et al.* 2013c), pero la magnitud de estas depende del nivel de intensificación, el tipo de sistema de producción y el manejo que se da a las excretas. En sistemas pastoriles hay deposiciones importantes de excretas en los potreros, y en esos casos, el nitrógeno ureico presente en la orina es la principal fuente de las emisiones de N₂O y NH₄⁺, mientras que el CH₄ resulta de la descomposición anaeróbica de las heces (Saggar *et al.* 2004b; Gerber *et al.* 2013c). Zhu *et al.* (2018) señalan que se debe tener cuidado en extrapolar datos obtenidos en las zonas templadas sobre emisiones de las excretas depositadas en los potreros, que son los frecuentemente usados por el Panel Internacional de Cambio Climático (IPCC) - Nivel 1, pues en sistemas pastoriles del África Sub-Sahariana ellos encontraron que la calidad nutritiva pobre de la dieta y las condiciones ambientales limitaban fuertemente las emisiones de GEI a partir de las excretas presentes en los potreros. Cabe anotar que de Klein *et al.* (2001) habían señalado anteriormente que los factores usados por IPCC tampoco se ajustaban a los sistemas pastoriles practicados en Nueva Zelanda, por lo que había necesidad de realizar trabajos que condujeran a la revisión de los factores de emisión usados por el IPCC.

⁴ Volumen de agua dulce extraído de una fuente superficial o subterránea, consumido para la producción de bienes y servicios, cubriendo una demanda de agua no satisfecha a causa de un déficit en la disponibilidad del agua de lluvia.

⁵ Volumen de agua necesario para eliminar los contaminantes asociados a la cadena de producción y/o suministro, sin que se comprometa la calidad del agua respecto a los límites permitidos por la legislación.

En términos generales, las emisiones de CH₄ de heces depositadas por los animales en pastoreo disminuyen marcadamente con el tiempo como resultado del desecamiento de las mismas; en cambio, las pérdidas de NH₄⁺ de las manchas de orina ocurren mayormente en las primeras 24 h, y este es más rápido con temperatura alta y ambiente seco, mientras que las temperaturas bajas y la humedad alta minimizan las pérdidas (Saggar *et al.* 2004).

En los sistemas de estabulación parcial o completa, hay descomposición de materia orgánica y emisión de CH₄ como producto de la acción de microorganismos anaerobios que actúan sobre las heces y el material de cama (Chadwick *et al.* 2011; Leytem *et al.* 2011), tanto en el corral y áreas de manejo, como en los lugares de almacenamiento (también conocidos como estercoleros). Las condiciones de anaerobiosis que se producen al cubrir los estercoleros no permiten la nitrificación del NH₄⁺ y consecuentemente, hay poca o ninguna emisión de N₂O en esos lugares; pero favorecen la emisión de CH₄ (Chadwick *et al.* 2011), por lo que cualquier tecnología que ayude a capturar (p.e. los biodigestores) o quemar el CH₄ emitido es efectiva para reducir su emisión (Baylis y Paulson 2011; Montes *et al.* 2013).

Se han propuesto diversas opciones para mitigar las emisiones de CH₄ y N₂O a partir de las excretas animales, las mismas que se resumen en las Figuras 13 y 14, respectivamente (Eckard *et al.* 2010; Montes *et al.* 2013). También, Hristov *et al.* (2013b) presentan una revisión muy detallada de posibles intervenciones que pueden contribuir a reducir las emisiones a partir de las excretas animales. Entre las intervenciones relacionadas con el manejo de la dieta que favorecen la reducción de emisiones a partir de las excretas se menciona el mantener un buen balance entre la demanda de nutrientes por el animal y la calidad de la dieta, el uso de recursos alimenticios con mayor digestibilidad de la fracción fibrosa (De Klein y Eckard 2008; Hristov *et al.* 2013b; Montes *et al.* 2013), la inclusión de suplementos que favorezcan la actividad de los microorganismos ruminales responsables de la degradación de fibra cuando se ofrecen dietas altas en fibra o bajas en nitrógeno (Külling *et al.* 2001).

Por otro lado, se ha sugerido que dietas que contienen follajes altos en taninos como la *Calliandra calothyrsus* no solo resultan en una menor degradación ruminal de las proteínas, sino que ese efecto puede manifestarse incluso sobre la descomposición de las heces, reduciendo las emisiones de N₂O (Flores Ruano 1998); en cambio, otros investigadores (Hao *et al.* 2011) no observaron el mismo efecto cuando prepararon compost con heces de animales que habían consumido dietas altas en taninos condensados. Por otro lado, cuando los animales consumen forrajes altos en proteína cruda se presentan mayores emisiones de N₂O (Sheppard y Bittman 2011; Luo *et al.* 2015).

El tratamiento que se da a las excretas es también determinante de las emisiones. Cuando se dan condiciones anaeróbicas se favorece la emisión de CH₄, en cambio la nitrificación (paso de NH₄⁺ a NO₃⁻, y luego a N₂O) ocurre cuando se presentan condiciones aeróbicas (Chadwick *et al.* 2012; Montes *et al.* 2013). Los sistemas de manejo que utilizan el estiércol de corral o de cama profunda, tienden a producir mayores emisiones N₂O que aquellos en que las excretas se manejan en forma semilíquida (VanderZaag *et al.* 2011b; Hristov *et al.* 2013b). Por otro lado, el aumento en la tasa de recambio de las excretas en los depósitos y las temperaturas más altas favorecen las emisiones de CH₄ y NH₃ (Saggar *et al.* 2004; Chadwick *et al.* 2011; Montes *et al.* 2013).

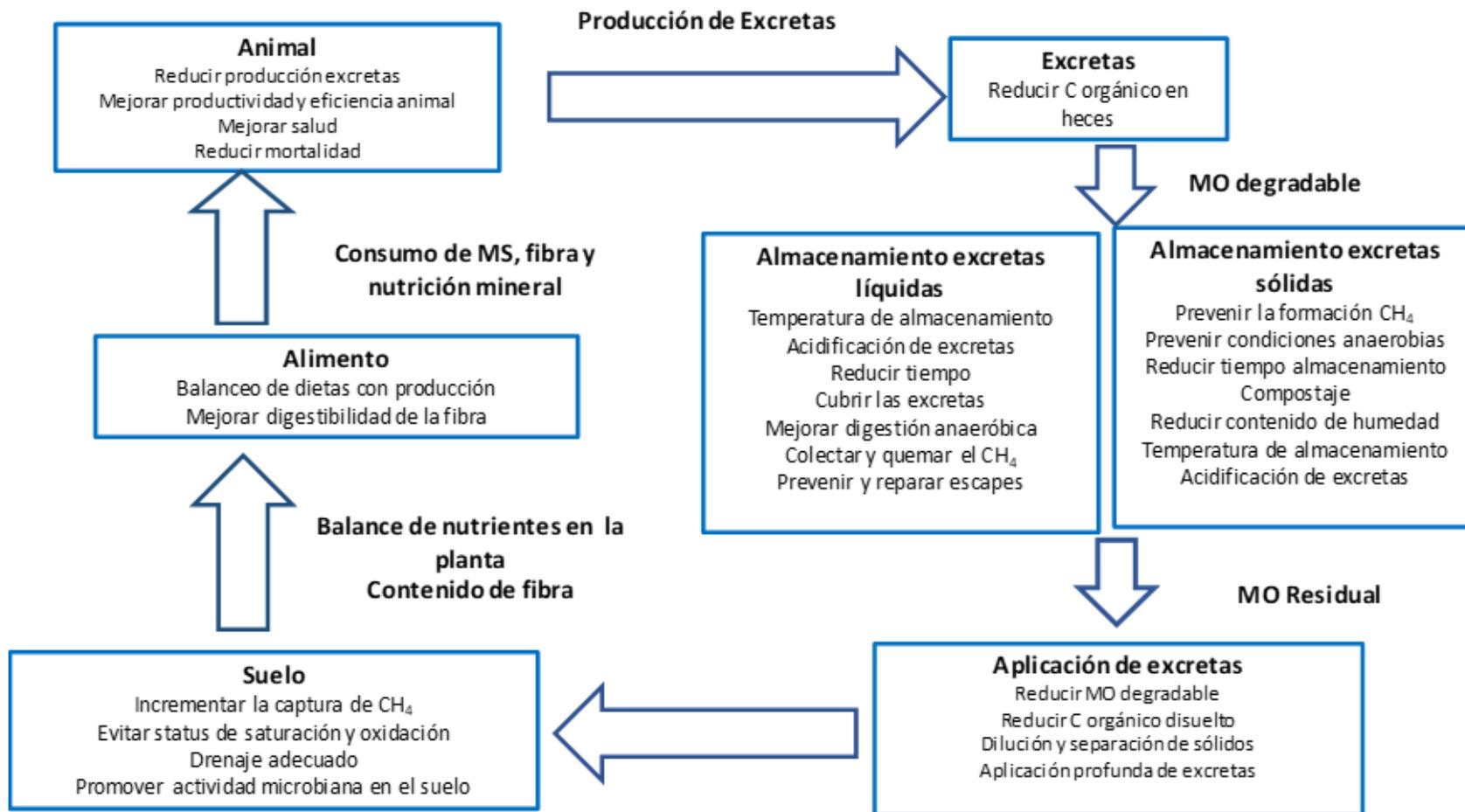


Figura 13. Oportunidades de mitigación de metano a partir de las excretas del ganado
(Adaptado de: Montes et al. 2013)

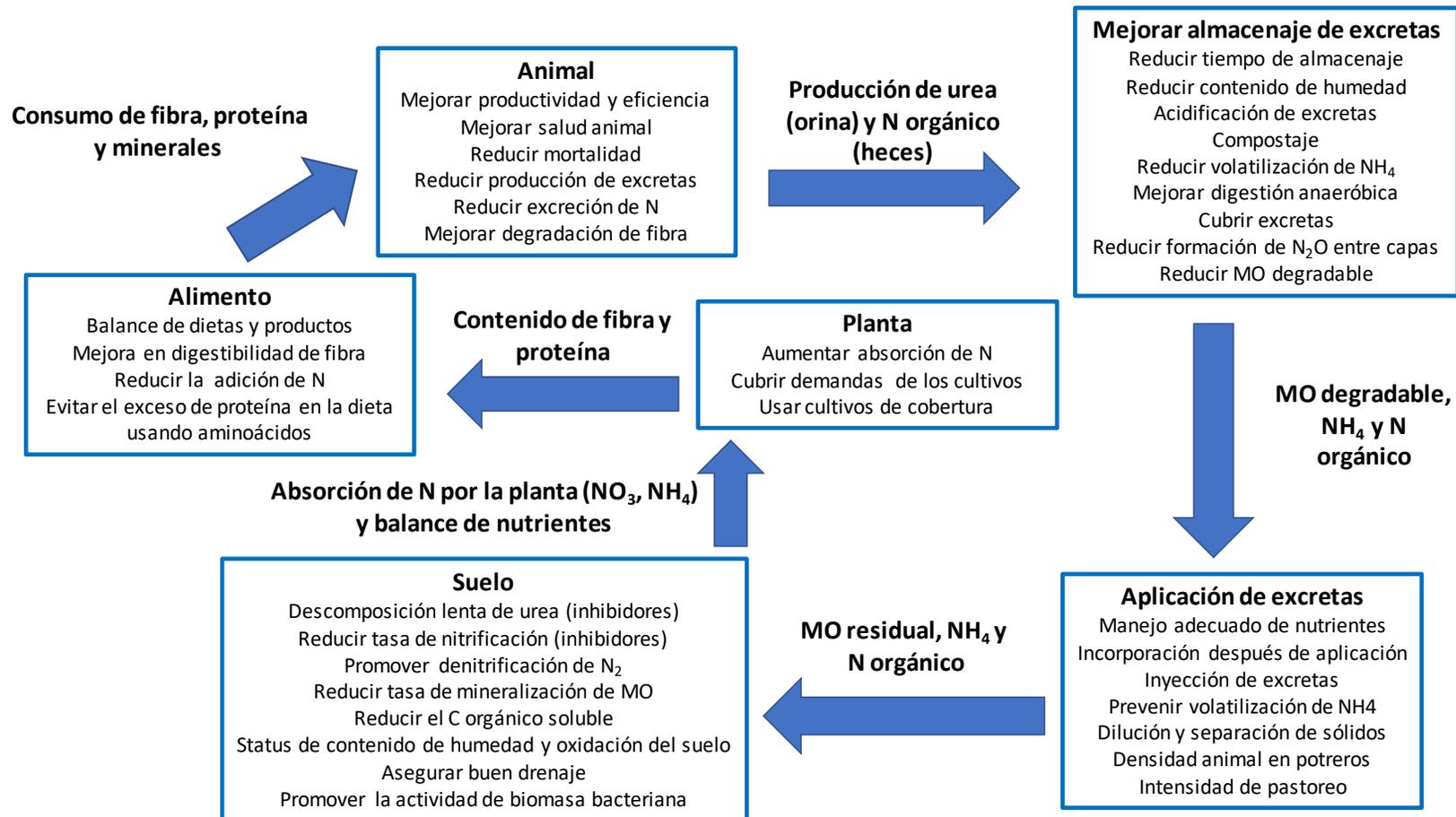


Figura 13. Oportunidades para mitigar el óxido nitroso de las excretas del ganado
(Adaptado de: Montes *et al.* 2013)

Otra opción que se ha usado para el manejo de las excretas es el derivar estas a lagunas simples o dobles, y luego los efluentes han sido descargados a fuentes de agua, lo cual ocasiona menos problemas ambientales y sanitarios que cuando se hace una descarga directa, pero eso no elimina el riesgo de la deposición de cantidades altas de nitrógeno y fósforo en las fuentes de agua, con los consiguientes problemas de eutrofización (Saggar *et al.* 2004); además que al no estar cubiertas hay emisiones de CH₄ a la atmósfera (Lombo *et al.* 2015). En varios países hay regulaciones sobre el manejo de excretas que promueven este tipo de manejo u otros, pero el nivel de rigurosidad es variable, y los mecanismos de regulación y vigilancia en los países en desarrollo son a menudo escasos y confusos (Pinos-Rodríguez *et al.* 2012).

El derivar las excretas a biodigestores, con o sin separación previa de las fracciones fibrosas más grandes, donde el estiércol sufre una digestión anaerobia por acción de las arqueas es otra alternativa de manejo de las excretas animales que ha sido considerada como promisorias, pues a través de ella se genera una fuente de energía renovable que es el biogás, constituido de 60 a 80 por ciento de CH₄, dependiendo del sustrato y de las condiciones de manejo (Baylis y Paulson 2011; Hristov *et al.* 2013b; Casasola *et al.* 2018). Pese a ello, no es aún una práctica ampliamente difundida entre los ganaderos de América Latina y el Caribe (Lombo *et al.* 2015).

La preparación de compost es otro mecanismo para el manejo de las excretas animales. Se trata de un proceso aerobio que no solo ayuda en la degradación de la MO de las heces, sino que ayuda a reducir los malos olores, controlar los patógenos y malezas que pueden presentarse en las heces, estabilizar la MO, se puede transportar larga distancia y además puede ser una fuente de ingreso adicional para el productor (Saggar *et al.* 2004; Martínez *et al.* 2009; Hristov *et al.* 2013b; Lombo *et al.* 2015). La eficiencia del proceso de compostaje para reducir las pérdidas de N es función de temperatura, composición de las excretas, relación C/N en el material almacenado -el cual puede incluir material de cama de los corrales, o residuos de cultivos a los que se añaden excretas-, el pH, contenido de humedad, tasa de aireación y consistencia del material compostado (Külling *et al.* 2001; Hao *et al.* 2004; Petersen y Sommer 2011; Montes *et al.* 2013; Schils *et al.* 2013).

Un aspecto adicional para considerar cuando se evalúa el rol del compostaje como estrategia para mitigar las emisiones provenientes de las excretas es comparar qué sucede con las emisiones cuando se aplican en el suelo las excretas colectadas en corral directamente o el compost producido a partir de ellas (Hao *et al.* 2004), pues en el segundo caso se incrementa el contenido de C en el suelo, constituyendo también una forma de secuestro de C (de Klein y Eckard 2008). Cuando se comparó el compostaje vs. excretas mantenidas en corrales vs. lagunas de oxidación, se vio que el compostaje es la forma de almacenamiento que genera las menores emisiones de NH₃, CO₂ y N₂O (Leytem *et al.* 2011).

Luego de la deposición de las excretas directamente por los animales, o cuando se aplican estas en el campo luego de haber sido retenidas en depósitos cerrados o abiertos, estas son sometidas a la acción de la microfauna del suelo, llevando a la emisión de GEI (Saggar *et al.* 2004a; Gerber *et al.* 2013b). Las emisiones de GEI a partir de excretas depositadas al suelo son muy variables, y dependen de una diversidad de factores, tales como: composición de las excretas, técnica de aplicación -sobre la superficie o inyectada-, tipo de suelo y manejo, contenido de humedad del suelo, temperatura, etc. (Saggar *et al.* 2004a; Eckard *et al.* 2010; VanderZaag *et al.* 2011a; Hristov *et al.* 2013b). Cualquier intervención que lleve a la reducción de la materia orgánica en las excretas -como por ejemplo el filtrado- resulta en menor disponibilidad de carbono en el sustrato que llega al biodigestor, y esto no solo resulta en menor emisión de CH₄, sino también en menores emisiones de N₂O (Amon *et al.* 2006).

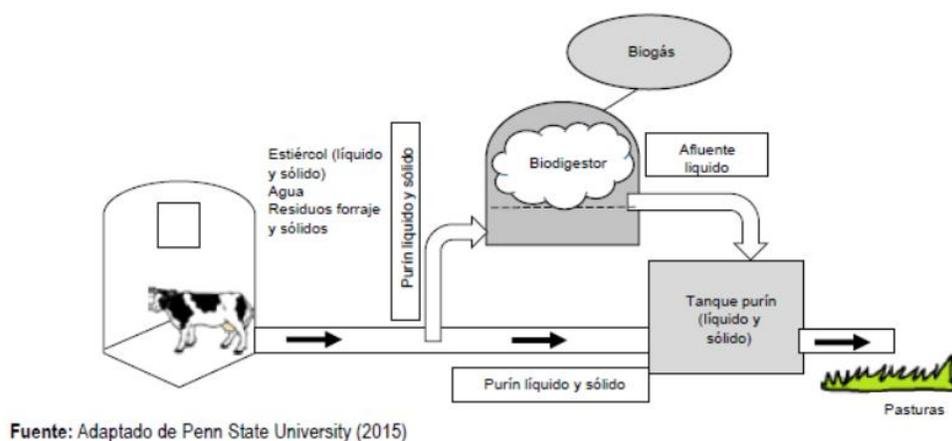


Figura 14. Sistema de gestión de excretas sólidas y líquidas con inclusión de un biodigestor
(Fuente: Lombo *et al.* 2015)

Por otro lado, cualquiera sea la forma de deposición de las excretas en el suelo, las emisiones de GEI son muy altas inmediatamente después que estas llegan al suelo. Cuando se trata de deposición de heces directamente por animales en pastoreo, las pérdidas de NH_3 son mayores durante el tiempo que los animales están pastoreando e inmediatamente después de su salida, y estas son también mayores cuando se aplican cargas animales más altas (Saggar *et al.* 2004). Pese a las ventajas económicas asociadas al uso de las excretas, pues las mismas pueden sustituir el uso de fertilizantes inorgánicos (Casasola *et al.* 2018), hay que ser cautos con los volúmenes aplicados pues se puede superar la capacidad de absorción por las plantas, y por ende se produce acumulación de nutrientes en el suelo (Luo *et al.* 2010; Hristov *et al.* 2013b), pero también en las fuentes de agua, tal como se señaló previamente.

5.11 USO DE FERTILIZANTES INORGÁNICOS

El uso de fertilizantes es un mecanismo para la intensificación de los sistemas ganaderos basados en pasturas y cultivos forrajeros, pero cuando esta práctica no se aplica con racionalidad se puede enfrentar efectos ambientales adversos, además que ello afectará negativamente la eficiencia económica de los sistemas de producción animal (Nevens *et al.* 2006). Por ello, no debe extrañar cuando se reconoce que solo un 30% del nitrógeno aplicado como fertilizante en sistemas agrícolas y pecuarios se recupera en los productos finales del sistema (Pastrana *et al.* 2011).

Cuando se utilizan fertilizantes nitrogenados se pueden presentar problemas de contaminación de las aguas con nitratos (NO_3^-) o con las emisiones de óxido nitroso (N_2O) (Pastrana *et al.* 2011); mientras que en el caso de los fertilizantes que proveen fósforo, es posible que estos contaminen las fuentes de agua, pues se estima que un 3-20% del fósforo aplicado no es aprovechado por las plantas (Steinfeld *et al.* 2006). Además, los fertilizantes inorgánicos, la cal y las excretas, al igual que las excretas y algunos subproductos agroindustriales, pueden ser también fuentes de metales pesados que contaminan las fuentes de agua, problema que es cada vez más serio en los países desarrollados y en sistemas de altos insumos (Nicholson *et al.* 2003), por lo que su uso debe ser muy cuidadoso. Es cada vez más preocupante el problema de eutrofización de fuentes de agua, en parte asociada a las actividades de producción animal, pero este mayor en el caso de los sistemas de producción intensiva en corral, o cuando se usan niveles elevados de insumos externos.

El nivel de aplicación, la fuente de fertilizante y la oportunidad de aplicación son factores de manejo que afectan la eficiencia de uso del fertilizante por las pasturas (Eckard *et al.* 2010), y consecuentemente las pérdidas potenciales de óxido nitroso (N_2O). Cuando hay un exceso de nitrógeno disponible con respecto a la capacidad de las pasturas para absorberlo, como consecuencia del uso de niveles elevados de fertilizante nitrogenado en una aplicación, se producirá mayores pérdidas de nitritos (NO_3^-) por lixiviación, y de esa manera se contaminan las aguas subterráneas y los cuerpos de agua (de Klein *et al.* 2001). Además, si se presentan las condiciones adecuadas para la desnitrificación (Ciarlo 2009), se producirá más N_2O a partir de NO_3^- , y bajo esas condiciones las emisiones de N_2O se incrementan exponencialmente a medida aumenta la dosis de nitrógeno aplicada.

A menudo se enfatiza el impacto del uso de fertilizantes químicos en pasturas sobre la emisión de N_2O , pero en muchos casos esta es menor que la producida a partir de las excretas animales (Wattiaux *et al.* 2016). Es más, el IPCC asigna mayores valores de emisión para las excretas que para los fertilizantes inorgánicos (Gerber *et al.* 2013b), pues considera que el contenido de carbono de las excretas puede contribuir a aumentar la tasa de respiración de los microorganismos del suelo -y por ende el consumo de oxígeno-, lo cual favorecerá anaerobiosis que acelera la desnitrificación; sin embargo, esto no siempre se ha cumplido porque las interacciones en el suelo son complejas (Pelster *et al.* 2012). Entre los fertilizantes inorgánicos, los nitratos (p.e. nitrato de sodio, de potasio o de calcio), producen mayores emisiones de N_2O que las fuentes amoniacales (p.e. urea, fosfato diamónico). Por otro lado, es importante recordar que para reducir las emisiones de N_2O el momento óptimo de aplicación es cuando existe buena disponibilidad de humedad en el suelo (Eckard *et al.* 2010).

Se han propuesto diferentes estrategias para reducir las emisiones de N_2O como producto de la fertilización. La forma de aplicación del fertilizante influye en el nivel de emisiones de N_2O , por lo que se ha propuesto la aplicación del fertilizante bajo la superficie del suelo, el uso de fertilizantes foliares y el buscar concordancia entre el tipo de fertilizante y las condiciones ambientales como opciones de manejo de la fertilización que van a incidir en la reducción de emisiones de Klein *et al.* (2001). Otros investigadores (Di y Cameron 2006; De Klein y Eckard 2008; Eckard *et al.* 2010; Luo *et al.* 2010; de Klein *et al.* 2011)(Eckard et al, 2010; Luo et al, 2010; Di y Cameron, 2006; De Klein et al 2011; De Klein y Eckard, 2008) han sugerido que el uso de inhibidores de la oxidación del NH_4^+ a NO_3^- y su posterior desnitrificación para generar N_2O , tales como la nitrapirina y la diacindiamida, son efectivos para reducir las emisiones. Estos generalmente se colocan como una película que cubre los gránulos de fertilizante nitrogenado como la urea, y de esa manera provoca una liberación lenta del nitrógeno contenido en el fertilizante (Pezo y García 2018). Otro compuesto usado es el biocarbono, el que al aplicarse directamente en el suelo, contribuye a reducir la aireación del suelo, y por ende suprime el proceso de desnitrificación (Taghizadeh-Toosi *et al.* 2011).

Otras opciones novedosas que se han utilizado para reducir las emisiones es incluir los inhibidores de la desnitrificación en el alimento, de manera que este afecta la emisión de N_2O a partir de la orina excretada por los animales, y el uso de técnicas genéticas para producir plantas que exudan esos inhibidores en sus raíces (Eckard *et al.* 2010). De hecho, se ha encontrado que algunas especies de *Brachiaria* (*B. humidicola*, *B. decumbens*) producen inhibidores biológicos de la nitrificación (IBN) como exudados de las raíces (Rao 1996; Subbarao *et al.* 2009; Pastrana *et al.* 2011), y de esta manera ayudan a reducir las emisiones de N_2O , y a mejorar la eficiencia de uso del N cuando se aplican fertilizantes (Peters *et al.* 2012). Este es un tema relevante porque el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) no considera los IBN cuando estima las emisiones de N_2O de pasturas, y se sabe que hay grandes extensiones sembradas de estas especies en América Tropical. Sin embargo, un estudio reciente indica que el efecto de mitigación de los IBN no sería tan alto considerando que se liberaría NH_3 , el cual eventualmente resultará en N_2O (Lam *et al.* 2017).

5.12 MANEJO ANIMAL Y DE SALUD DEL HATO

Una de las decisiones de manejo más importantes para mejorar la eficiencia de producción, y por ende intensificar la producción es el descarte oportuno de los animales poco productivos; pero estas prácticas también tienen incidencia en reducir las emisiones a nivel de hato. En el caso de ganado de carne las medidas propuestas para mejorar la eficiencia y reducir emisiones son el disminuir la edad al sacrificio y acortar la duración del proceso de engorde; mientras que en ganado de leche las medidas se refieren a la reducción de días abiertos en vacas lactantes (Christie *et al.* 2012; Mc Geough *et al.* 2012). En el caso de las hembras, en ambos tipos de sistemas se consideran medidas importantes aquellas orientadas a incrementar la eficiencia reproductiva, como son la reducción de la edad al primer parto y la disminución de los intervalos entre partos (Hristov *et al.* 2013b; Gerber *et al.* 2013b). Estos criterios también han probado ser válidos en los sistemas de doble propósito (Vega Fonseca 2016). En consecuencia, para intensificar la producción de los hatos y reducir las emisiones de GEI, es importante aplicar estos criterios de selección, y descartar aquellos animales que no cumplen con los estándares fijados por el productor para esos parámetros. Este es un problema que necesita mucha atención, tanto en los sistemas de lechería familiar, como en los sistemas de doble propósito con manejo tradicional, donde hay la tendencia a mantener la mayor parte de hembras posibles, y eso lleva que el porcentaje de vacas en producción sea muy bajo (Urdaneta 2009), lo cual va a incidir en la intensidad de emisiones por litro de leche, cuando el análisis se hace sobre la base del hato total.

En cuanto a las decisiones relacionadas con la salud del hato, es clara la necesidad de establecer un programa preventivo para las enfermedades más comunes, tanto parasitarias como infecciosas. Además, es importante considerar que hay diferencias genéticas en la respuesta a varias enfermedades potenciales (Hoffmann 2010). Algunas de estas diferencias son controladas por un solo gen, pero otras por un conjunto de genes. Se ha visto que hay potencial para el mejoramiento genético en la resistencia a enfermedades, y de hecho algunos programas de mejoramiento consideran la resistencia a helmintos, garrapatas, mastitis y otras enfermedades. En Australia y Nueva Zelanda, así como con algunas razas de ovinos como los Masai en África, se ha trabajado en el uso de técnicas de mejoramiento animal para la resistencia a parasitosis (De Greef 2009). El que se usen estas opciones, en contraste con las tradicionales como las vacunas y el uso de antibióticos u otras drogas, depende del tipo de enfermedad, los mecanismos de resistencia o tolerancia en los animales hospederos, la disponibilidad y el costo de los tratamientos y la resistencia microbiana a patógenos, entre otros factores (Bishop *et al.* 2002; Prayaga *et al.* 2006; Hoffmann 2010).

Cuadro 5. Contribución potencial de algunas innovaciones a la adaptación y mitigación del cambio climático en sistemas ganaderos y su potencial de aplicación en sistemas de agricultura familiar⁶

Innovación	Adaptación	Mitigación	Agricultura Familiar
Técnicas de agricultura de conservación para protección de suelos	+++	+	+++
Rehabilitación de pasturas degradadas	+++	++	+++
Manejo racional intensivo de las pasturas	+++	++	+++
Implementación de opciones silvopastoriles⁷	+++	+++	++
<u>Manipulación de la fermentación ruminal para reducir emisiones de GEI de origen entérico</u>			
Manejo de los componentes de la dieta	+	+++	+++
Metabolitos secundarios	+	+++	+++
Enzimas exógenas	0	++	+
Levaduras	0	++	+
Ionóforos	0	++	0
Otros aditivos en la dieta	0	++	0
Vacunación e inoculación	0	++	0
Selección genética para reducir emisiones	+	++	+
<u>Alimentación en períodos críticos</u>			
Uso de residuos de cultivo	+++	+	+++
Uso de forrajes conservados	++	+	++
Selección y utilización de genotipos animales adaptados	+++	++	++
Aprovechamiento racional del recurso hídrico	+++	+	+++
Manejo integral de excretas y otros residuos	+	+++	++
Uso de fertilizantes inorgánicos	++	+	+
Manejo animal y de la salud del hato	++	++	++

⁶ Leyenda: +++ = Muy alto; ++ = Alto; + = Bajo; 0 = No aplica

⁷ Variable, depende de las opciones silvopastoriles

6 INTERVENCIONES INSTITUCIONALES Y DE POLÍTICAS PARA LA INTENSIFICACIÓN SOSTENIBLE DE UNA GANADERÍA BAJA EN EMISIONES

Hay muchos desafíos de orden institucional para garantizar la intensificación sostenible de los sistemas ganaderos bajos en emisiones en LAC, entre los que destacan:

- a. Fortalecer la temática de ganadería climáticamente-inteligente, los enfoques holísticos y el trabajo interdisciplinario al interior de las instituciones responsables de la educación e innovación tecnológica (investigación y transferencia de tecnología);
- b. Identificar las opciones de intensificación climáticamente inteligente que se adaptan mejor a las condiciones agroecológicas y las características de cada estrato de productores y de los sistemas de producción prevalentes;
- c. Desarrollar incentivos económicos y normativos, así como líneas de crédito específicas que contribuyan a promover la intensificación sostenible y la adaptación/mitigación del cambio climático en sistemas ganaderos.

Las intervenciones para la intensificación sostenible de la ganadería dentro del contexto del cambio climático pueden ser a nivel territorial, de las unidades de producción o de otros nodos de la cadena productiva. Entre las de aplicación a nivel territorial se citan:

- a. Reducción de las tasas de deforestación y el incremento de la cobertura arbórea a través de planes de reforestación o de promoción de la regeneración natural en áreas que dejan el uso agrícola.
- b. Rehabilitación de pasturas degradadas en áreas con potencial para la producción intensiva y cambio de uso en aquellas que no muestran un potencial adecuado.
- c. Protección de suelos en zonas vulnerables, como son los terrenos de pendiente con riesgos de deslizamientos.
- d. Diseño y promoción de incentivos financieros y de mercado que contribuyan a la intensificación sostenible de la producción ganadera.
- e. Reforzamiento de los sistemas de investigación y extensión pecuaria con miras al desarrollo e implementación de innovaciones que contribuyan a incrementar la productividad en forma sostenible, que contribuyan a mejorar la resiliencia al cambio climático y a reducir las emisiones de GEL.
- f. Mejora en los sistemas de información (climáticos, de mercados, etc.) y de previsión de riesgos.
- g. Empoderamiento de los actores a través de acciones colectivas para la experimentación y el aprendizaje participativo, así como para mejorar el acceso a mercados.

Entre las intervenciones a nivel de finca y de otros nodos de la cadena productiva que se han discutido en secciones anteriores de este informe se pueden mencionar:

- a. Prevención de pérdidas de suelo por erosión utilizando estrategias de agricultura de conservación, en el establecimiento de pasturas y en el manejo de pastos de corte.
- b. Utilización de genotipos de pastos y otros cultivos forrajeros adaptados a las restricciones bióticas y abióticas en cada finca particular.
- c. Manejo racional intensivo de las áreas de pastoreo para asegurar el uso eficiente del recurso forrajero y la persistencia de las pasturas, y así reducir la dependencia de insumos externos.
- d. Implementación de aquellas opciones silvopastoriles que mejor se adapten a las condiciones de finca, tanto para mejorar la productividad animal a través de mejoras en la dieta o previniendo el estrés calórico, pero además como alternativa para diversificar y mejorar el ingreso, reducir las

emisiones de GEI, incrementar la captura de carbono, así como la generación de servicios ecosistémicos en las empresas ganaderas.

- e. Mejora en el manejo y utilización de los recursos alimenticios disponibles como complemento del pasto.
- f. Selección y utilización de genotipos animales adaptados a las condiciones agroecológicas prevalentes en las unidades de explotación.
- g. Monitoreo de enfermedades emergentes y manejo de la salud del hato
- h. Mejoras en infraestructura productiva que contribuyan a mejorar el bienestar de los animales, faciliten el manejo y aseguren la higiene del proceso de producción y la inocuidad de los productos animales.
- i. Aprovechamiento racional del recurso hídrico, lo que en muchos casos puede incluir la cosecha de agua.
- j. Manejo integral de excretas y otros residuos, para incrementar el reciclaje de nutrientes, mejorar la eficiencia de estos procesos, y reducir los impactos de la contaminación especialmente en los sistemas más intensivos. Además, estas estrategias pueden ayudar a reducir la dependencia de insumos externos y de energía fósil.

7 LOS VACÍOS DE INFORMACIÓN Y LOS RETOS PARA LA INTENSIFICACIÓN SOSTENIBLE DE LA PRODUCCIÓN GANADERA EN LAC

La intensificación sostenible de la producción ganadera en Latino América y el Caribe es urgente, pues la demanda por productos pecuarios sigue creciendo, y no es posible seguir expandiendo la ganadería a áreas que actualmente se encuentran en otros usos, en particular aquellos en áreas de bosque, para responder al crecimiento en la demanda. Existe una necesidad urgente de cambiar la imagen de los sistemas tradicionales de ganadería, que con frecuencia se han visto como una actividad asociada con la destrucción de la base de recursos naturales -suelos, agua y biodiversidad, entre otros- y con altas emisiones de gases de efecto invernadero, y con pocos beneficios sociales y económicos para la sociedad. Es más, el hecho de que la humanidad esté enfrentando el cambio climático, y que algunos críticos hayan exagerado la contribución de la actividad ganadera al mismo, crea la urgencia de aclarar los impactos reales del sector ganadero sobre el cambio climático, y cómo el uso de la innovaciones disponibles para mejorar la mitigación y adaptación de los sistemas ganaderos al cambio climático va a ayudar a mejorar la productividad y competitividad de las empresas ganaderas, y por ende el bienestar de las familias que dependen de ellas, así como el reducir los impactos negativos de la ganadería sobre el ambiente.

Es necesario volver a analizar muchas de las innovaciones disponibles en la literatura, las cuales en principio fueron desarrolladas con un enfoque de mejorar la productividad, y que en muchos casos no consideraron información sobre el impacto económico de las mismas, así como su potencial de adopción por productores de diferentes escalas.

Además, es urgente analizar las mismas en términos de su contribución potencial a la adaptación y mitigación del cambio climático, porque cuando se desarrollaron estas innovaciones el tema no parecía crítico, y tampoco había las herramientas para valorar por ejemplo las emisiones resultantes del uso de esas innovaciones. Sin embargo, el desarrollo metodológico en la definición de métricas para la evaluación de las emisiones de GEI en los diferentes sistemas de producción y de técnicas para la medición de estas tanto a nivel de laboratorio como campo, así como los avances en modelaje usando técnicas como el análisis de ciclo de vida, abren nuevas oportunidades para la valoración de diferentes intervenciones en diferentes nodos de las cadenas de producción.

La revisión de literatura efectuada en este estudio evidencia que la región necesita aprovechar de los avances logrados en los países desarrollados, algunos de los cuales son de aplicación casi directa por la similitud en

las condiciones agroecológicas, como es en el caso de los países en la zona templada de LAC; pero, las interacciones entre grupos de investigadores de la región con los de países desarrollados a través de redes como el GRA, así como de programas de cooperación bilateral, pueden contribuir al logro de avances importantes, pues a través de ellas se tendría acceso a metodologías usadas en esos países, las cuales necesitan adaptarse a las condiciones propias de los países en desarrollo. Igualmente, dentro de la región hay diferencias importantes entre países en cuanto a los avances en los trabajos de investigación enfocados en la intensificación sostenible de la producción animal, por lo que la colaboración intrarregional a través de mecanismos como FONTAGRO, la Asociación Latinoamericana de Producción Animal (ALPA) y otros, tiene también un rol importante que jugar en el desarrollo de capacidades sobre este tema. Además, organismos internacionales como FAO, el Banco Mundial y otros pueden facilitar las oportunidades de cooperación Sur-Sur para aprovechar las experiencias de otros países en desarrollo.

Otro punto clave que queda claro de esta revisión es la necesidad de reforzar el trabajo interdisciplinario, pues la complejidad del problema e interacciones entre las intervenciones propuestas requieren de esfuerzos holísticos para su valoración. Esto supone también no solo la reingeniería de las instituciones de investigación, enseñanza y extensión, sino también el reforzamiento de las capacidades del personal, pues muchos de los conceptos asociados con la intensificación sostenible de una ganadería baja en emisiones son relativamente nuevos. Pero para obtener logros efectivos a nivel de país y región deben incorporarse en los procesos de análisis y discusión a las asociaciones de productores y de otros actores en las cadenas productivas, así como a los decisores de política que en última instancia son los que crearán las condiciones habilitadoras para el cambio. Cabe insistir que estos decisores no son solo aquellos del sector agropecuario, sino de los sectores ambiente, economía, financiero, salud y otros, dados los impactos de las decisiones de todos ellos sobre el sector.

Algunas áreas donde se requiere mayor investigación/difusión con relación a las emisiones de GEI son:

- a. Desarrollar/promover el uso de metodologías prácticas para la estimación de las emisiones potenciales de GEI por métodos *in vitro* y mediciones directas en campo, así como la captura de carbono en el suelo, la biomasa radicular y aérea.
- b. Evaluar especies forrajeras locales que contienen compuestos bioactivos (p.e., polifenoles, saponinas) que provocan cambios en el ecosistema ruminal, que contribuyen a reducir la actividad metanogénica y la degradación de la proteína dietética, o que ayudan a incrementar el uso del amonio liberado en la fermentación de alimentos.
- c. Realizar más evaluaciones directas sobre la intensidad de emisiones de GEI en animales que pastorean gramíneas tropicales (C₄), bajo diferentes patrones de manejo del pastoreo.
- d. Promover el manejo de recursos alimenticios de diferente calidad nutritiva para mejorar la digestibilidad de la dieta, y por ende reducir las emisiones de CH₄.
- e. Evaluar el uso de genotipos animales adaptados en cuanto a su potencial para reducir la intensidad de emisiones de GEI.
- f. Promover el manejo de las excretas para reducir las emisiones de GEI (en especial N₂O), incluyendo el uso de inhibidores de ureasa, digestores anaeróbicos, la frecuencia y oportunidad de distribución de purines.
- g. Evaluar el impacto sobre el suelo de las aplicaciones continuas de estiércol y cuantificación del impacto económico de los efectos de la polución existente y sus medidas de mitigación, especialmente en las unidades de producción intensiva.
- h. Desarrollar/adaptar modelos para los Análisis de Ciclo de Vida de las emisiones de GEI, bajo diferentes opciones de producción y niveles de intensificación, y bajo diferentes condiciones agroecológicas.

8 LITERATURA CITADA

- Abarca Monge, S; Soto Blanco, R; Villanueva Najarro, C. 2018. Pastoreo, consumo de materia seca y emisión de metano entérico en vacas Jersey y sus cruces con *Bos indicus*. (In Congreso Centroamericano del Sector Lácteo (VII, 2018, San José, Costa Rica).
- Abecia, L; Toral, PG; Martín-García, AI; Martínez, G; Tomkins, NW; Molina-Alcaide, E; Newbold, CJ; Yáñez-Ruiz, DR. 2012. Effect of bromochloromethane on methane emission, rumen fermentation pattern, milk yield, and fatty acid profile in lactating dairy goats *Journal of Dairy Science* 95(4):2027-2036. Consultado 2018/03/12 doi 10.3168/jds.2011-4831
- Abreu, A; Carulla, JE; Kreuzer, M; Lascano, CE; Díaz, TE; Cano, A; Hess, H-D. 2003. Efecto del fruto, del pericarpio y del extracto semipurificado de saponinas de *Sapindus saponaria* sobre la fermentación ruminal y la metanogénesis in vitro en un sistema RUSITEC *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias* 16(2):
- Acosta, A; Ibrahim, M; Pezo, D. 2013. Hacia un desarrollo ganadero climáticamente inteligente *In* Diaz, T; Acosta, A (eds.). *Lineamientos de Política para el Desarrollo Sostenible del Sector Ganadero*. . Santiago, Chile, FAO, Oficina Subregional para América Central. p. Pp. 45-65.
- Aguerre, MJ; Wattiaux, MA; Powell, JM; Broderick, GA; Arndt, C. 2011. Effect of forage-to-concentrate ratio in dairy cow diets on emission of methane, carbon dioxide, and ammonia, lactation performance, and manure excretion (Article). *Journal of Dairy Science* 94(6):3081-3093. doi 10.3168/jds.2010-4011
- Aide, TM; Clark, ML; Grau, HR; López-Carr, D; Levy, MA; Redo, D; Bonilla-Moheno, M; Riner, G; Andrade-Núñez, MJ; Muñiz, M. 2013. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010) *Biotropica* 45(2):262-271.
- Alcalá, AM. 2010. Biodiversidad y conservación de razas autóctonas de animales domésticos. *Ambienta: la revista del Ministerio de Medio Ambiente*(91):109-125.
- Alonso, J. 2011. Los sistemas silvopastoriles y su contribución al medio ambiente *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 45(2):
- Amézquita, MC; Murgueitio, E; Ibrahim, M; Ramírez, B. 2008. Captura de carbono en sistemas de pasturas y silvopastoriles en cuatro ecosistemas de América tropical vulnerables al cambio climático. Documento de políticas públicas 27. Foro Nacional Ambiental, Bogotá, COL Foro Nacional ambiental Documento de políticas públicas. Bogotá:
- Amon, B; Kryvoruchko, V; Amon, T; Zechmeister-Boltenstern, S. 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, ecosystems & environment* 112(2-3):153-162.
- Anzola-Vásquez, HJ. 2005. Conservación y utilización de las razas bovinas criollas y colombianas para el desarrollo rural sostenible. *Archivos de Zootecnia* 54(206):141-144.
- Araujo, RC; Pires, AV; Mourão, GB; Abdalla, AL; Sallam, SMA. 2011. Use of blanks to determine in vitro net gas and methane production when using rumen fermentation modifiers *Animal Feed Science and Technology* 166-167:155-162.
- Archimède, H; Eugène, M; Magdeleine, CM; Boval, M; Martin, C; Morgavi, D; Lecomte, P; Doreau, M. 2011. Comparison of methane production between C3 and C4 grasses and legumes *Animal Feed Science and Technology* 166:59-64.
- Asem-Hiablie, S; Battagliese, T; Stackhouse-Lawson, KR; Rotz, CA. 2018. A life cycle assessment of the environmental impacts of a beef system in the USA *The International Journal of Life Cycle Assessment*:1-15. doi <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2Fs11367-018-1464-6.pdf>

- Attwood, G; McSweeney, C. 2008. Methanogen genomics to discover targets for methane mitigation technologies and options for alternative H₂ utilisation in the rumen. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48(2):28-37.
- Attwood, GT; Altermann, E; Kelly, WJ; Leahy, SC; Zhang, L; Morrison, M. 2011. Exploring rumen methanogen genomes to identify targets for methane mitigation strategies *Animal Feed Science and Technology* 166-167:65-75.
- Austin, K. 2010. The "Hamburger Connection" as Ecologically Unequal Exchange: A Cross National Investigation of Beef Exports and Deforestation in Less Developed Countries *Rural Sociology* 75(2):270-299.
- Avendaño-Yáñez, MdLL; López-Ortiz, S; Perroni, Y; Pérez-Elizalde, S. 2018. Leguminous trees from tropical dry forest generate fertility islands in pastures *Arid Land Research and Management* 32(1):57-70.
- Ayalew, W; King, J; Bruns, E; Rischkowsky, B. 2003. Economic evaluation of smallholder subsistence livestock production: lessons from an Ethiopian goat development program. *Ecological Economics* 45(3):473-485.
- Babatunde, G. 1992. Availability of banana and plantain products for animal feeding. *In* Machin, D; Nyvold, S (eds.). *Roots, tubers, plantains and bananas in animal feeding*. Rome, Italy, FAO. p. 251-276.
- Baylis, K; Paulson, ND. 2011. Potential for carbon offsets from anaerobic digesters in livestock production *Animal Feed Science and Technology* 166-167:446-456.
- Beauchemin, K; McGinn, S; Martinez, T; McAllister, T. 2007. Use of condensed tannin extract from quebracho trees to reduce methane emissions from cattle *Journal of Animal Science* 85(8):1990-1996.
- Beauchemin, K; Kreuzer, M; O'mara, F; McAllister, T. 2008. Nutritional management for enteric methane abatement: a review *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48(2):21-27.
- Beauchemin, KA; McAllister, TA; McGinn, SM. 2009. Dietary mitigation of enteric methane from cattle *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 4(035):1-18.
- Bell, M; Eckard, R; Cullen, B. 2012. The effect of future climate scenarios on the balance between productivity and greenhouse gas emissions from sheep grazing systems *Livestock Science* 147(1-3):126-138.
- Benchaar, C; Rivest, J; Pomar, C; Chiquette, J. 1998. Prediction of methane production from dairy cows using existing mechanistic models and regression equations *Journal of Animal Science* 76(2):617-627.
- Bentley, D; Hegarty, R; Alford, A. 2008. Managing livestock enterprises in Australia's extensive rangelands for greenhouse gas and environmental outcomes: a pastoral company perspective. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48(2):60-64.
- Berchielli, TT; Pedreira, MDS; Oliveira, SDO; Primavesi, O; Limas, M; Frigueto, R. 2003. Determinação da produção de metano e PH ruminal em bovinos de corte alimentados com diferentes relações volumoso: Concentrado. *In* Reunio Anual da Sociedade brasileira de Zootecnia (40, 2003, Santa María, Brasil). EMBRAPA (ed.) Reuniao Anual Da Sociedade Brasileira De Zootecnia. Santa María, Brasil, p. 1-5.
- Berndt, A; Tomkins, N. 2013. Measurement and mitigation of methane emissions from beef cattle in tropical grazing systems: a perspective from Australia and Brazil. *animal* 7(s2):363-372.
- Berra, G; Finster, L; Valtorta, S. 2009. Una técnica sencilla para la medición de emisiones de metano entérico en vacas *FAVE Sección Ciencias Veterinarias* 8(1):49-56.
- Betancourt, H; Pezo, D; Cruz, J; Beer, J. 2007. Impacto bioeconómico de la degradación de pasturas en fincas de doble propósito en El Chal, Petén, Guatemala *Pastos y forrajes* 30:169-175.

- Beukes, PC; Gregorini, P; Romera, AJ. 2011. Estimating greenhouse gas emissions from New Zealand dairy systems using a mechanistic whole farm model and inventory methodology *Animal Feed Science and Technology* 166-167:708-720.
- Bhatta, R; Uyeno, Y; Tajima, K; Takenaka, A; Yabumoto, Y; Nonaka, I; Enishi, O; Kurihara, M. 2009. Difference in the nature of tannins on in vitro ruminal methane and volatile fatty acid production and on methanogenic archaea and protozoal populations *Journal of Dairy Science* 92(11):5512-5522.
- Bishop, S; de Jong, M; Gray, D. 2002. Opportunities for incorporating genetic elements into the management of farm animal diseases: policy issues. Rome, Italy, Food and Agricultural Organization (FAO). 36 p. (Study paper No. 18).
- Blanco-Sepúlveda, R; Nieuwenhuys, A. 2011. Influence of topographic and edaphic factors on vulnerability to soil degradation due to cattle grazing in humid tropical mountains in northern Honduras. *Catena* 86(2):130-137.
- Blaxter, K; Clapperton, J. 1965. Prediction of the amount of methane produced by ruminants *British Journal of nutrition* 19(1):511-522.
- Blümmel, M; Samad, M; Singh, O; Amede, T. 2009. Opportunities and limitations of food–feed crops for livestock feeding and implications for livestock–water productivity *The Rangeland Journal* 31(2):207-212.
- Boadi, D; Wittenberg, K. 2002. Methane production from dairy and beef heifers fed forages differing in nutrient density using the sulphur hexafluoride (SF6) tracer gas technique *Canadian Journal of Animal Science* 82(2):201-206.
- Boadi, D; Benchaar, C; Chiquette, J; Massé, D. 2004. Mitigation strategies to reduce enteric methane emissions from dairy cows: Update review *Canadian Journal of Animal Science* 84(3):319-335.
- Bodas, R; López, S; Fernandez, M; García-González, R; Rodríguez, A; Wallace, R; González, J. 2008. In vitro screening of the potential of numerous plant species as antimethanogenic feed additives for ruminants *Animal Feed Science and Technology* 145(1-4):245-258.
- Bodas, R; Prieto, N; García-González, R; Andrés, S; Giráldez, FJ; López, S. 2012. Manipulation of rumen fermentation and methane production with plant secondary metabolites *Animal Feed Science and Technology* 176(1-4):78-93.
- Bolan, NS; Kemp, P. 2003. A review of factors affecting and prevention of pasture-induced nitrate toxicity in grazing animals. *Proceedings of the New Zealand Grassland Association* 65:171-178.
- Bonilla Cárdenas, JA; Lemus Flores, C. 2012. Emisión de metano entérico por rumiantes y su contribución al calentamiento global y al cambio climático: Revisión *Revista mexicana de ciencias pecuarias* 3:215-246.
- Brown, EG; Anderson, RC; Carstens, GE; Gutierrez-Bañuelos, H; McReynolds, JL; Slay, LJ; Callaway, TR; Nisbet, DJ. 2011. Effects of oral nitroethane administration on enteric methane emissions and ruminal fermentation in cattle *Animal Feed Science and Technology* 166-167:275-281. doi <https://doi.org/10.1016/j.anifeeds.2011.04.017>
- Buddle, BM; Denis, M; Attwood, GT; Altermann, E; Janssen, PH; Ronimus, RS; Pinares-Patiño, CS; Muetzel, S; Wedlock, DN. 2011. Strategies to reduce methane emissions from farmed ruminants grazing on pasture *The Veterinary Journal* 188(1):11-17.
- Caja, G; González, E; Flores, C; Carro, MD; Albanell, E. 2003. Alternativas a los antibióticos de uso alimentario en rumiantes: probióticos, enzimas y ácidos orgánicos. *In. Avances en nutrición y alimentación animal.* . Barcelona, España, Fundación Española para el Desarrollo de la Nutrición Animal. p. 193-214.
- Callaway, TR; Edrington, TS; Rychlik, JL; Genovese, KJ; Poole, TL; Jung, YS; Bischoff, KM; Anderson, RC; Nisbet, DJ. 2003. Ionophores: Their Use as Ruminant Growth Promotants and Impact on Food Safety (Article). *Current issues in intestinal microbiology* 2003 v.4:pp. 43-51.

- Calle, Z; Murgueitio, E; Chará, J. 2012. Integración de las actividades forestales con la ganadería extensiva sostenible y la restauración del paisaje. *Unasyva* 239(63):31-40.
- Camargo, A. 1990. Ganado criollo del Brasil: Origen y características zootécnicas. *Animal Genetic Resources* 7:11-18.
- Campos, H; Cooper, M; Habben, J; Edmeades, G; Schussler, J. 2004. Improving drought tolerance in maize: a view from industry *Field Crops Research* 90(1):19-34.
- Carmona, JC; Bolívar, DM; Giraldo, LA. 2005. El gas metano en la producción ganadera y alternativas para medir sus emisiones y aminorar su impacto a nivel ambiental y productivo. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias* 18(1):49-63.
- Carulla, J; Kreuzer, M; Machmüller, A; Hess, H. 2005. Supplementation of *Acacia mearnsii* tannins decreases methanogenesis and urinary nitrogen in forage-fed sheep *Australian journal of agricultural research* 56(9):961-970.
- Casasola, F; Villanueva, C. 2015. Buenas prácticas para la mitigación al cambio climático de los sistemas de producción de leche en Costa Rica. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 128 p. (Serie Técnica Manual Técnico, no. 129).
- Casasola, F; Villanueva, C; Ibrahim, M; Lombo, D. 2018. Tecnologías relevantes para la gestión integral del estiércol en fincas ganaderas de Costa Rica. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 51 p. (Serie Técnica, Boletín Técnico No. 97).
- Castro, A; Rivera, M; Ferreira, O; Pavon, J; García, E; Amézquita Collazos, E; Ayarza, MA; Barrios, E; Rondón, M; Pauli, N. 2009. Quesungual slash and mulch agroforestry system (QSMAS): Improving crop water productivity, food security and resource quality in the sub-humid tropics. Cali, Colombia, CIAT. 64 p. (CPWF Project Report).
- CEPAL (Comisión Económica para América Latina, Chile). 2016. CEPALSTAT: Bases de Datos y Publicaciones Estadísticas (en línea). Santiago, Chile,
- Céspedes Flores, FE; Fernández, JA; Gobbi, JA; Bernardis, AC. 2012. Reservorio de carbono en suelo y raíces de un pastizal y una pradera bajo pastoreo *Revista fitotecnia mexicana* 35(1):79-86.
- Ciarlo, E. 2009. Controles biológicos y no biológicos de las emisiones de gases nitrogenados (N₂O y N₂) en suelos agrícolas y ganaderos. Tesis Doctorado. Buenos Aires, Argentina, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. 121 p.
- Clark, D; Caradus, J; Monaghan, R; Sharp, P; Thorrold, B. 2007. Issues and options for future dairy farming in New Zealand *New Zealand Journal of Agricultural Research* 50(2):203-221.
- Clark, H; Kelliher, F; Pinares-Patino, C. 2011. Reducing CH₄ emissions from grazing ruminants in New Zealand: challenges and opportunities *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences* 24(2):295-302.
- Cobos-Peralta, MA; Guerra-Medina, E; López-Garrido, SJ; Báez-Pérez, JL; González-Muñoz, SS; Mendoza-Martínez, GD. 2005. Evaluación in vitro de dos amortiguadores y un ionóforo sobre variables fermentativas y microbiológicas *Agrociencia* 39(1):
- Coleman, S; Moore, J. 2003. Feed quality and animal performance *Field Crops Research* 84(1-2):17-29.
- Colón, A; Benjamín, T; Pezo, D; Piniero, M; Aguilar Stoen, M. 2009. Conocimiento local sobre la quema en sistemas silvopastoriles de El Petén, Guatemala. *Agroforesteria en las Americas* 47:27-35.
- Conant, RT; Paustian, K. 2002. Potential soil carbon sequestration in overgrazed grassland ecosystems *Global Biogeochemical Cycles* 16(4):90-1-90-9. Disponible en doi:10.1029/2001GB001661
- Conant, RT; Six, J; Paustian, K. 2003. Land use effects on soil carbon fractions in the southeastern United States. I. Management-intensive versus extensive grazing *Biology and Fertility of Soils* 38(6):386-392.
- Cullen, B; Eckard, R. 2011. Impacts of future climate scenarios on the balance between productivity and total greenhouse gas emissions from pasture based dairy systems in south-eastern Australia *Animal Feed Science and Technology* 166:721-735.

- Czerkawski, J; Breckenridge, G. 1977. Design and development of a long-term rumen simulation technique (Rusitec) *British Journal of nutrition* 38(3):371-384.
- 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* 166-167:514-531.
- Chaherli, N; Nash, J. 2013. Agricultural exports from Latin America and the Caribbean: Harnessing trade to feed the World and promote development. Washington DC, USA, World Bank. 174 p. (LAC No. 78613).
- Chapuis-Lardy, L; Wrage, N; Metay, A; Chiotte, J; Bernoux, M. 2007. Soils, a sink for N₂O? A review. *Global Change Biology* 13(1):1-17.
- Chará, J; Murgueitio, E. 2005. The role of silvopastoral systems in the rehabilitation of Andean stream habitats *Livestock Research for Rural Development* 17(2):1-15.
- Chará, J; Pedraza, G; Giraldo, L; Hincapié, D. 2013. Efecto de los corredores ribereños sobre el estado de quebradas en la zona ganadera del río La Vieja, Colombia. *Agroforesteria en las Americas* 45:72-78.
- Charlon, V; Tieri, M; Frank, F; Engler, P. 2016. La huella del agua en la producción primaria de leche en Argentina. *In Villar-Ezcurra, J (ed.). Información Técnica de Producción Animal - EEA Rafaela Vol 4 No. 2. Rafaela (Santa Fe), Argentina, INTA. p. 10-16.*
- Chaucheyras-Durand, F; Walker, N; Bach, A. 2008. Effects of active dry yeasts on the rumen microbial ecosystem: Past, present and future *Animal Feed Science and Technology* 145(1-4):5-26.
- Chay-Canul, AJ; Magaña-Monforte, JG; Chizzotti, ML; Piñeiro-Vázquez, AT; Canul-Solís, JR; Ayala-Burgos, AJ; Ku-Vera, JC; Tedeschi, LO. 2016. Requerimientos energéticos de ovinos de pelo en las regiones tropicales de Latinoamérica. *Revisión Revista mexicana de ciencias pecuarias* 7(1):105-125.
- Christie, K; Gourley, C; Rawnsley, R; Eckard, R; Awty, I. 2012. Whole-farm systems analysis of Australian dairy farm greenhouse gas emissions *Animal Production Science* 52(11):998-1011.
- Chung, Y-H; Zhou, M; Holtshausen, L; Alexander, T; McAllister, T; Guan, L; Oba, M; Beauchemin, K. 2012. A fibrolytic enzyme additive for lactating Holstein cow diets: Ruminal fermentation, rumen microbial populations, and enteric methane emissions *Journal of Dairy Science* 95(3):1419-1427.
- de Faccio Carvalho, PC; Anghinoni, I; de Moraes, A; de Souza, ED; Sulc, RM; Lang, CR; Flores, JPC; Lopes, MLT; da Silva, JLS; Conte, O. 2010. Managing grazing animals to achieve nutrient cycling and soil improvement in no-till integrated systems *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 88(2):259-273.
- De Greef, J. 2009. Actual standing and perspectives for the sustainable use and development of parasite resistant or tolerant breeds in developed regions: Australia and NZ as an example. *In. Presentation, joint FAO/INRA workshop on animal genetic resources and their resistance/tolerance to diseases, with special focus on parasitic diseases in ruminants, Paris. p.*
- De Haas, Y; Windig, J; Calus, M; Dijkstra, J; De Haan, M; Bannink, A; Veerkamp, R. 2011. Genetic parameters for predicted methane production and potential for reducing enteric emissions through genomic selection *Journal of Dairy Science* 94(12):6122-6134.
- De Klein, C; Eckard, R. 2008. Targeted technologies for nitrous oxide abatement from animal agriculture *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48(2):14-20.
- de Klein, CA; Sherlock, RR; Cameron, KC; van der Weerden, TJ. 2001. Nitrous oxide emissions from agricultural soils in New Zealand—a review of current knowledge and directions for future research. *Journal of the Royal Society of New Zealand* 31(3):543-574.
- de Klein, CAM; Cameron, KC; Di, HJ; Rys, G; Monaghan, RM; Sherlock, RR. 2011. Repeated annual use of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) does not alter its effectiveness in reducing N₂O emissions from cow urine *Animal Feed Science and Technology* 166-167:480-491. doi <https://doi.org/10.1016/j.anifeeds.2011.04.076>

- de Oliveira, JS; de Moura Zanine, A; Santos, EM. 2005. Uso de aditivos na nutrição de ruminantes (Additive use in the nutrition REDVET. *Revista Electrónica de Veterinaria* 6(11):1-23.
- de Oliveira Silva, R; Barioni, LG; Moran, D. 2015. Greenhouse gas mitigation through sustainable intensification of livestock production in the Brazilian Cerrado *EuroChoices* 14(1):28-34.
- De Rensis, F; Scaramuzzi, RJ. 2003. Heat stress and seasonal effects on reproduction in the dairy cow—a review *Theriogenology* 60(6):1139-1151.
- Del Prado, A; Chadwick, D; Cardenas, L; Misselbrook, T; Scholefield, D; Merino, P. 2010. Exploring systems responses to mitigation of GHG in UK dairy farms *Agriculture, ecosystems & environment* 136(3-4):318-332.
- Del Prado, A; Crosson, P; Olesen, JE; Rotz, C. 2013. Whole-farm models to quantify greenhouse gas emissions and their potential use for linking climate change mitigation and adaptation in temperate grassland ruminant-based farming systems *animal* 7(s2):373-385.
- Delgado, C; Rosegrant, M; Steinfeld, H; Ehui, S; Courbois, C. 1999. *Livestock to 2020: the next food revolution*. Washington DC, USA, International Food Policy Research Institution. 110 p. (Environment Discussion Paper).
- Delgado, CL. 2003. Rising consumption of meat and milk in developing countries has created a new food revolution *The Journal of nutrition* 133(11):3907S-3910S.
- Descheemaeker, K; Amede, T; Haileslassie, A; Bossio, D. 2011. Analysis of gaps and possible interventions for improving water productivity in crop livestock systems of Ethiopia. *Experimental Agriculture* 47(S1):21-38.
- Deutsch, L; Falkenmark, M; Gordon, L; Rockström, J; Folke, C; Steinfeld, H; Mooney, H; Schneider, F; Neville, L. 2010. Water-mediated ecological consequences of intensification and expansion of livestock production. Steinfeld, H; Mooney, HA; Schneider, F; Neville, LE (eds.). London, UK, Island Press. 97-110 p. (Livestock in a Changing Landscape. Volume 1. Drivers, Consequences and Responses.).
- Devendra, C; Sevilla, C; Pezo, D. 2001. Food-feed systems in Asia *ASIAN AUSTRALASIAN JOURNAL OF ANIMAL SCIENCES* 14(5):733-745.
- Dewhurst, R. 2013. Milk production from silage: comparison of grass, legume and maize silages and their mixtures *Agricultural and food science* 22(1):57-69.
- Di, H; Cameron, K. 2006. Nitrous oxide emissions from two dairy pasture soils as affected by different rates of a fine particle suspension nitrification inhibitor, dicyandiamide. *Biology and Fertility of Soils* 42(6):472-480.
- Dias-Filho, MB. 2007. *Degradação de pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação*. Belem, Brazil, Embrapa Amazônia Oriental. 190 p.
- Dijkstra, J; Neal, HDSC; Beever, DE; France, J. 1992. Simulation of nutrient digestion, absorption and outflow in the rumen: model description *The Journal of nutrition* 122(11):2239-2256.
- Dijkstra, J; van Zijderveld, SM; Apajalahti, JA; Bannink, A; Gerrits, WJJ; Newbold, JR; Perdok, HB; Berends, H. 2011. Relationships between methane production and milk fatty acid profiles in dairy cattle *Animal Feed Science and Technology* 166-167:590-595. doi <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.042>
- Dini, Y; Gere, J; Briano, C; Manetti, M; Juliarena, P; Picasso, V; Gratton, R; Astigarraga, L. 2012. Methane Emission and Milk Production of Dairy Cows Grazing Pastures Rich in Legumes or Rich in Grasses in Uruguay *Animals* 2(2):288.
- Dini, Y; Gere, J; Cajarville, C; Ciganda, VS. 2017. Using highly nutritious pastures to mitigate enteric methane emissions from cattle grazing systems in South America *CSIRO. (Animal Production Science)*. Disponible en <https://doi.org/10.1071/AN16803>
- Dirven, M. 1999. Dairy clusters in Latin America in the context of globalization *The International Food and Agribusiness Management Review* 2(3-4):301-313.

- Duff, A; Padilla, A. 2015. Latin America: agricultural perspectives. . Rabobank, Utrecht, The Netherlands. 12 p. (RaboResearch).
- Eckard, R; Grainger, C; De Klein, C. 2010. Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: a review *Livestock Science* 130(1):47-56.
- Escobar-Bahamondes, P; Oba, M; Kröbel, R; McAllister, TA; MacDonald, D; Beauchemin, K. 2017. Estimating enteric methane production for beef cattle using empirical prediction models compared with IPCC Tier 2 methodology *Canadian Journal of Animal Science* 97(4):599-612.
- FAO. 2010. TERRASTAT: Land resource potential and constraints statistics at country and regional level See <http://www.fao.org/aff/ad/aecll/terrastat/#terrastatdb>:
- FAO. 2018. Caracterización de los sistemas agroforestales Kuxur Rum y Quesungual en el Corredor Seco de Guatemala y Honduras. Ciudad de Panamá, FAO, Oficina Regional para América Central. 49 p.
- FAOSTAT. 2017. Agriculture Organization of the United Nations Statistics Division. Rome, Italy. (Economic and Social Development Department, Rome, Italy. <http://faostat3.fao.org/home/E>. Accessed).
- Faurès, J; Bartley, D; Bazza, M; Burke, J; Hoogeveen, J; Soto, D; Steduto, P. 2013. Climate smart agriculture sourcebook. Rome, Italy, FAO. 557 p.
- Fisher, MJ; Rao, IM; Ayarza, MA; Lascano, CE; Sanz, J; Thomas, RJ; Vera, RR. 1994. Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas *Nature* 371(6494):236-237.
- Fisher, MJ; Braz, S; Dos Santos, R; Urquiaga, S; Alves, B; Boddey, R. 2007. Another dimension to grazing systems: soil carbon *Tropical Grasslands* 41(2):65-83.
- Flores Ruano, OI. 1998. Contribución ecológica de los taninos de especies leñosas sobre la utilización de nitrógeno por bovinos y la fertilidad del suelo. Tesis MSc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 91 p.
- Frankow-Lindberg, BE; Lindberg, JE. 2003. Effect of harvesting interval and defoliation on yield and chemical composition of leaves, stems and tubers of sweet potato (*Ipomoea batatas* L.(Lam.)) plant parts *Field Crops Research* 82(1):49-58.
- Freetly, HC; Brown-Brandl, TM. 2013. Enteric methane production from beef cattle that vary in feed efficiency. *Journal of Animal Science* 91(10):4826-4831.
- Galindo, J; Aldama, A; Marrero, Y; Gonzalez, N. 2000. The effect of *Sapindus saponaria* on the protozoa genera and ruminal bacteria populations *Cuban Journal of Agricultural Science* 34(4):337-342.
- Galindo, J; González, Y; Aldama, N. 2001a. Effect of *Gliricidia sepium* on rumen protozoa population and cellulolytic organisms *Revista Cubana de Ciencia Agrícola (Cuba)*:
- Galindo, J; González, N; Sosa, A; Ruiz, T; Torres, V; Aldana, AI; Díaz, H; Moreira, O; Sarduy, L; Noda, AC. 2011. Effect of *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) Gray (Giant Mexican Sunflower) on the population of rumen protozoa and methanogens under in vitro conditions *Cuban Journal of Agricultural Science* 45(1):33-37.
- Galindo, J; González, N; Scull, I; Marrero, Y; Sosa, A; Aldana, AI; Moreira, O; Delgado, D; Ruiz, T; Febles, G. 2012. Efecto de *Samanea saman* (Jacq.) Merr., *Albizia lebeck* (L.) Benth y *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) Gray (material vegetal 23) en la población de metanógenos y en la ecología microbiana ruminal *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 46(3):
- Galindo, J; González, N; Abdalla, AL; Alberto, M; Lucas, R; Dos Santos, K; Santos, MR; Louvandini, P; Moreira, O; Sarduy, L. 2016. Effect of a raw saponin extract on ruminal microbial population and in vitro methane production with star grass (*Cynodon nlemfuensis*) substrat *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 50(1):
- Galindo, J; González, N; Rodríguez, R; Marrero, Y; Sosa, A; Ruiz, T; Alonso, J. 2018. Reducción de la producción de metano con el uso de plantas tropicales y otras biotécnicas manipuladoras de la fermentación ruminal (Webinar: "Microbiología ruminal en bovinos y su relación con emisiones de gases de efecto de invernadero". CATIE/FONTAGRO. Celebrado el 23 agosto 2018). San José de las Lajas, Cuba, ICA.

- Galindo, JG; Aldama, N; Marrero, A. 2001b. Effect of *Enterolobium cyclocarpum* on rumen microbial population and its activity under in vitro conditions *Revista Cubana de Ciencia Agrícola (Cuba)*:
- García Gómez, CA. 2018. Análisis económico de prácticas silvopastoriles y buenas prácticas ganaderas para mejorar la resiliencia climática en fincas productoras de leche en el municipio de Olanchito, Departamento de Yoro, Honduras Tesis MSc. Turrialba (Costa Rica), CATIE. 87 p.
- Garg, M; Sherasia, P; Bhandari, B; Phondba, B; Shelke, S; Makkar, H. 2013. Effects of feeding nutritionally balanced rations on animal productivity, feed conversion efficiency, feed nitrogen use efficiency, rumen microbial protein supply, parasitic load, immunity and enteric methane emissions of milking animals under field conditions *Animal Feed Science and Technology* 179(1-4):24-35. Disponible en <http://dairyknowledge.in/content/effects-feeding-nutritionally-balanced-rations-animal-productivity-feed-conversion>
- Garg, MR. 2012. Balanced feeding for improving livestock productivity - Increase in milk production and nutrient use efficiency and decrease in methane emission. Makkar, HP (ed.). Rome, Italy, FAO. 30 p. (Animal Production and Health Paper No. 173).
- Gaughan, JB; Cawsell-Smith, AJ. 2015. Impact of climate change on livestock production and reproduction. *In* Sejian, V, Gaughan, J., Baumgard, L., Prasad, C.S. (ed.). *Climate Change Impact on Livestock: Adaptation and Mitigation*. New Delhi, India, Springer-er-Verlag GmbH Publisher. p. 51-60.
- Gerbens-Leenes, P; Mekonnen, M; Hoekstra, AY. 2013. The water footprint of poultry, pork and beef: A comparative study in different countries and production systems. *Water Resources and Industry* 1:25-36.
- Gerber, P; Vellinga, T; Opio, C; Steinfeld, H. 2011. Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems *Livestock Science* 139(1):100-108.
- Gerber, P; Hristov, A; Henderson, B; Makkar, H; Oh, J; Lee, C; Meinen, R; Montes, F; Ott, T; Firkins, J. 2013a. Technical options for the mitigation of direct methane and nitrous oxide emissions from livestock: a review. *animal* 7(s2):220-234.
- Gerber, PJ; Henderson, B; Makkar, HP. 2013b. Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production. A review of technical options for non-CO2 emissions. Rome, Italy, FAO. 206 p. (Animal Production and Health Paper No. 177).
- Gerber, PJ; Steinfeld, H; Henderson, B; Mottet, A; Opio, C; Dijkman, J; Falcucci, A; Tempio, G. 2013c. Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 115 p.
- Giraldo, C; Escobar, F; Chará, JD; Calle, Z. 2011. The adoption of silvopastoral systems promotes the recovery of ecological processes regulated by dung beetles in the Colombian Andes. *Insect Conservation and Diversity* 4(2):115-122.
- Githeko, AK; Lindsay, SW; Confalonieri, UE; Patz, JA. 2000. Climate change and vector-borne diseases: a regional analysis *Bulletin of the World Health Organization* 78:1136-1147.
- Godfray, HCJ; Aveyard, P; Garnett, T; Hall, JW; Key, TJ; Lorimer, J; Pierrehumbert, RT; Scarborough, P; Springmann, M; Jebb, SA. 2018. Meat consumption, health, and the environment *Science* 361(6399):eaam5324.
- Goel, G; Makkar, HP. 2012. Methane mitigation from ruminants using tannins and saponins *Tropical Animal Health and Production* 44(4):729-739.
- Goplen, B; Howarth, R; Sarkar, S; Lesins, K. 1980. A Search for Condensed Tannins in Annual and Perennial Species of *Medicago*, *Trigonella*, and *Onobrychis* *Crop Science* 20(6):801-804.
- Grainger, C; Clarke, T; Auld, M; Beauchemin, K; McGinn, S; Waghorn, G; Eckard, RJ. 2009. Potential use of *Acacia mearnsii* condensed tannins to reduce methane emissions and nitrogen excretion from grazing dairy cows *Canadian Journal of Animal Science* 89(2):241-251.

- Grainger, C; Beauchemin, KA. 2011. Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production? *Animal Feed Science and Technology* 166-167:308-320. doi <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.021>
- Hales, K; Cole, N; MacDonald, J. 2012. Effects of corn processing method and dietary inclusion of wet distillers grains with solubles on energy metabolism, carbon– nitrogen balance, and methane emissions of cattle *Journal of Animal Science* 90(9):3174-3185.
- Hall, A; Blummel, M; Thorpe, W; Bidinger, F; Hash, C. 2004. Sorghum and pearl millet as food-feed-crops in India. *Animal Nutrition and Feed Technology* 4(1):1-15.
- Hansen, PJ. 2009. Effects of heat stress on mammalian reproduction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 364(1534):3341-3350.
- Hao, X; Chang, C; Larney, FJ. 2004. Carbon, nitrogen balances and greenhouse gas emission during cattle feedlot manure composting *Journal of environmental quality* 33(1):37-44.
- Hao, X; Benke, MB; Li, C; Larney, FJ; Beauchemin, KA; McAllister, TA. 2011. Nitrogen transformations and greenhouse gas emissions during composting of manure from cattle fed diets containing corn dried distillers grains with solubles and condensed tannins. *Animal Feed Science and Technology* 166:539-549.
- Harvey, C; Alpizar, F; Chacón, M; Madrigal, R. 2005. Assessing linkages between agriculture and biodiversity in Central America: Historical overview and future perspectives. Arlington, VA, USA., The Nature Conservancy. 162 p.
- Henderson, G; Cox, F; Ganesh, S; Jonker, A; Young, W; Collaborators, GRC; Abecia, L; Angarita, E; Aravena, P; Arenas, GN. 2015. Rumen microbial community composition varies with diet and host, but a core microbiome is found across a wide geographical range *Scientific reports* 5:14567.
- Herrero, M; Thornton, PK; Kruska, R; Reid, R. 2008. Systems dynamics and the spatial distribution of methane emissions from African domestic ruminants to 2030. *Agriculture, ecosystems & environment* 126(1-2):122-137.
- Herrero, M; Gerber, P; Vellinga, T; Garnett, T; Leip, A; Opio, C; Westhoek, H; Thornton, PK; Olesen, J; Hutchings, N. 2011. Livestock and greenhouse gas emissions: The importance of getting the numbers right *Animal Feed Science and Technology* 166:779-782.
- Herrero, M; Havlík, P; Valin, H; Notenbaert, A; Rufino, MC; Thornton, PK; Blümmel, M; Weiss, F; Grace, D; Obersteiner, M. 2013. Biomass use, production, feed efficiencies, and greenhouse gas emissions from global livestock systems *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110(52):20888-20893.
- Hess, H-D; Kreuzer, M; Diaz, T; Lascano, CE; Carulla, JE; Soliva, CR; Machmüller, A. 2003. Saponin rich tropical fruits affect fermentation and methanogenesis in faunated and defaunated rumen fluid *Animal Feed Science and Technology* 109(1-4):79-94.
- Hess, H-D; Beuret, R; Lötscher, M; Hindrichsen, I; Machmüller, A; Carulla, JE; Lascano, CE; Kreuzer, M. 2004. Ruminant fermentation, methanogenesis and nitrogen utilization of sheep receiving tropical grass hay-concentrate diets offered with *Sapindus saponaria* fruits and *Cratylia argentea* foliage *Animal Science* 79(1):177-189.
- Hironaka, R; Mathison, GW; Kerrigan, BK; Vlach, I. 1996. The effect of pelleting of alfalfa hay on methane production and digestibility by steers *Science of the total environment* 180(3):221-227.
- Hoekstra, AY. 2012. The hidden water resource use behind meat and dairy. *Animal frontiers* 2(2):3-8.
- Hoelle, J. 2017. Jungle beef: consumption, production and destruction and the development process in the Brazilian Amazon *Journal of Political Ecology* 24(1):743-762.
- Hoffmann, I. 2010. Climate change and the characterization, breeding and conservation of animal genetic resources. *Animal genetics* 41:32-46.

- Holmann, F; Argel, P; Rivas, L; White, D; Estrada, R; Burgos, C; Pérez, E; Ramírez, G; Medina, A. 2004. Vale la pena recuperar pasturas degradadas? Una evaluación de los beneficios y costos desde la perspectiva de los productores y extensionistas pecuarios en Honduras. Cali, Colombia, CIAT. 34 p. (Documento de Trabajo).
- Holter, J; Young, A. 1992. Methane Prediction in Dry and Lactating Holstein Cows¹ *Journal of Dairy Science* 75(8):2165-2175.
- Hoste, H; Torres-Acosta, J. 2011. Non chemical control of helminths in ruminants: adapting solutions for changing worms in a changing world *Veterinary Parasitology* 180(1-2):144-154.
- Hristov, A; Oh, J; Firkins, J; Dijkstra, J; Kebreab, E; Waghorn, G; Makkar, H; Adesogan, A; Yang, W; Lee, C. 2013a. Special topics—Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: I. A review of enteric methane mitigation options *Journal of Animal Science* 91(11):5045-5069.
- Hristov, AN; 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. 2013b. Mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero en la producción ganadera. Una revisión de las opciones técnicas para la reducción de las emisiones de gases diferentes al CO₂. Gerber, PJ; Henderson, B; Makkar, HP (trads.). Roma, Italia. 231 + 6 p. (FAO Producción y Sanidad Animal. No. 177).
- Hu, W; Liu, J; Wu, Y; Guo, Y; Ye, J. 2006. Effects of tea saponins on in vitro ruminal fermentation and growth performance in growing Boer goat *Archives of animal nutrition* 60(1):89-97.
- Huang, J; Xu, C-C; Ridoutt, BG; Liu, J-J; Zhang, H-L; Chen, F; Li, Y. 2014. Water availability footprint of milk and milk products from large-scale dairy production systems in Northeast China. *Journal of Cleaner Production* 79:91-97.
- Huang, XD; Liang, JB; Tan, HY; Yahya, R; Ho, YW. 2011. Effects of Leucaena condensed tannins of differing molecular weights on in vitro CH₄ production *Animal Feed Science and Technology* 166-167:373-376.
- Ibrahim, M; Rojas, J; Villanueva, C. 2005. Tecnologías forrajeras para la intensificación de la ganadería y la conservación de los recursos naturales en el trópico Velasco, Z; Pinto, R; Martínez, C (eds.). Simposio Internacional de Forrajes Tropicales y Produccion Animal Chiapas, Mexico, UNACH. 77-94 p.
- Ibrahim, M; Chacón, M; Cuartas, C; Naranjo, J; Ponce, G; Vega, P; Casasola Coto, F; Rojas, J. 2007. Almacenamiento de carbono en el suelo y la biomasa arbórea en sistemas de usos de la tierra en paisajes ganaderos de Colombia, Costa Rica y Nicaragua. *Agroforesteria en las Americas* 45:27-36.
- Ibrahim, M; Guerra, L; Casasola, F; Neely, C. 2010a. Importance of silvopastoral systems for mitigation of climate change and harnessing of environmental benefits. *In* Abberton, M; Conant, R; Batello, C (eds.). *Grassland carbon sequestration: management, policy and economics*. Rome, Italy, FAO. p. 189-196.
- Ibrahim, M; Porro, R; Mauricio, R. 2010b. Deforestation and livestock expansion in the Brazilian legal amazon and costa Rica: drivers, environmental degradation, and policies for Sustainable land management. *In* Steinfeld, H; Mooney, HA; Schneider, F; Neville, LE (eds.). *Livestock in a Changing Landscape: Experiences and Regional Perspectives*. Washington DC, USA, Island Press. p. 79-92.
- Iñamagua-Uyaguari, JP; Jenet, A; Guerra, LGA; Mendoza, SJV; Coto, FC; Wattiaux, MA. 2016. Impactos económicos y ambientales de las estrategias de alimentación en lecherías de Costa Rica. *Agronomía Mesoamericana* 27(1):1-17.
- IPCC. 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management Intergovernmental Panel on Climate Change. Disponible en https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_10_Ch10_Livestock.pdf

- IPCC. 2013. Cambio climático. Bases físicas. Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Resumen para responsables de políticas. Organización Meteorológica Mundial, Ginebra, Suiza. 34 p.
- Janssen, PH. 2010. Influence of hydrogen on rumen methane formation and fermentation balances through microbial growth kinetics and fermentation thermodynamics *Animal Feed Science and Technology* 160(1-2):1-22.
- Jayanegara, A; Leiber, F; Kreuzer, M. 2012. Meta-analysis of the relationship between dietary tannin level and methane formation in ruminants from in vivo and in vitro experiments *Journal of animal physiology and animal nutrition* 96(3):365-375.
- Johnson, KA; Johnson, DE. 1995. Methane emissions from cattle *Journal of Animal Science* 73(8):2483-2492.
- Jones, FM; Phillips, FA; Naylor, T; Mercer, NB. 2011. Methane emissions from grazing Angus beef cows selected for divergent residual feed intake *Animal Feed Science and Technology* 166-167:302-307.
- Jones, R; Megarritty, R. 1986. Successful transfer of DHP-degrading bacteria from Hawaiian goats to Australian ruminants to overcome the toxicity of *Leucaena*. *Australian Veterinary Journal* 63(8):259-262.
- Kaimowitz, D. 1996. Livestock and deforestation in Central America in the 1980s and 1990s: a policy perspective. Bogor, Indonesia, Center for International Forestry Research (CIFOR). 88 p.
- Kamra, D; Patra, A; Chatterjee, P; Kumar, R; Agarwal, N; Chaudhary, L. 2008. Effect of plant extracts on methanogenesis and microbial profile of the rumen of buffalo: a brief overview *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48(2):175-178.
- Kearney, S; Fonte, S; García, E; Siles, P; Chan, K; Smukler, S. 2017. Evaluating ecosystem service trade-offs and synergies from slash-and-mulch agroforestry systems in El Salvador (*Ecological Indicators*). Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.032>
- Kebreab, E; Johnson, K; Archibeque, S; Pape, D; Wirth, T. 2008. Model for estimating enteric methane emissions from United States dairy and feedlot cattle *Journal of Animal Science* 86(10):2738-2748.
- Klink, CA; Machado, RB. 2005. Conservation of the Brazilian cerrado *Conservation biology* 19(3):707-713.
- Knight, T; Ronimus, R; Dey, D; Tootill, C; Naylor, G; Evans, P; Molano, G; Smith, A; Tavendale, M; Pinares-Patino, C. 2011. Chloroform decreases rumen methanogenesis and methanogen populations without altering rumen function in cattle *Animal Feed Science and Technology* 166:101-112.
- Kobayashi, Y. 2010. Abatement of Methane Production from Ruminants: Trends in the Manipulation of Rumen Fermentation. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences* 23(3):410-416.
- Krause, D; Nagaraja, T; Wright, A; Callaway, T. 2013. Board-invited review: Rumen microbiology: Leading the way in microbial ecology 1, 2 *Journal of Animal Science* 91(1):331-341.
- Krehbiel, C; Rust, S; Zhang, G; Gilliland, S. 2003. Bacterial direct-fed microbials in ruminant diets: Performance response and mode of action. *Journal of Animal Science* 81(E_suppl_2):E120-E132.
- Ku Vera, J; Briceño, E; Ruiz, A; Mayo, R; Ayala, A; Aguilar, C; Solorio, F; Ramírez, L. 2014. Manipulación del metabolismo energético de los rumiantes en los trópicos: opciones para mejorar la producción y la calidad de la carne y leche *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 48(1):
- Külling, D; Menzi, H; Kröber, T; Neftel, A; Sutter, F; Lischer, P; Kreuzer, M. 2001. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from different types of dairy manure during storage as affected by dietary protein content. *The Journal of Agricultural Science* 137(2):235-250.
- Lal, R. 2002. The potential of soils of the tropics to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect *Advances in Agronomy* 76:2-31.
- Lam, SK; Suter, H; Mosier, AR; Chen, D. 2017. Using nitrification inhibitors to mitigate agricultural N₂O emission: a double edged sword? *Global Change Biology* 23(2):485-489.
- Lana, RP; Russell, JB; Van Amburgh, ME. 1998. The role of pH in regulating ruminal methane and ammonia production. *Journal of Animal Science* 76(8):2190-2196.

- Legesse, G; Small, JA; Scott, SL; Crow, GH; Block, HC; Alemu, AW; Robins, CD; Kebreab, E. 2011. Predictions of enteric methane emissions for various summer pasture and winter feeding strategies for cow calf production *Animal Feed Science and Technology* 166-167:678-687.
- Leng, R. 2008. The potential of feeding nitrate to reduce enteric methane production in ruminants. Canberra, Australia, University of New England. 82 p. (A Report to the Department of Climate Change, Canberra).
- Lenné, JM; Fernandez-Rivera, S; Blümmel, M. 2003. Approaches to improve the utilization of food–feed crops—synthesis. *Field Crops Research* 84(1-2):213-222.
- León Velarde, C; Quiroz, RA; Cañas, R; Osorio, J; Guerrero, J; Pezo, D. 2006. LIFE-SIM: livestock feeding strategies; simulation models. Lima, Perú, International Potato Center. 37 p. (Working Paper Natural Resources Management Division No. 2006-1).
- Leytem, AB; Dungan, RS; Bjorneberg, DL; Koehn, AC. 2011. Emissions of ammonia, methane, carbon dioxide, and nitrous oxide from dairy cattle housing and manure management systems. *Journal of environmental quality* 40(5):1383-1394.
- Lombo, D; Casasola, F; Villanueva, C. 2015. Manejo integral del estiércol en fincas productoras de leche en Costa Rica. *In* Casasola, F; Villanueva, C (eds.). Buenas prácticas para la mitigación al cambio climático de los sistemas de producción de leche en Costa Rica. CATIE, Serie Técnica, Manual Técnico No. 129. Turrialba, Costa Rica, CATIE. p. 33-80.
- Lovett, DK; Stack, LJ; Lovell, S; Callan, J; Flynn, B; Hawkins, M; O'Mara, FP. 2005. Manipulating Enteric Methane Emissions and Animal Performance of Late-Lactation Dairy Cows Through Concentrate Supplementation at Pasture *Journal of Dairy Science* 88(8):2836-2842.
- Luo, J; De Klein, C; Ledgard, S; Saggart, S. 2010. Management options to reduce nitrous oxide emissions from intensively grazed pastures: a review. *Agriculture, ecosystems & environment* 136(3-4):282-291.
- Luo, J; Sun, X; Pacheco, D; Ledgard, S; Lindsey, S; Hoogendoorn, C; Wise, B; Watkins, N. 2015. Nitrous oxide emission factors for urine and dung from sheep fed either fresh forage rape (*Brassica napus* L.) or fresh perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). *animal* 9(3):534-543.
- Mahesh, M; Mohini, M. 2013. Biological treatment of crop residues for ruminant feeding: A review. *African Journal of Biotechnology* 12(27):4221-4231.
- Maia, SM; Ogle, SM; Cerri, CE; Cerri, CC. 2009. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil *Geoderma* 149(1-2):84-91.
- Makkar, HP. 2016. Smart livestock feeding strategies for harvesting triple gain—the desired outcomes in planet, people and profit dimensions: a developing country perspective. *Animal Production Science* 56(3):519-534.
- Martin, C; Morgavi, D; Doreau, M. 2010. Methane mitigation in ruminants: from microbe to the farm scale. *animal* 4(3):351-365.
- Martín, P. 2005. El uso de la caña de azúcar para la producción de carne y leche. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 39:427-438.
- Martinez, J; Dabert, P; Barrington, S; Burton, C. 2009. Livestock waste treatment systems for environmental quality, food safety, and sustainability. *Bioresource technology* 100(22):5527-5536.
- Martínez, J; Cajas, YS; León, JD; Osorio, NW. 2014. Silvopastoral systems enhance soil quality in grasslands of Colombia *Applied and Environmental Soil Science*: doi <http://dx.doi.org/10.1155/2014/359736>
- Mc Geough, E; Little, S; Janzen, H; McAllister, T; McGinn, S; Beauchemin, K. 2012. Life-cycle assessment of greenhouse gas emissions from dairy production in Eastern Canada: a case study *Journal of Dairy Science* 95(9):5164-5175.
- McConnell, M; Mathews Jr, KH. 2008. Global market opportunities drive beef production decisions in Argentina and Uruguay *Amber Waves* 6(2):22.

- McDermott, J; Staal, S; Freeman, H; Herrero, M; Van de Steeg, J. 2010. Sustaining intensification of smallholder livestock systems in the tropics. *Livestock Science* 130(1-3):95-109.
- Mellado, M. 1997. La cabra criolla en América Latina. *Veterinaria México* 28(4):333-343.
- Messa, HF. 2009. Balance de gases de efecto invernadero en un modelo de producción de ganadería doble propósito con alternativas silvopastoriles en Yaracuy. Tesis M.Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 225 p.
- Metternicht, G; Zinck, J; Blanco, P; Del Valle, H. 2010. Remote sensing of land degradation: Experiences from Latin America and the Caribbean *Journal of environmental quality* 39(1):42-61.
- Mitsumori, M; Sun, W. 2008. Control of rumen microbial fermentation for mitigating methane emissions from the rumen *ASIAN AUSTRALASIAN JOURNAL OF ANIMAL SCIENCES* 21(1):144-154.
- Moate, PJ; Williams, SRO; Grainger, C; Hannah, MC; Ponnampalam, EN; Eckard, RJ. 2011. Influence of cold-pressed canola, brewers grains and hominy meal as dietary supplements suitable for reducing enteric methane emissions from lactating dairy cows *Animal Feed Science and Technology* 166-167:254-264. doi <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.069>
- Moe, P; Tyrrell, H. 1979. Methane production in dairy cows *Journal of Dairy Science* 62(10):1583-1586.
- Montemayor Trejo, JA; Aguirre Aguiluz, HW; Olague Ramírez, J; Román López, A; Rivera González, M; Preciado Rangel, P; Montemayor Trejo, IdR; Segura Castruita, MÁ; Orozco Vidal, JA; Yescas Coronado, P. 2010. Uso del agua en la alfalfa (*Medicago sativa*) con riego por goteo subsuperficial. *Revista mexicana de ciencias pecuarias* 1(2):145-156.
- Montenegro, JB. 2012. Evolución de la emisión de metano en el hato bovino costarricense. *Tópicos Meteorológicos y Oceanográficos* 11(1):5-17.
- Monteny, G-J; Bannink, A; Chadwick, D. 2006. Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry *Agriculture, ecosystems & environment* 112(2-3):163-170.
- Montes, F; Meinen, R; Dell, C; Rotz, A; Hristov, A; Oh, J; Waghorn, G; Gerber, P; Henderson, B; Makkar, H. 2013. SPECIAL TOPICS—mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: II. A review of manure management mitigation options. *Journal of Animal Science* 91(11):5070-5094.
- Mora Calvo, V. 2001. Fijación, emisión y balance de gases de efecto invernadero en pasturas en monocultivo y en sistemas silvopastoriles de fincas lecheras intensivas de las zonas altas de Costa Rica. Tesis M.Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 92 p.
- Moraes, LE; Strathe, AB; Fadel, JG; Casper, DP; Kebreab, E. 2014. Prediction of enteric methane emissions from cattle. *Global Change Biology* 20(7):2140-2148.
- Muñoz, C; Hube, S; Morales, JM; Yan, T; Ungerfeld, EM. 2015. Effects of concentrate supplementation on enteric methane emissions and milk production of grazing dairy cows. *Livestock Science* 175:37-46.
- Muñoz Quintero, W. 2014. Cálculo de la huella hídrica en fincas ganaderas ubicada en la cuenca del río La Villa, Panamá. Tesis MSc. Turrialba (Costa Rica), CATIE. 92 p.
- Murgueitio, E; Calle, Z; Uribe, F; Calle, A; Solorio, B. 2011. Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands *Forest Ecology and Management* 261(10):1654-1663.
- Murgueitio, E; Chará, JD; Solarte, AJ; Uribe, F; Zapata, C; Rivera, JE. 2013. Agroforestería Pecuaria y Sistemas Silvopastoriles Intensivos (SSPi) para la adaptación ganadera al cambio climático con sostenibilidad. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias* 26:313-316.
- Murgueitio, E; Barahona, R; Chará, J; Flores, M; Mauricio, R; Molina, J. 2015. The intensive silvopastoral systems in Latin America sustainable alternative to face climatic change in animal husbandry. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 49(4):

- Naqvi, S; Kumar, D; Kalyan, D; Sejian, V. 2015. Climate change and water availability for livestock: impact on both quality and quantity. . *In* Sejian, V, Gaughan, J., Baumgard, L., Prasad, C. S. (ed.). *Climate Change Impact on Livestock: Adaptation and Mitigation*. New Delhi, India, Springer-Verlag GmbH Publisher. p. 81-96.
- Navarro-Villa, A; O'Brien, M; López, S; Boland, TM; O'Kiely, P. 2011. Modifications of a gas production technique for assessing in vitro rumen methane production from feedstuffs *Animal Feed Science and Technology* 166-167:163-174.
- Navas-Camacho, A; Cortes, J; Gutierrez, E. 2001. Dietary supplementation with saponins to improve rumen function and animal performance in the tropics. *In*. Ibrahim, M (comp.). *International Symposium on Silvopastoral Systems, 2nd Congress on Agroforestry and Livestock Production in Latin America*. San José, Costa Rica, CATIE. p. 380-385.
- Negussie, E; de Haas, Y; Dehareng, F; Dewhurst, R; Dijkstra, J; Gengler, N; Morgavi, D; Soyeurt, H; van Gastelen, S; Yan, T. 2017. Invited review: Large-scale indirect measurements for enteric methane emissions in dairy cattle: A review of proxies and their potential for use in management and breeding decisions. *Journal of Dairy Science* 100(4):2433-2453.
- Nepstad, D; Soares-Filho, BS; Merry, F; Lima, A; Moutinho, P; Carter, J; Bowman, M; Cattaneo, A; Rodrigues, H; Schwartzman, S. 2009. The end of deforestation in the Brazilian Amazon *Science* 326(5958):1350-1351.
- Nevens, F; Verbruggen, I; Reheul, D; Hofman, G. 2006. Farm gate nitrogen surpluses and nitrogen use efficiency of specialized dairy farms in Flanders: evolution and future goals. *Agricultural systems* 88(2-3):142-155.
- Newbold, CJ; Rode, LM. 2006. Dietary additives to control methanogenesis in the rumen. *In* Soliva, CR; Takahashi, J; Kreuzer, M (eds.). *Greenhouse Gases and Animal Agriculture: An Update*. Amsterdam, The Netherlands, Elsevier. p. 138-147.
- Nicodemo, MLF. 2001. Uso de aditivos na dieta de bovinos de corte. *Campo Grande, Brasil, Embrapa Centro Nacional de Gado de Corte* 54 p.
- Nicholson, F; Smith, S; Alloway, B; Carlton-Smith, C; Chambers, B. 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales *Science of the total environment* 311(1-3):205-219.
- O'Brien, D; Shalloo, L; Patton, J; Buckley, F; Grainger, C; Wallace, M. 2012. A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms *Agricultural systems* 107:33-46.
- O'Mara, FP. 2011. The significance of livestock as a contributor to global greenhouse gas emissions today and in the near future *Animal Feed Science and Technology* 166:7-15.
- Ogle, SM; Olander, L; Wollenberg, L; Rosenstock, T; Tubiello, F; Paustian, K; Buendia, L; Nihart, A; Smith, P. 2014. Reducing greenhouse gas emissions and adapting agricultural management for climate change in developing countries: providing the basis for action *Global Change Biology* 20(1):1-6.
- Owen, E; Smith, T; Makkar, H. 2012. Successes and failures with animal nutrition practices and technologies in developing countries: A synthesis of an FAO e-conference. *Animal Feed Science and Technology* 174(3-4):211-226.
- Palhares, JCP; Pezzopane, JRM. 2015. Water footprint accounting and scarcity indicators of conventional and organic dairy production systems. *Journal of Cleaner Production* 93:299-307.
- Palma, E; Cruz, J; Martínez, A; Aguilar, A; Nieuwenhuys, A. 2011. *Cómo construir mejores aguadas para el suministro de agua al ganado?* Turrialba, Costa Rica, CATIE 60 p. (Serie Técnica, Manual Técnico No. 101).
- Palombi, L; Sessa, R. 2013. *Climate-smart agriculture: sourcebook*. Rome, Italy, FAO. 557 p.
- Pastrana, I; Reza, S; Espinosa, M; Suárez, E; Díaz, E. 2011. Efecto de la fertilización nitrogenada en la dinámica del óxido nitroso y metano en *Brachiaria humidicola* (Rendle) Schweickhardt *Corpoica. Ciencia y Tecnología Agropecuaria* 12(2):134 -142.

- Patra, AK. 2012. Enteric methane mitigation technologies for ruminant livestock: a synthesis of current research and future directions. *Environmental Monitoring and Assessment* 184(4):1929-1952.
- Pedreira, MdS; Primavesi, O; Lima, MA; Frighetto, R; Oliveira, SGd; Berchielli, TT. 2009. Ruminant methane emission by dairy cattle in Southeast Brazil *Scientia Agricola* 66(6):742-750.
- Pelster, DE; Chantigny, MH; Rochette, P; Angers, DA; Rieux, C; Vanasse, A. 2012. Nitrous oxide emissions respond differently to mineral and organic nitrogen sources in contrasting soil types. *Journal of environmental quality* 41(2):427-435.
- Pérez Espejo, R. 2008. El lado oscuro de la ganadería *Problemas del desarrollo* 39(154):217-227.
- Peters, M; Rao, IM; Fisher, MJ; Subbarao, G; Martens, S; Herrero, G; Tiemann, T; Ayarza, M; Hyman, G. 2012. Tropical forage-based systems to mitigate greenhouse gas emissions Hershey, C; Neate, P (eds.). *Eco-efficiency: From vision to reality* Cali, Colombia, Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). 171-190 p.
- Peters, M; Herrero, M; Fisher, M; Erb, K-H; Rao, I; Subbarao, GV; Castro, A; Arango, J; Chará, J; Murgueitio, E. 2013. Challenges and opportunities for improving eco-efficiency of tropical forage-based systems to mitigate greenhouse gas emissions *Tropical Grasslands-Forrajes Tropicales* 1(2):156-167.
- Petersen, SO; Sommer, SG. 2011. Ammonia and nitrous oxide interactions: Roles of manure organic matter management *Animal Feed Science and Technology* 166-167:503-513. doi <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.077>
- Pezo, D; Ibrahim, M; Beer, J; Camero, L. 1999. Oportunidades para el desarrollo de sistemas silvopastoriles en América Central. Serie técnica, Informe técnico N° 311. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 47 p.
- Pezo, D; Ibrahim, M; Acosta, A; García, F. 2012a. Potencial de sostenibilidad ambiental de los sistemas de producción bovina en América Central. Turrialba, Costa Rica., CATIE. 76 p.
- Pezo, D; Ibrahim, M; Acosta, A; García, F. 2012b. Potencial de sostenibilidad ambiental de los sistemas de producción bovina en América Central. . Turrialba, Costa Rica, CATIE. 76 p.
- Pezo, D. 2016. Estrategia regional para la intensificación sostenible de la ganadería, dentro del contexto de la adaptación/mitigación al cambio climático y políticas asociadas. San José, Costa Rica IICA. 72 p.
- Pezo, D. 2017. Tecnologías forrajeras para la intensificación de la ganadería en el contexto del cambio climático *Revista UTN (Costa Rica)* 78:18-25.
- Pezo, D. 2018. Establecimiento y manejo de sistemas intensivos de pastoreo racional. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 56 p. (Serie Técnica, Informe Técnico no. 96).
- Pezo, D; García, FJ. 2018. Uso eficiente de fertilizantes en pasturas. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 55 p. (Serie Técnica, Boletín Técnico no. 98).
- Pezo, D; Muschler, R; Tobar, D; Pulido, A. 2018. Innovaciones para la adaptación al cambio climático en los sistemas agrícolas y ganaderos de América Latina y el Caribe. . Turrialba, Costa Rica, CATIE. 325 p. (Informe de Consultoría FONTAGRO).
- Pinares-Patiño, C; Ulyatt, M; Lassey, K; Barry, T; Holmes, CW. 2003. Persistence of differences between sheep in methane emission under generous grazing conditions. *The Journal of Agricultural Science* 140(2):227-233.
- Pinares-Patiño, C; Clark, H. 2008. Reliability of the sulfur hexafluoride tracer technique for methane emission measurement from individual animals: an overview *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48(2):223-229.
- Pinares-Patiño, CS; Lassey, KR; Martin, RJ; Molano, G; Fernandez, M; MacLean, S; Sandoval, E; Luo, D; Clark, H. 2011a. Assessment of the sulphur hexafluoride (SF6) tracer technique using respiration chambers for estimation of methane emissions from sheep *Animal Feed Science and Technology* 166-167:201-209. doi <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.067>

- Pinares-Patiño, CS; McEwan, JC; Dodds, KG; Cárdenas, EA; Hegarty, RS; Koolaard, JP; Clark, H. 2011b. Repeatability of methane emissions from sheep *Animal Feed Science and Technology* 166-167:210-218. doi <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.068>
- Pinos-Rodríguez, JM; García-López, JC; Peña-Avelino, LY; Rendón-Huerta, JA; González-González, C; Tristán-Patiño, F. 2012. Impactos y regulaciones ambientales del estiércol generado por los sistemas ganaderos de algunos países de América. *Agrociencia* 46(4):359-370.
- Pinto, J; Bonacic, C; Hamilton-West, C; Romero, J; Lubroth, J. 2008. Climate change and animal diseases in South America *Rev. Sci. Tech* 27(2):599-613.
- Piñeiro-Vázquez, A; Jiménez-Ferrer, G; Alayon-Gamboa, J; Chay-Canul, A; Ayala-Burgos, A; Aguilar-Pérez, C; Ku-Vera, J. 2018. Effects of quebracho tannin extract on intake, digestibility, rumen fermentation, and methane production in crossbred heifers fed low-quality tropical grass. *Tropical Animal Health and Production* 50(1):29-36.
- Popova, M; Martin, C; Eugène, M; Mialon, MM; Doreau, M; Morgavi, DP. 2011. Effect of fibre- and starch-rich finishing diets on methanogenic Archaea diversity and activity in the rumen of feedlot bulls. *Animal Feed Science and Technology* 166-167:113-121. doi <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.060>
- Possenti, RA; Franzolin, R; Schammas, EA; DEMARCHI, JJAdA; Frighetto, RTS; LIMA, MAd. 2008. Efeitos de dietas contendo *Leucaena leucocephala* e *Saccharomyces cerevisiae* sobre a fermentação ruminal e a emissão de gás metano em bovinos *Revista Brasileira de Zootecnia* 37(8):1509-1516.
- Prayaga, K; Barendse, W; Burrow, H. 2006. Genetics of tropical adaptation. *In*. Proceedings of the 8th World Congress on Genetics Applied to Livestock Production, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil, 13-18 August, 2006. Instituto Prociência. p. 16-01.
- Primavesi, O; Shiraishi Frighetto, RT; Pedreira, MDS; De Lima, MA; Berchielli, TT; Barbosa, PF. 2004. Metano entérico de bovinos leiteiros em condições tropicais brasileiras *Pesquisa agropecuária brasileira*:277-283.
- Primo, A. 1992. El ganado bovino ibérico en las Américas: 500 años después. *Archivos de Zootecnia* 41(154):13.
- Purcell, PJ; O'Brien, M; Boland, TM; O'Donovan, M; O'Kiely, P. 2011. Impacts of herbage mass and sward allowance of perennial ryegrass sampled throughout the growing season on in vitro rumen methane production *Animal Feed Science and Technology* 166-167:405-411.
- Quiroz, RA; Pezo, D; Rearte, DH; San Martin, F. 1997. Dynamics of feed resources in mixed farming systems of Latin America. Crop residues in sustainable mixed crop/livestock farming systems. *In* Renard, C (ed.). *Crop Residues in Sustainable Mixed Crop/Livestock Systems*. Patancheru, India, International Crop Research Institute for the Semi-Arid Tropics (ICRISAT). p. 149-180.
- Ramírez-Restrepo, C; Barry, T. 2005. Alternative temperate forages containing secondary compounds for improving sustainable productivity in grazing ruminants *Animal Feed Science and Technology* 120(3-4):179-201.
- Ramírez, B; Ramírez, H; Suárez, J. 2009. Captura de carbono y desarrollo radicular de sistemas de uso del suelo en la Amazonia Colombiana *Livestock Research for Rural Development* 21(6): Reimpreso de: Disponible en <http://www.lrrd.org/lrrd21/6/rami21091.htm#Livestock>
- Ramírez, JF; Posada-Ochoa, S; Noguera, R. 2014. Metanogénesis ruminal y estrategias para su mitigación *CES Medicina Veterinaria y Zootecnia* 9(2):307-323.
- Ramos, J; Elías, A; Herrera, F. 2006. Procesos para la producción de un alimento energético-proteico para animales. Efecto de cuatro fuentes energéticas en la fermentación en estado sólido (FES) de la caña de azúcar. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 40(1):51-58.
- Ran, Y; Lannerstad, M; Herrero, M; Van Middelaar, C; De Boer, I. 2016. Assessing water resource use in livestock production: A review of methods. *Livestock Science* 187:68-79.

- Rao, I. 1996. Adaptation to low fertility acid soils and nutritional requirements of *Brachiaria*. In Miles, J; Maass, B; do Valle, C (eds.). *The Biology, Agronomy and Improvement of Brachiaria*. Cali, Colombia, CIAT. p. 53-71.
- Rao, IM; Peters, M; Castro, A; Schultze-Kraft, R; White, D; Fisher, M; Miles, J; Lascano, C; Blümmel, M; Bungenstab, D. 2015. *LivestockPlus: the sustainable intensification of forage-based agricultural systems to improve livelihoods and ecosystem services in the tropics*. Cali, Colombia, CIAT. 40 p. (CIAT Publication No 407).
- Reicosky, D; Lindstrom, M; Schumacher, T; Lobb, D; Malo, D. 2005. Tillage-induced CO₂ loss across an eroded landscape *Soil and Tillage Research* 81(2):183-194.
- Reynolds, C; Humphries, D; Kirton, P; Kindermann, M; Duval, S; Steinberg, W. 2014. Effects of incremental rumen doses of 3-nitrooxypropanol on methane production, digestion and rumen parameters in lactating dairy cows *J. Dairy Sci* 97:3777-3789.
- Ricci, P; Rooke, J; Nevison, I; Waterhouse, A. 2013. Methane emissions from beef and dairy cattle: quantifying the effect of physiological stage and diet characteristics *Journal of Animal Science* 91(11):5379-5389.
- Ridoutt, BG; Sanguansri, P; Freer, M; Harper, GS. 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, BG; 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.
- Ríos, N; Cárdenas, AY; Andrade, H; Ibrahim, M; Jiménez, F; Sancho, F; Ramírez, E; Reyes, B; Woo, A. 2007. Escorrentía superficial e infiltración en sistemas ganaderos convencionales y silvopastoriles en el trópico subhúmedo de Nicaragua y Costa Rica. *Agroforesteria en las Americas* 45:66-71.
- Rivera-Céspedes, M; Méndez, JB; Guindon, L; Méndez, E; Pezo, D. 2016. Hacia una ganadería productiva y amigable con el ambiente en Hojancha, Costa Rica. . In Li-Pun, HH (ed.). *Innovaciones de Impacto: Lecciones sobre Adaptación al Cambio Climático de la Agricultura Familiar en América Latina y el Caribe*. . Washington DC, U.S.A. , BID-FONTAGRO. p. 67-75.
- Rojas, A; Palavicini, G; Sanchez, R. 1988. Mezclas de *Pennisetum purpureum* var. King Grass con seudotallo de guineo morado (*Musa* spp.) como fuente de forraje para vacas en producción durante la época seca *Agronomía Costarricense*. 2:237-240.
- Rolfe, J. 2010. Economics of reducing methane emissions from beef cattle in extensive grazing systems in Queensland *The Rangeland Journal* 32(2):197-204.
- Rotz, CA; Corson, MS; Chianese, DS; Montes, F; Hafner, SD; Bonifacio, HF; Coiner, C. 2018. *The integrated farm system model. Reference Manual. Version 4.4. Pasture Systems and Watershed Management Research Unit. ARS/USDA*. 249 p.
- Ruiz, A; Ibrahim, M; Locatelli, B; Andrade, HJ; Beer, J. 2004. Fijación y almacenamiento de carbono en sistemas silvopastoriles y competitividad económica de fincas ganaderas en Matiguás, Nicaragua. *Agroforesteria en las Americas* 41-42:16-21.
- Russell, JB; Strobel, H. 1989. Effect of ionophores on ruminal fermentation *Applied and environmental microbiology* 55(1):1.
- Russell, JB; Houlihan, AJ. 2003. Ionophore resistance of ruminal bacteria and its potential impact on human health *FEMS microbiology reviews* 27(1):65-74.
- Saggar, S; Andrew, R; Tate, K; Hedley, C; Rodda, N; Townsend, J. 2004a. Modelling nitrous oxide emissions from dairy-grazed pastures *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 68(3):243-255.
- Saggar, S; Bolan, N; Bhandral, R; Hedley, C; Luo, J. 2004b. A review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 47(4):513-544.

- Salazar, SSV; Vázquez, ATP; Botero, ICM; Balbuena, FJL; Narváez, JJU; Campos, MRS; Avilés, LR; Sánchez, FJS; Vera, JCK. 2018. Potential of Samanea saman pod meal for enteric methane mitigation in crossbred heifers fed low-quality tropical grass *Agricultural and Forest Meteorology* 258:108-116.
- Saldaña-Munive, JA; Ruiz-Suárez, LG; Ticante-Roldán, JA. 2014. Emisiones de óxido nítrico en suelos con diferente cobertura vegetal en Coatzacoalcos, Ver., México *Rev. Iberoamericana de Cienc.:*
- Salomon, E; Rodhe, L. 2011. Losses of N₂O, CH₄ and NH₃ from a grass sward used for overwintering beef heifers *Animal Feed Science and Technology* 166-167:147-154.
- Samaniego, J. 2009. Cambio climático y desarrollo en América Latina y el Caribe. *Reseña* 2009. CEPAL, Santiago de Chile. 161 p.
- Sandoval-Castro, C; Torres-Acosta, J; Hoste, H; Salem, A; Chan-Pérez, J. 2012. Using plant bioactive materials to control gastrointestinal tract helminths in livestock. *Animal Feed Science and Technology* 176(1-4):192-201.
- Sandoval Estrada, M; Stolpe Lau, N; Zagal Venegas, E; Mardones Flores, M; Junod Montano, J. 2003. El secuestro de carbono en la agricultura y su importancia con el calentamiento global. *The Carbon Sequestration in Agriculture and its Importance in Global Warming Theoria* 12(1):65-71.
- Sarnklong, C; Cone, J; Pellikaan, W; Hendriks, W. 2010. Utilization of rice straw and different treatments to improve its feed value for ruminants: a review. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences* 23(5):680.
- Schils, R; Olesen, JE; Del Prado, A; Soussana, J. 2007. A review of farm level modelling approaches for mitigating greenhouse gas emissions from ruminant livestock systems *Livestock Science* 112(3):240-251.
- Schils, R; Eriksen, J; Ledgard, S; Vellinga, TV; Kuikman, P; Luo, J; Petersen, SO; Velthof, G. 2013. Strategies to mitigate nitrous oxide emissions from herbivore production systems *animal* 7(s1):29-40.
- Scholtz, M; Van Ryssen, J; Meissner, H; Laker, MC. 2013. A South African perspective on livestock production in relation to greenhouse gases and water usage. *South African Journal of Animal Science* 43(3):247-254.
- Sejian, V; Lal, R; Lakritz, J; Ezeji, T. 2011. Measurement and prediction of enteric methane emission. *International journal of biometeorology* 55(1):1-16.
- Sejian, V; Gaughan, J; Bhatta, R; Naqvi, S. 2016. Impact of climate change on livestock productivity *Feedipedia-Animal Feed Resources Information System-INRA CIRAD AFZ and FAO*(No. 26):1-4. Disponible en <https://www.feedipedia.org/content/impact-climate-change-livestock-productivity>
- Sheppard, SC; Bittman, S. 2011. Farm survey used to guide estimates of nitrogen intake and ammonia emissions for beef cattle, including early season grazing and phosphorus effects. *Animal Feed Science and Technology* 166-167:688-698.
- Singh, S; Kushwaha, B; Nag, S; Mishra, A; Bhattacharya, S; Gupta, P; Singh, A. 2011. In vitro methane emission from Indian dry roughages in relation to chemical composition *Current Science*:57-65.
- Smith, P; Martino, D; Cai, Z; Gwary, D; Janzen, H; Kumar, P; McCarl, B; Ogle, S; O'Mara, F; Rice, C. 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture *Philosophical transactions of the royal Society B: Biological Sciences* 363(1492):789-813.
- Soliva, C; Hess, H. 2007. Measuring methane emission of ruminants by in vitro and in vivo techniques. *In* Makkar, HP; Vercoe, PE (eds.). *Measuring methane production from ruminants*. Dordrecht, Germany., Springer. p. 15-31.
- Solorio, S; Wright, J; Franco, M; Basu, S; Sarabia, S; Ramírez, L; Ayala, B; Aguilar, P; Ku, V. 2017. Silvopastoral systems: best agroecological practice for resilient production systems under dryland and drought conditions. *In* M. Ahmed, CO, Stockle (ed.). *Quantification of Climate Variability, Adaptation and Mitigation for Agricultural Sustainability*. Springer. p. 233-250.

- Sotelo, M; Suárez Salazar, JC; Álvarez Carrillo, F; Castro Núñez, A; Calderón Soto, VH; Arango, J. 2017. Sistemas sostenibles de producción ganadera en el contexto amazónico Sistemas silvopastoriles:¿ una opción viable? Cali, Colombia, Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). 24 p. (Publicación CIAT No. 448).
- Soussana, JF; Loiseau, P; Vuichard, N; Ceschia, E; Balesdent, J; Chevallier, T; Arrouays, D. 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands Soil use and management 20(2):219-230.
- Steinfeld, H; Gerber, P; Wassenaar, T; Castel, V; Rosales, M; de Haan, C. 2006. Livestock's long shadow: environmental issues and options. Rome, Italy, FAO. 392 p.
- Storm, IM; Hellwing, ALF; Nielsen, NI; Madsen, J. 2012. Methods for measuring and estimating methane emission from ruminants Animals 2(2):160-183.
- Subbarao, G; Nakahara, K; Hurtado, MdP; Ono, H; Moreta, D; Salcedo, AF; Yoshihashi, A; Ishikawa, T; Ishitani, M; Ohnishi-Kameyama, M. 2009. Evidence for biological nitrification inhibition in Brachiaria pastures Proceedings of the National Academy of Sciences: doi www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0903694106
- Szott, L. 2000. The hamburger connection hangover: cattle, pasture land degradation and alternative land use in Central America. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 133 p. (Serie Técnica, Informe Técnico No. 313).
- Taghizadeh-Toosi, A; Clough, TJ; Condrón, LM; Sherlock, RR; Anderson, CR; Craigie, RA. 2011. Biochar incorporation into pasture soil suppresses in situ nitrous oxide emissions from ruminant urine patches. Journal of environmental quality 40(2):468-476.
- Tambo, JA; Abdoulaye, T. 2012. Climate change and agricultural technology adoption: the case of drought tolerant maize in rural Nigeria Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 17(3):277-292.
- Tarawali, S; Herrero, M; Descheemaeker, K; Grings, E; Blümmel, M. 2011. Pathways for sustainable development of mixed crop livestock systems: Taking a livestock and pro-poor approach Livestock Science 139(1-2):11-21.
- Tewelde, A. 1999. Los Criollos bovinos y los sistemas de producción animal en los trópicos de América Latina. In Utilización de razas y tipos bovinos creados y desarrollados en Latinoamérica y el Caribe. Ciudad Victoria, Mexico, Universidad Autónoma de Tamaulipas p. 13-19.
- Theodoridou, K; Aufrère, J; Niderkorn, V; Andueza, D; Le Morvan, A; Picard, F; Baumont, R. 2011. In vitro study of the effects of condensed tannins in sainfoin on the digestive process in the rumen at two vegetation cycles Animal Feed Science and Technology 170(3-4):147-159.
- Thomassen, MA; Dalgaard, R; Heijungs, R; De Boer, I. 2008. Attributional and consequential LCA of milk production The International Journal of Life Cycle Assessment 13(4):339-349.
- Thornton, PK; Herrero, M; Freeman, H; Okeyo Mwai, A; Rege, E; Jones, PG; McDermott, J. 2007. Vulnerability, climate change and livestock-opportunities and challenges for the poor. SAT eJournal_ An Open Access Journal published by ICRISAT 4(1):1-23.
- Thornton, PK; van de Steeg, J; Notenbaert, A; Herrero, M. 2009. The impacts of climate change on livestock and livestock systems in developing countries: A review of what we know and what we need to know Agricultural systems 101(3):113-127.
- Thornton, PK; Herrero, M. 2010. Potential for reduced methane and carbon dioxide emissions from livestock and pasture management in the tropics Proceedings of the National Academy of Sciences 107(46):19667-19672.
- Tiemann, TT; Lascano, CE; Wettstein, H-R; Mayer, AC; Kreuzer, M; Hess, HD. 2008. Effect of the tropical tannin-rich shrub legumes Calliandra calothyrsus and Flemingia macrophylla on methane emission and nitrogen and energy balance in growing lambs animal 2(5):790-799.

- Tieri, MP; Comeron, E; Pece, MA; Herrero, MA; Engler, P; Charlón, V; García, K. 2014. Indicadores utilizados para evaluar la sustentabilidad integral de los sistemas de producción de leche con énfasis en el impacto ambiental. Buenos Aires, Argentina, INTA - EEA Rafaela. 27 p. (Publicación Miscelánea Año 2. No.1).
- Tobar-López, D; Ibrahim, M. 2008. Valor de los sistemas silvopastoriles para conservar la biodiversidad en fincas y paisajes ganaderos en América Central. Serie Técnica. Informe Técnico No.373. . Turrialba, Costa Rica, CATIE. 40 p.
- Torres-Rivera, JA; Espinoza-Domínguez, W; Reddiar-Krishnamurthy, L; Vázquez-Alarcón, A. 2011. Secuestro de carbono en potreros arbolados, potreros sin árboles y bosque caducifolio de Huatusco, Veracruz Tropical and Subtropical Agroecosystems 13(3):
- Tricarico, J; Johnston, J; Dawson, K; Hanson, K; McLeod, K; Harmon, D. 2005. The effects of an *Aspergillus oryzae* extract containing alpha-amylase activity on ruminal fermentation and milk production in lactating Holstein cows *Animal Science* 81(3):365-374.
- UI-UC/ATMO. 2018. Historical Land-Cover Changes and Land-Use Conversions. Global Dataset. . s. l., Disponible en <https://data.nodc.noaa.gov/cgi-bin/iso?id=gov.noaa.ncdc:C00814>
- UNEP. 2007. GEO-4: Global Environmental Outlook: Environment for development. Nairobi, Kenya. (United Nations Environment Programme).
- Urdaneta, F. 2009. Mejoramiento de la eficiencia productiva de los sistemas de ganadería bovina de doble propósito (*taurus indicus*) *Archivos Latinoamericanos de Producción Animal* 17:109-120.
- Van Soest, PJ. 1994. Nutritional ecology of the ruminant. 2 ed. New York, USA, Comstock Publishing Associates. 476 p.
- van Zanten, HH; Mollenhorst, H; Klootwijk, CW; van Middelaar, CE; de Boer, IJ. 2016. Global food supply: land use efficiency of livestock systems *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21(5):747-758.
- Van Zanten, HHE, Herrero, M., Van Hal, O., Roos, E., Muller, A., Garnett, T., Gerber, P.J., De Boer, Inke, J.M. 2018. Defining a land boundary for sustainable livestock consumption *Global Change Biology* 24(in press):1-10. doi DOI: 10.1111/gcb.14321
- Van Zijderveld, S; Gerrits, W; Apajalahti, J; Newbold, J; Dijkstra, J; Leng, R; Perdok, H. 2010. Nitrate and sulfate: Effective alternative hydrogen sinks for mitigation of ruminal methane production in sheep *Journal of Dairy Science* 93(12):5856-5866.
- Van Zijderveld, S; Gerrits, W; Dijkstra, J; Newbold, J; Hulshof, R; Perdok, H. 2011. Persistency of methane mitigation by dietary nitrate supplementation in dairy cows *Journal of Dairy Science* 94(8):4028-4038.
- VanderZaag, A; Jayasundara, S; Wagner-Riddle, C. 2011a. Strategies to mitigate nitrous oxide emissions from land applied manure. *Animal Feed Science and Technology* 166:464-479.
- VanderZaag, AC; Wagner-Riddle, C; Park, KH; Gordon, RJ. 2011b. Methane emissions from stored liquid dairy manure in a cold climate. *Animal Feed Science and Technology* 166-167:581-589.
- Vargas, J; Cárdenas, E; Pabón, M; Carulla, J. 2011. Emisión de metano entérico en rumiantes en pastoreo *Archivos de Zootecnia* 61(237):51-66.
- Vargas, J; Pabón, M; Carulla, J. 2014. Producción de metano in vitro en mezcla de gramíneas-leguminosas del trópico alto colombiano *Archivos de Zootecnia* 63(243):397-407.
- Vega Fonseca, A. 2016. Análisis de herramientas para la estimación de gases de efecto invernadero (GEI) y su aplicación en sistemas de producción doble propósito en fincas ganaderas de la cuenca del río Jesús María, Costa Rica. Tesis MSc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 121 p.
- Veldkamp, E. 1994. Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation *Soil Science Society of America Journal* 58(1):175-180.
- Vélez-Terranova, M; Campos Gaona, R; Sánchez-Guerrero, H. 2014. Uso de metabolitos secundarios de las plantas para reducir la metanogénesis ruminal *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 17(3):

- Villanueva, C; Casasola, F; Detlefsen, G. 2018. Potencial de los sistemas silvopastoriles en la mitigación al cambio climático y en la generación de múltiples beneficios en fincas ganaderas de Costa Rica. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 78 p. (Serie Técnica, Manual Técnico No. 95).
- Waghorn, G; Tavendale, M; Woodfield, D. 2002. Methanogenesis from forages fed to sheep. *In*. PROCEEDINGS OF THE CONFERENCE-NEW ZEALAND GRASSLAND ASSOCIATION. p. 167-172.
- Waghorn, G. 2008. Beneficial and detrimental effects of dietary condensed tannins for sustainable sheep and goat production—Progress and challenges *Animal Feed Science and Technology* 147(1-3):116-139.
- Wall, E; Simm, G; Moran, D. 2010. Developing breeding schemes to assist mitigation of greenhouse gas emissions. *animal* 4(3):366-376.
- Wanapat, M. 2003. Manipulation of cassava cultivation and utilization to improve protein to energy biomass for livestock feeding in the tropics *ASIAN AUSTRALASIAN JOURNAL OF ANIMAL SCIENCES* 16(3):463-472.
- Wattiaux, MA; Iñamagua-Uyaguari, JP; Guerra, L; Casasola, F; Jenet, A. 2016. Feeding and fertilization practices and greenhouse gas emissions in specialized dairy farms of Dos Pinos in Costa Rica. *Tropical Grasslands-Forrajés Tropicales* 4(3):146-158.
- Wedlock, D; Janssen, P; Leahy, S; Shu, D; Buddle, B. 2013. Progress in the development of vaccines against rumen methanogens *animal* 7(s2):244-252.
- White, DS; Peters, M; Horne, P. 2013. Global impacts from improved tropical forages: A meta-analysis revealing overlooked benefits and costs, evolving values and new priorities *Tropical Grasslands-Forrajés Tropicales* 1(1):12-24.
- Wilkinson, J. 2012. Reducing greenhouse gas emissions from livestock. *Livestock* 17(5):25-27.
- Williams, CM; Eun, JS; MacAdam, JW; Young, AJ; Fellner, V; Min, BR. 2011. Effects of forage legumes containing condensed tannins on methane and ammonia production in continuous cultures of mixed ruminal microorganisms *Animal Feed Science and Technology* 166-167:364-372. doi <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.025>
- Williams, DR; Phalan, B; Pheniuk, C; Green, RE; Balmford, A. 2018. Carbon storage and land-use strategies in agricultural landscapes across three continents *Current Biology* 28:2500-2505. doi <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.05.087>
- Williams, YJ; Popovski, S; Rea, SM; Skillman, LC; Toovey, AF; Northwood, KS; Wright, A-DG. 2009. A vaccine against rumen methanogens can alter the composition of archaeal populations. *Applied and environmental microbiology* 75(7):1860-1866.
- Wright, A-DG; Klieve, AV. 2011. Does the complexity of the rumen microbial ecology preclude methane mitigation? *Animal Feed Science and Technology* 166-167:248-253.
- Yescas, C; Segura, C; Martínez, C; Álvarez, R; Montemayor, T; Orozco, V; Frias, R. 2015. Rendimiento y calidad de maíz forrajero (*Zea mays* L.) con diferentes niveles de riego por goteo subsuperficial y densidad de plantas. *Phyton (Buenos Aires)* 84(2):272-279.
- Zaidi, P; Vinayan, M; Blümmel, M. 2013. Genetic variability of tropical maize stover quality and the potential for genetic improvement of food-feed value in India. *Field Crops Research* 153:94-101.
- Zeoula, LM; Beleze, JRF; Geron, LJV; Maeda, EM; Prado, I; Paula, M. 2008. Digestibilidade parcial e total de rações com a inclusão de ionóforo ou probiótico para bubalinos e bovinos *Revista Brasileira de Zootecnia* 37(3):563-571.
- Zhou, YY; Mao, HL; Jiang, F; Wang, JK; Liu, JX; McSweeney, CS. 2011. Inhibition of rumen methanogenesis by tea saponins with reference to fermentation pattern and microbial communities in Hu sheep *Animal Feed Science and Technology* 166-167:93-100. Reimpreso de: Se presentó una reducción en los protozoos lo cual estuvo asociado a la interacción Defaunación x Te de saponina

- Zhu, Y; Merbold, L; Pelster, D; Diaz-Pines, E; Wanyama, GN; Butterbach-Bahl, K. 2018. Effect of dung quantity and quality on greenhouse gas fluxes from tropical pastures in Kenya. (Global Biogeochemical Cycles). doi 10.1029/2018GB005949
- Zonderland-Thomassen, M; Lieffering, M; Ledgard, S. 2014. Water footprint of beef cattle and sheep produced in New Zealand: water scarcity and eutrophication impacts. *Journal of Cleaner Production* 73:253-262.