

Capítulo 2

Causas y determinantes de las emisiones de gases de efecto invernadero en ganadería

Causes and determinants of greenhouse gas emissions in livestock

Jaurena, G.¹, Juliarena, P.² y Errecart, P.M.³

Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía
CIFICEN, CONICET-CICPBA-UNICEN. Univ. del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil
INTA EEA Balcarce, provincia de Buenos Aires

Contenidos

Resumen	43
Summary.....	433
Introducción.....	44
Flujos de GEI por parte de suelos y pasturas.....	44
Emisión de metano entérico.....	46
Flujos de GEI provenientes del estiércol.....	50
Flujo neto de GEI de los ecosistemas ganaderos.....	51
Estrategias de mitigación y adaptación	52
Conclusiones.....	55
Bibliografía.....	55

RESUMEN

El objetivo de este trabajo es ofrecer una breve descripción de los principales mecanismos y factores que explican la contribución de gases de efecto invernadero (**GEI**) de las actividades ganaderas al cambio climático. Las interacciones entre los sistemas de producción animal y el ambiente son complejas e involucran procesos directos e indirectos que tienen lugar en el suelo en interacción con la vegetación de cobertura, durante los procesos de digestión de los alimentos y de descomposición de las excretas. En adición, los cambios en el uso de la tierra producen modificaciones de los ciclos del C y N que alteran la contribución de GEI emitidos a la atmósfera por parte del sector agropecuario.

Palabras clave. calentamiento global, suelos y pasturas, metano, óxido nitroso, ganado.

SUMMARY

The objective of this work is to offer a brief description of the main mechanisms and factors that account for the contribution of the greenhouse gases (**GHG**) from the livestock activities to the climate change. The interactions between the animal production systems and the environment are complex and involve direct and indirect processes occurring in the soil interacting with the covering vegetation, during the feedstuffs

¹Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía - Cátedra de Nutrición Animal. Av. San Martín 4453 (C1417 DSE – Ciudad Autónoma de Buenos Aires)

²CIFICEN, CONICET-CICPBA-UNICEN. Univ. del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Paraje Arroyo Seco S/N (Tandil, Prov. de Buenos Aires)

³INTA EEA Balcarce, Ruta Nacional 226 km 73,5 (7620 – Balcarce, Prov. de Buenos Aires)

digestion and of the feces decomposition processes. In addition, the changes in the use of the soil produce modification in the C and N cycles altering the GHG emitted towards the atmosphere by the agricultural sector.

Key words. global warming, soils and pastures, methane, nitrous oxide, livestock.

INTRODUCCIÓN

Las actividades ganaderas impactan sobre el ambiente de diferente modo (*e.g.* sobre el suelo, agua, ciclo de los nutrientes), algunos de estos impactos lo hacen sobre el sistema atmosférico repercutiendo sobre el cambio climático. Los gases de efecto invernadero (GEI) más importantes para los ecosistemas ganaderos son el metano (CH₄), el óxido nitroso (N₂O) y el dióxido de carbono (CO₂).

Los GEI influyen sobre el Cambio climático debido a que tienen la particularidad de absorber parte de la radiación infrarroja emitida por la tierra, "atrapando" calor y consecuentemente contribuyendo a elevar la temperatura de las capas bajas de la atmósfera (Ver Capítulo 1). El orden de relevancia de los GEI emitidos es en función de su capacidad de "atrapar calor" y considerando un periodo de ciclado de 100 años, el poder de calentamiento global del CH₄ y del N₂O es 21 y 310 veces mayor que el del CO₂ (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2015, p. 5).

El flujo de C a través de los ecosistemas involucra la captación por fotosíntesis y la liberación por respiración, descomposición y combustión de la materia orgánica. Sin embargo, una parte del C fijado como materia orgánica es emitido como CH₄ (21 veces más potente como GEI que el CO₂) resultante de la metanogénesis que tiene lugar en condiciones de anaerobiosis en la cavidad pregástrica de los rumiantes y pseudorumiante, en los depósitos de estiércol y en los suelos. Los óxidos de nitrógeno, a su vez, son emitidos como consecuencia de la nitrificación y, principalmente de la desnitrificación, procesos que ocurren mayoritariamente en el suelo (Taboada y Cosentino, 2014).

El objetivo de este trabajo es explicar en forma breve las causas físicas y biológicas, así como los principales factores que determinan la contribución al cambio climático de los GEI originados por las actividades ganaderas. En primer término se analizará la contribución proveniente de los cambios en el uso de la tierra, y derivados del uso de pastizales y pasturas, luego se detallarán los mecanismos relacionados con los procesos digestivos de los rumiantes, y con las formas de emisión desde los efluentes de los sistemas de producción intensivos. En segundo término, se hará énfasis en aquellos factores que modifican las distintas vías de emisión y que pudieran constituir estrategias de mitigación.

FLUJOS DE GEI POR PARTE DE SUELOS Y PASTURAS

Desde los inicios de la agricultura, la producción de alimentos ha aumentado casi exclusivamente gracias a la expansión de las tierras agrícolas en reemplazo de áreas naturales, lo que representa un cambio significativo en el uso y cobertura de la tierra, fenómeno ocurrido tanto a escala global como local. En las últimas décadas, el incremento de la producción en Argentina estuvo determinado no sólo por la expansión de la frontera agrícola, sino también por la intensificación de las actividades agropecuarias y una fuerte tendencia a monocultivos y al aumento de los sistemas de alimentación animal intensivos (Frank *et al.*, 2014). Por otro lado, la intensificación de los sistemas de producción animal se asocia con crecientes índices de contaminación edáfica por la acumulación de las excretas (ya sea en los mismos sistemas confinados o por su excesiva utilización como fertilizante orgánico) y consecuentes sobrecargas sobre los sistemas, fundamentalmente de los flujos de nitrógeno y fósforo (Herrero y Gil, 2008).

Alrededor del 30% de nuestro planeta se encuentra libre de agua en superficie (*ca.* 150 millones de km²), de las cuales el área ocupada por glaciares y áreas nevadas es el 9.7%, mientras que los humedales y manglares representan el 2.7% de la superficie total. Un 31.5% está ocupada por pasturas cultivadas y pastizales naturales (incluyendo arbustales y biomas de escasa cobertura herbácea), seguido por un 27.7% de áreas con cobertura arbórea y un 15.2% con áreas desérticas y semi desérticas. La superficie destinada a cultivos anuales y perennes es de 12.6%, y las superficies artificiales (urbanas/industriales) representan el 0.6% (Latham *et al.* 2014). A nivel global, el área dedicada a pastoreo representa *ca.* el 30% de la superficie terrestre libre de hielo y el 70% de la tierra dedicada a la agricultura (Steinfeld *et al.*, 2006). Un hecho adicional, pero de suma importancia es que una proporción significativa de la superficie destinada a las

actividades ganaderas no son aptas para cultivos, de modo que constituyen la principal actividad económica y medio de vida para poblaciones humanas ubicadas en dichas regiones.

Los suelos en los que se puede desarrollar la actividad ganadera en cualquiera de sus variantes (principalmente aquellos de pastizales y pasturas; en menor medida los destinados a cultivos) abarcan entonces alrededor del 44% de la superficie total, lo cual pone de manifiesto la gravitación y potencial de mitigación del sector ganadero para el calentamiento global. En Argentina, el área agrícola (macroregiones Centro, Noroeste y Noreste) alcanza el 63% de la superficie continental (1,5 millones de km²) y reúne el 98% de las cabezas de ganado bovino (Frank *et al.*, 2014).

En el ciclo natural del C a nivel global, los océanos y el suelo constituyen los principales reservorios (respectivamente, 93 y 4% en el primer metro de suelo), seguidos de la atmósfera y la vegetación (2 y 1% respectivamente). La biomasa vegetal captura por fotosíntesis *ca.* 120 GT de C año⁻¹ (GT, 1 gigatonelada = 10⁹ Ton), y devuelve por respiración *ca.* 60 GT C año⁻¹, la diferencia es gradualmente liberada por acción de la meso y microfauna edáfica, la respiración heterótrofa y el fuego cierran el ciclo con *ca.* 60 GT C año⁻¹ (Janzen, 2004). Este ciclo mantuvo el equilibrio entre los reservorios, pero a partir de la era industrial aumentaron los aportes derivados fundamentalmente de la quema de combustibles fósiles y por el cambio en el uso de la tierra, por ejemplo, para el período 2000 – 2005 llegaron a 7,2 y 1,6 GT C año⁻¹ respectivamente (Deenman *et al.*, 2007).

El suelo actúa como fuente y sumidero de gases, jugando un papel significativo en la regulación de la concentración de CO₂, CH₄ y N₂O en la atmósfera (Villarino *et al.*, 2014). El metano producido por los suelos representa alrededor del 43% de las emisiones globales (Ciais *et al.* 2013), y es resultante de procesos donde prevalecen condiciones anaeróbicas que promueven la fermentación de la materia orgánica en humedales naturales y de cultivo de arroz bajo inundación (Conrad, 1996).

Por su parte, las emisiones de N₂O del suelo provienen de los procesos microbiológicos de nitrificación y de desnitrificación. En el proceso llamado “nitrificación”, el N amoniacal es oxidado a NO₂ y subsecuentemente a NO₃, obteniéndose como subproducto N₂O. Por su lado, en el proceso de “desnitrificación” el NO₃ actúa como aceptor terminal de electrones en condiciones de ausencia de O₂, lo que promueve la reducción del NO₃ hasta nitrógeno gaseoso (N₂) en sucesivas etapas, apareciendo N₂O también como producto intermedio.

Las emisiones de N₂O derivadas de la desnitrificación de NO₃ y NO₂ ocurren bajo condiciones de alta humedad edáfica (Echeverría y Sainz Rosas, 2005), mientras que, en suelos con alto contenido de Nitrógeno y humedad cercana a la capacidad de campo, las emisiones de N₂O por la nitrificación del amonio pueden ser sustanciales (Mosier, 1998; Smith y Conen 2004). Los suelos aportarían alrededor del 60% de las emisiones de N₂O (aquellas relacionadas con prácticas agrícolas y las originadas en suelos bajo vegetación natural; Ciais *et al.*, 2013). Además del efecto sobre el calentamiento atmosférico, el N₂O en la estratosfera contribuye a reducir la capa de ozono dado que reduce al ozono a oxígeno molecular (Wang *et al.*, 2014).

Las emisiones de CO₂ del suelo provienen de la descomposición de residuos vegetales, de la mineralización de la materia orgánica del suelo y de la respiración radical. Las principales entradas de C al suelo son a partir de las raíces vegetales y sus exudados, de los residuos vegetales aéreos y de los abonos orgánicos (Powlson *et al.*, 2011). Generalmente, el contenido de C orgánico del suelo se asocia positivamente con la precipitación media anual y negativamente con la temperatura media anual (Post *et al.*, 1982; Jobbagy y Jackson, 2000), dado que la mayor disponibilidad de agua incrementa la productividad primaria neta y, por lo tanto, los aportes vegetales al suelo, y la temperatura por su lado acelera la tasa de mineralización. En la escala global, los suelos se comportarían como sumideros; durante la década 2006–2015 la captura media anual de CO₂ habría promediado el equivalente a 2.1 GT C año⁻¹ (aún tras considerar las emisiones por cambio en el uso del suelo, que son principalmente aquellas asociadas a la deforestación), lo que representa un nivel de captura aproximado a una quinta parte de las emisiones globales totales de CO₂. El otro compartimento con actividad sumidero para el CO₂ son los océanos con 2.6 GT C año⁻¹, y la diferencia entre la emisión global de CO₂ y aquel capturado en estos dos sumideros se refleja en el incremento anual en la concentración atmosférica de CO₂ (Le Quére *et al.*, 2016). En consecuencia, resulta de vital importancia llegar a un mejor entendimiento de los roles de fuente y sumidero de los suelos, así como de los factores que definen la intensidad de tales actividades para comprender mejor los flujos de los GEI más importantes.

En relación con la problemática del cambio climático, dada la alta gravitación de los suelos en el ciclo del C, resulta que constituyen tanto una amenaza como una oportunidad en cuanto a su capacidad de mitigación

(Villarino *et al.*, 2014). Su potencial capacidad de liberar grandes cantidades de CO₂ a la atmósfera, principalmente por la conversión de bosques y pastizales a tierras de cultivo, constituye una amenaza asociada al reemplazo de áreas naturales por cultivos agrícolas. Por el contrario, los suelos tienen la capacidad de secuestrar CO₂ (Stockman *et al.*, 2013), fenómeno que puede ocurrir en tierras productivas que adoptan prácticas de manejo que incrementan el contenido de C (*e.g.* siembra directa, cultivos de cobertura, cambios en las rotaciones y aplicación estratégica de fertilizantes y riego), o en aquellas que luego de abandonadas recuperan vegetación perenne. Por otra parte, también hay que tener en cuenta que, en ambientes húmedos, la siembra directa puede conducir a un aumento de las emisiones N₂O (Rochette, 2008; Lal, 2011), pudiendo fácilmente contrarrestar el beneficio del secuestro de C (Powlson *et al.*, 2011).

EMISIÓN DE METANO ENTÉRICO

Existen dos tipos diferentes de sistemas anaeróbicos que producen metano por actividad microbiana, uno reside en los ecosistemas de las cavidades pre gástricas o en el intestino grueso de algunos herbívoros, el otro corresponde a los ecosistemas de pantanos, arrozales, sedimentos acuáticos y marinos y los sistemas de digestión anaeróbica de residuos. Típicamente, los primeros producen grandes cantidades de ácidos grasos volátiles (AGV), y los microorganismos metanógenos utilizan como principales sustratos el H₂ y el CO₂, pero no transforman la totalidad de los sustratos en metano. Por el contrario, el segundo tipo antes mencionado, convierte la totalidad de los sustratos en metano y utilizan no sólo el H₂ y el CO₂ como insumos, sino también el acético (Jensen, 1996). Los microorganismos involucrados en el proceso de conversión de sustratos en metano presentan tiempos de multiplicación sumamente lentos, pero otra gran diferencia entre el ecosistema ruminal y otros ecosistemas anaerobios tales como los pantanos es que el tiempo de degradación del material vegetal en el rumen tiene lugar en un lapso significativamente menor (Knapp *et al.*, 2014).

Las adaptaciones anatómicas y fisiológicas típicas de los rumiantes y de otros fermentadores pregástricos (*e.g.* camélidos) les permite utilizar un amplio conjunto de alimentos ricos en fibra que resultan inaccesibles para otros animales. Los no rumiantes carecen de las enzimas necesarias para digerir los polisacáridos estructurales de las paredes celulares y por este motivo sólo pueden aprovechar parcialmente los nutrientes presentes en forrajes y alimentos fibrosos.

Los rumiantes también carecen de las enzimas necesarias para digerir polisacáridos estructurales, pero pueden aprovecharlos gracias a una relación simbiótica con microorganismos anaeróbicos que son retenidos junto con importantes cantidades de alimento en una serie de cámaras ubicadas antes del estómago verdadero. El rumiante provee el espacio (*i.e.* retículo-rumen), el alimento y la anaerobiosis, contribuye aportando nutrientes, desmenuzando y mezclando mecánicamente los alimentos, controlando la temperatura y el pH, y finalmente absorbiendo los productos de la fermentación, de modo que favorece el desarrollo de los microorganismos anaeróbicos (principalmente bacterias, protozoarios y hongos) que son los verdaderos responsables de la digestión de los alimentos.

Las enzimas producidas por los microorganismos ruminales hidrolizan los carbohidratos estructurales hasta compuestos simples que pueden ser incorporados en el protoplasma microbiano. Estos carbohidratos simples son fermentados, lo que permite a los microorganismos aprovechar para su crecimiento parte de la energía química contenida en dichos carbohidratos, produciendo como deshecho AGVs (fundamentalmente acético, propiónico y butírico; Cuadro 1).

Las principales vías de utilización de la glucosa en el rumen muestran que la síntesis de acetato y butirato promueven la producción de H⁺, por el contrario, la formación de propionato, consume H⁺. En el rumen se genera una gran cantidad de hidrógeno metabólico que es convertido en H₂ gracias a bacterias con actividad hidrogenasa (Knapp *et al.*, 2014). El H₂ disuelto en el medio ruminal inhibe la actividad ruminal, y de no ser removido reduce la degradación de los carbohidratos, la tasa de crecimiento microbiano y la síntesis de proteína microbiana (Knapp *et al.*, 2014). Los dos problemas centrales del metabolismo anaeróbico son la disposición del O₂ (*i.e.* como CO₂) y la eliminación del H⁺ (Van Soest, 1994); la síntesis de CH₄ constituye la principal forma de eliminar el H⁺, lo cual implica la pérdida de carbono y de la energía asociada.

Cuadro 1. Estequiometría del metabolismo de la glucosa en el rumen

Molécula fermentada	Producto principal	Residuos
1 Glucosa	2 Acetatos	2 CO ₂ + 8 H ⁺
1 Glucosa	1 Butirato	2 CO ₂ + 4 H ⁺
1 Glucosa + 4 H ⁺	2 Propionatos	2 H ₂ O

El metano es producido como parte del metabolismo energético de un grupo de microorganismos anaerobios obligados denominados Arqueas, que consumen el H₂ disponible y utilizan la mayoría CO₂ como aceptor terminal de electrones, convirtiéndolos en CH₄ (4 H₂ + CO₂ → CH₄ + 2 H₂O; Brock et al., 1984). Los forrajes promueven una fermentación con mayor proporción de acético y butírico, por lo que son alimentos con mayor potencial metanogénico; por el contrario, las dietas ricas en concentrados que promueven la síntesis de propiónico reducen la cantidad de H⁺ libre para las arqueas metanogénicas y consecuentemente inducen una menor síntesis de metano.

La anatomía y fisiología del tracto digestivo varían ampliamente en el reino animal, pero generalmente la digestión enzimática precede a la digestión microbiana en el tracto digestivo. Por el contrario, los rumiantes y pseudo-rumiantes (e.g. camélidos) tienen grandes cámaras de fermentación al comienzo del tracto digestivo, característica que les permite aprovechar en forma diferente los forrajes. Aproximadamente el 98% del metano producido por los rumiantes es expirado a través de la boca y los orificios nasales, dado que aproximadamente el 87% de la producción de metano se da en el rumen, y sólo el 13% en el tracto digestivo posterior, del cual cerca del 90% es absorbido hacia la sangre y expirado a través de los pulmones (McCaughy et al., 1997). La eliminación de metano vía eructo en el ganado se inicia cuando los alimentos sólidos empiezan a ser retenidos en el retículo-rumen (ca. cuatro semanas de vida), incrementando la producción de gases a medida que el retículo-rumen se va desarrollando y aumentando la magnitud de la fermentación. Otros herbívoros, como los fermentadores cecales también producen metano, pero en menor cantidad por unidad de alimento fermentado, quizás debido a la existencia de otros sumideros de hidrógeno o la predigestión de los alimentos en el estómago e intestino. En adición, los marsupiales constituyen un caso especial con aún menor producción de metano que otros herbívoros (Hristov et al., 2013b).

Las profundas adaptaciones anatómicas y metabólicas que presentan los rumiantes para aprovechar alimentos voluminosos y la energía biológicamente útil contenida en los AGV les confieren beneficios adicionales, tales como la capacidad de utilizar fuentes de nitrógeno no proteico para la síntesis de proteína, y prácticamente prescindir de las vitaminas del complejo B de origen dietario (debido a la síntesis microbiana). Asociado a estas ventajas, los rumiantes son los herbívoros que mayor cantidad de metano emiten, seguidos de los fermentadores cecales y de otros no rumiantes (Cuadro 1), sin embargo, los valores son altamente variables y están influidos por las características de las diferentes especies animales y sus respectivos sistemas digestivos, así como por la calidad de la dieta.

Los rumiantes pueden perder entre 5 y 120 kg de CH₄ por año (IPCC, 2006), representado entre el 2 y 12% de la energía bruta consumida (Johnson y Johnson, 1995), por su parte, los fermentadores post-gástricos (e.g. caballos, asnos) producen menos metano (10 a 18 kg CH₄ por año), y en el caso de cerdos se estima entre 1 y 1,5 kg CH₄ por año (IPCC, 2006). Se especula que la pérdida en no-rumiantes es menor como resultado de la existencia de destinos alternativos al metano (Jensen, 1996).

Entre rumiantes, según algunos autores no se han detectado diferencias de significancia en la producción de metano por kg de materia seca consumida (Shibata et al., 1992), pero es corriente que para el desarrollo de los modelos de predicción se discrimine según el tipo y categoría de ganado (Cambrá-López et al., 2008; Chaokaur et al., 2015; Grainger y Beauchemin, 2011; Jaurena et al., 2015). Los sistemas de producción también han mostrado influencia (Jaurena et al., 2015), probablemente asociado a interacciones entre tipo de animal, ambiente y alimentación.

La producción de metano es muy variable entre individuos e incluso entre distintos días para un mismo individuo alimentado con la misma ración. Varios autores han señalado que la variación entre animales en emisión de metano por unidad de alimento consumido es heredable (Blaxter y Clapperton, 1965; Eckard et al., 2010; Johnson et al., 1994). En concordancia con esto, se ha indicado que los programas de mejoramiento genético que incrementan la eficiencia productiva reducen la producción de metano (Hegarty y Nolan, 2007).

La producción de metano depende de la cantidad y calidad del alimento ingerido, siendo el consumo de materia seca el factor de mayor gravitación (Shibata y Terada, 2010; Jaurena *et al.*, 2015) y que está estrechamente vinculado con el tamaño del animal. Si bien la emisión de CH₄ aumenta con el consumo de MS (CMS; Blaxter y Clapperton, 1965; Shibata y Terada, 2010; Jaurena *et al.*, 2015), la producción por unidad de alimento ingerido puede mostrar un aumento decreciente en la medida que crece el nivel de alimentación tal como lo señalara Blaxter (1964) y los modelos de Cambra-López *et al.* (2008) y Jaurena *et al.* (2015; Figura 1). La disminución en la proporción de energía bruta consumida que se pierde como metano (**Y_m**, factor de conversión en metano) en respuesta al aumento del consumo sería el reflejo del aumento de la tasa de pasaje por el tracto gastrointestinal, lo que disminuye el tiempo disponible para digerir el alimento (Hindrichsen *et al.*, 2006) y por ende la digestibilidad; también aumentaría la síntesis de propiónico generando condiciones menos favorables para el desarrollo de las Arqueas (De Blas *et al.*, 2008). El aumento del consumo de alimentos poco digestibles tiene poco impacto sobre la emisión de metano cuando se expresan sobre la base del CMS, sin embargo, cuando la digestibilidad es alta, el mayor consumo reduce la cantidad de metano producida por unidad de alimento consumido (Hristov *et al.*, 2013a).

La emisión de metano está influida por la composición de la dieta, ya sea por las características naturales de los alimentos que componen la ración o por el agregado *ex-profeso* de compuestos naturales o sintéticos que pretenden modificar la proporción de energía eliminada como metano (**Y_m**). La digestibilidad de la ración, en particular puede tener un efecto negativo sobre Y_m (Hristov *et al.*, 2013a; Jaurena *et al.*, 2015), dado que el aumento en la digestibilidad, por ejemplo por una mayor participación de granos, promueve mayores producciones de AGV con una mayor proporción de ácido propiónico (en detrimento de acético y butírico), mermando la disponibilidad de H₂ para la síntesis de metano (Takahashi, 2002). Adicionalmente, la disminución de pH asociada con la mayor producción de AGV, genera un ambiente hostil para el desarrollo de los organismos metanogénicos (Van Kessel y Russell, 1996) y de los protozoarios (*ca.* 30% de las Arqueas metanogénicas viven asociadas con protozoarios; Cambra-López *et al.*, 2008).

Consecuentemente, la mejora de la digestibilidad del alimento es una manera práctica de reducir las emisiones de metano por unidad de producto generado, sea aumentado la proporción de grano en la dieta o para animales en pastoreo suministrando forrajeras más digestibles (logradas por manejo y mejoramiento genético). Por los motivos arriba expuestos, los sistemas de alimentación con 90% o más de concentrados producen significativamente menos metano que los sistemas extensivos, 3,5 and 6,5% de la energía bruta consumida (según el IPCC, 2006).

Los forrajes son alimentos con alta variabilidad en la composición química y digestibilidad dependiendo de las especies y estados ontológicos. Es ampliamente aceptado que las gramíneas megatérmicas producen más metano que las templadas y que las leguminosas producen menos que las gramíneas. Archimede *et al.* (2011) encontró que las gramíneas megatérmicas produjeron 17% más metano que las C3 y que las leguminosas de clima templado produjeron un 20% menos que las gramíneas megatérmicas. En adición a lo anterior, estudios *in vitro* han demostrado que dentro del grupo de las especies megatérmicas existe una variabilidad significativa (Cantet, 2017).

El contenido de fibra de la dieta presenta una asociación positiva con el valor de Y_m (Johnson y Johnson, 1995; Jaurena *et al.*, 2015), por lo que la inclusión de concentrados, con la consecuente reducción en la concentración de fibras y aumento en la digestibilidad representa una estrategia efectiva para reducir la proporción de energía consumida que se pierde como metano. En adición, se ha ensayado el uso de las enzimas exógenas para mejorar la digestibilidad de la dieta, pero los resultados han sido inconsistentes (Cantet *et al.*, 2015).

Los lípidos constituyen otro componente de la ración que han mostrado reiteradamente un efecto negativo sobre la producción de metano ruminal (Grainger y Beauchemin, 2011; Palmquist y Jenkins, 1980). No obstante, en ganado lechero en muchos casos es probable que también se observe una reducción en la concentración de grasa o proteína en la leche (Hristov *et al.*, 2013b). El antes mencionado efecto depresor se asociaría con el efecto inhibitorio de estos compuestos sobre las Arqueas, los Protozoos y algunas Bacterias. Cuando los niveles de inclusión son excesivos puede reducirse la digestibilidad de la fibra e incluso el consumo. En el caso de los ácidos grasos poli-insaturados se han señalados efectos específicos sobre los microorganismos ruminales, y además en virtud de su capacidad de saturación pueden consumir hidrogeniones, pero esta vía apenas logra consumir un 2% del H₂ disponible por lo que no resultaría de significancia (Czerkawski y Clapperton, 1984).

Los ionóforos (antibióticos), como la monensina han sido utilizados en la alimentación de ganado de carne especialmente en Estados Unidos de Norteamérica. El uso de ionoforos se adoptó fundamentalmente debido a que mejora la conversión alimenticia, y concomitantemente se han observado reducciones en la producción de metano en estudios *in vitro* (Van Nevel y Demeyer, 1992), por lo que su empleo impactaría significativamente sobre la intensidad de emisión ($\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}$ de producto).

Cuadro 2. Factores de emisión por fermentación entérica para distintos tipos de ganado (Nivel 1; IPCC, 2006).

Ganado	Peso vivo (kg)	Factor de emisión (FE) (kg CH_4 cabeza ⁻¹ año ⁻¹) IPCC (2006)
Bovino de leche		
Producción: 8400 kg leche cabeza ⁻¹ año ⁻¹ , alimentado con forraje y grano de alta calidad ⁽¹⁾		121
Producción: 800 kg leche cabeza ⁻¹ año ⁻¹ , alimentado con forraje y granos de alta calidad ⁽²⁾		63
Bovino de carne		
Animales de rápido crecimiento terminados a corral ⁽¹⁾		53
Los animales reciben una proporción menor de alimentos concentrados ⁽²⁾		56
Búfalo	300	55
Ovinos y caprinos	40 - 45	5 ⁽³⁾
Camélidos	570	46
Equinos	550	18
Mulas y asnos	245	10
Ciervos	120	20
Alpacas	65	8
Porcinos		1 ⁽⁴⁾
Aves de corral		

⁽¹⁾ Corresponde a la indicación para América del Norte, sector lechero de alta productividad

⁽²⁾ Corresponde a la indicación para América Latina

⁽³⁾ FE: 10 - 16 (Hristov *et al.*, 2013b)

⁽⁴⁾ FE: 1,0 - 1,5 (Jensen, 1996)

Esta disminución en la metanogénesis no se debe a un efecto directo de los ionóforos sobre las bacterias metanogénicas, sino que se debe a un cambio en la población bacteriana de organismos gram positivos a gram negativos con un cambio simultáneo en la fermentación de acetato a propionato (Newbold *et al.*, 1988). La monensina podría reducir la producción de metano *in vivo* en un 25% (Van Nevel y Demeyer, 1995), sin embargo, algunos ensayos *in vivo* a largo plazo han demostrado que la inhibición de la metanogénesis por la monensina sería de corta duración (Johnson *et al.*, 1991), y derivada de la reducción en el consumo (Johnson y Johnson, 1995).

Los compuestos vegetales bioactivos han recibido considerable atención en virtud de su potencial capacidad de inhibir la emisión de metano entérico (*e.g.* taninos, saponinas y aceites esenciales). Los taninos condensados de las plantas (proantocianidinas) pueden reducir las emisiones hasta en un 20-30% (Bodas *et al.*, 2008) mediante la disminución de la formación de hidrógeno e inhibiendo a los metanogénicos (Tavendale *et al.*, 2005). Sin embargo, los taninos en la dieta deben ser ofrecidos en concentración adecuada para evitar efectos negativos en el consumo de MS y en el comportamiento productivo del animal. Las saponinas y los aceites esenciales son otro grupo de sustancias que han sido profusamente estudiadas, habiendo hallado en algunos trabajos reducciones significativas en la emisión de metano (Hristov *et al.*, 2013a).

En adición, se han reportado resultados interesantes al agregar compuestos capaces de aceptar electrones, tales como nitratos, sulfatos, y los orgánicos fumaratos y nitroetano (Hristov *et al.*, 2013a).

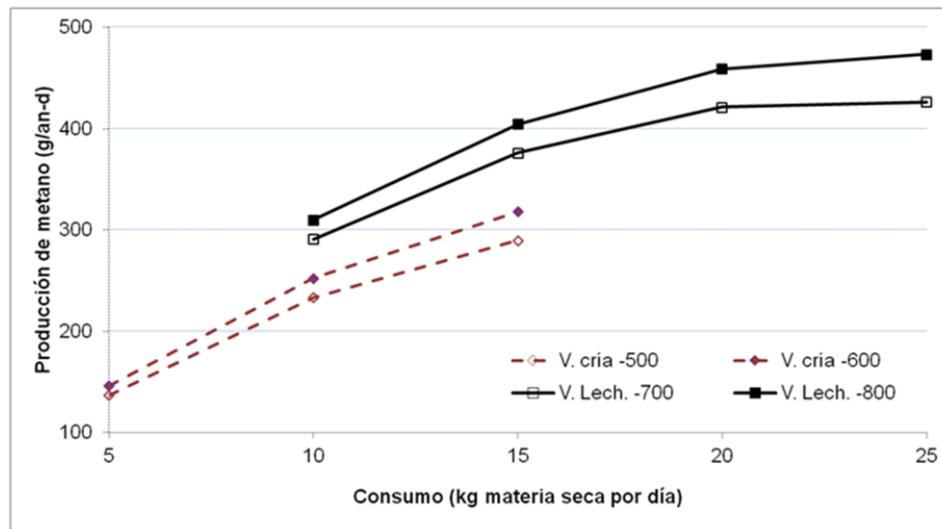


Figura 1. Producción de metano en función del consumo de materia seca en vacas de cría y leche para raciones con digestibilidades entre 500 y 800 g por kg de materia seca.

FLUJOS DE GEI PROVENIENTES DEL ESTIÉRCOL

Las excretas pueden ser sólidas (materia fecal) o líquidas, o bien pueden denominarse estiércol cuando se disponen en forma conjunta tal como usualmente se manipulan los desechos del engorde a corral en todo el mundo. Las excretas son ricas en nutrientes dado que, por ejemplo los bovinos excretan entre un 60 y 80% de lo que consumen (Andriulo *et al.*, 2003). El estiércol en general posee grandes cantidades de nitrógeno en sus formas inorgánicas, carbono y agua, tres elementos esenciales para la generación directa e indirecta de GEIs, en la forma de óxido nitroso y metano. Las propiedades químicas y físicas de estos gases (*e.g.* baja solubilidad en agua, baja densidad) favorecen la volatilización a la atmósfera después de su generación, por lo que no se espera su acumulación en líquidos.

La mayor parte de las emisiones de metano provenientes del estiércol se produce bajo condiciones anaeróbicas durante el almacenamiento, pudiendo representar entre el 7 y el 27% de la emisión total de metano en los rumiantes (Hindrichsen *et al.*, 2006). La producción de metano es el resultado de la actividad microbológica sobre carbohidratos, por lo que los factores críticos para la generación del gas son aquellos que influyen en el crecimiento y el metabolismo de los microorganismos que consumen esos carbohidratos. Durante los procesos de almacenamiento y compostaje del estiércol los principales determinantes son el pH (el medio ácido inhibe la producción de CH_4), la disponibilidad de material digestible, la temperatura (Sommer *et al.*, 2007), la disponibilidad de oxígeno, la presencia o ausencia de inhibidores (*e.g.* amonio), el tipo de ganado y los factores físicos en relación a la forma y tamaño del apilamiento, la densidad, la humedad y el tiempo en el que el estiércol permanece intacto (Chadwick *et al.*, 2011).

En general, el estiércol produce menos metano cuando se maneja como un sólido (*e.g.* en pilas) o cuando se deposita sobre pastizales. En el caso de los rumiantes en pastoreo, la difusión del metano proveniente de excretas sólidas en “*parches*” desaparece a los pocos días de su aplicación en la tierra (Jarvis *et al.*, 1995) sin producir cantidades significativas de metano debido a las condiciones predominantemente aeróbicas, por este motivo su contribución se desprecia en los cálculos de emisión total (EPA, 2005).

Algunos autores han mostrado que la dieta es el factor más importante que determina la emisión de metano a partir del estiércol (Jarvis *et al.*, 1995). Los contenidos de proteína bruta (**PB**) y carbohidratos fácilmente fermentables en las heces, favorecen el metabolismo bacteriano y así, las emisiones de metano al ambiente. Se ha encontrado que la mayor tasa de liberación de metano se registra en el estiércol

proveniente de ganado alimentado con grano (comparado con el proveniente de ganado alimentado con dietas altas en fibra) debido a la mayor cantidad de carbohidratos fácilmente fermentables presentes en las heces de dichos animales. Por otra parte, se ha demostrado que la presencia de grasa o aceites no digeridos y excretados puede influir en el comportamiento microbiano durante el almacenamiento del estiércol, pero las consecuencias relacionadas con las emisiones de GEIs todavía se encuentran en estudio.

En la mayoría de las estrategias dietéticas diseñadas para mitigar el metano entérico, no está claro aún si el metano derivado del estiércol es neutral, facilita o incluso compensa los logros alcanzados en el tracto digestivo de los rumiantes. Poco es lo que se ha medido acerca de los efectos de la dieta sobre el metano derivado del estiércol, e incluso menos se ha cuantificado la emisión total del metano entérico sumado al del estiércol.

El N_2O se genera durante los procesos de nitrificación y desnitrificación que ocurren en los suelos por el agregado de estiércol o de excretas líquidas, en los corrales y en los sectores de acumulación de excretas. También se produce en la superficie de los desechos líquidos almacenados. Los factores críticos para la desnitrificación son la presencia de los desnitrificadores, oxígeno, nitrito y nitrato, y materia orgánica fácilmente oxidable (fuente de carbono para las bacterias; Firestone y Davidson, 1989).

Una vez depositadas, y en función del manejo, las excretas pueden permanecer largo tiempo sobre el suelo de los corrales en un estado predominantemente anaeróbico. Esto disminuye la probabilidad de que el amonio sea nitrificado, lo que deriva en que las emisiones de N_2O medidas en los corrales sean bajas o nulas (Misselbrook *et al.*, 2001; Thorman *et al.*, 2003). Algo similar ocurre con las emisiones de metano desde los corrales, las que son inferiores aún si la remoción de las excretas es frecuente (Sommer *et al.*, 2007).

Una vez que la materia fecal sólida es retirada de los corrales, puede ser apilada, sin tratamiento alguno, o procesada antes de su aprovechamiento. Entre los tratamientos disponibles, se destaca el compostaje en el que las pérdidas de carbono como metano y nitrógeno como N_2O disminuyen drásticamente con la aireación asociada con el aumento del contenido de paja y reducción del contenido de humedad (Hüther *et al.*, 1997; Watanabe *et al.*, 1997). Por el contrario, el almacenamiento de la materia fecal sólida en condiciones anaeróbicas (*e.g.* cubriendo y compactando) es clave para reducir las emisiones de N_2O , pero puede incrementar las emisiones de metano (Chadwick, 2005). Otros autores encontraron que se puede reducir la emisión de ambos gases agregando paja a las pilas de materia fecal (Yamulki, 2006). Alternativamente, el volteado frecuente de la pila puede reducir las zonas anaerobias (Amon *et al.*, 2001, 2006) evitando la producción de metano, pero a su vez incrementa la emisión de N_2O .

Cuando se aplica estiércol al suelo se permite que el amonio del estiércol esté expuesto a procesos aeróbicos del suelo como la nitrificación (Chadwick *et al.*, 2001); en estos casos, a menudo hay un retraso entre la aplicación de estiércol y la aparición de las emisiones de N_2O (Rochette *et al.*, 2008; Fanguero *et al.*, 2010), que mayormente se atribuye al retraso en la nitrificación. También se requiere un tiempo luego de la aplicación para que el carbono del estiércol esté disponible. Por otra parte, dentro de las 48 h después de la aplicación del estiércol se emiten grandes cantidades de nitrógeno en forma de amoníaco, reduciéndose la reserva de nitrógeno disponible para la emisión de N_2O (Webb y Misselbrook, 2004). Consecuentemente, el estiércol sólido aplicado en la tierra presenta bajos factores de emisión de N_2O , reflejo del bajo contenido de nitrógeno disponible (Chadwick 2011).

Las diferencias en los factores de emisión medidos se pueden explicar por el tipo de suelo, sus características físicas (temperatura, espacio de poros llenos de agua), la composición de estiércol (NH_4^+-N , contenido de C) y el período de medición (Chadwick 2011). También hay que destacar que la tasa de aplicación y la época del año son decisiones de gestión que influyen en las interacciones entre el contenido de carbono y nitrógeno del suelo y su microbiología afectando la magnitud de las emisiones de N_2O .

FLUJO NETO DE GEI DE LOS ECOSISTEMAS GANADEROS

Los flujos netos de GEI de los ecosistemas son los resultantes de procesos (simultáneos o no) de consumo (o captura) y producción (o emisión) de GEI. Tales procesos son la fotosíntesis y respiración de las plantas, la actividad microbiana, la descomposición de compuestos orgánicos, la respiración heterotrófica de hongos y fauna del suelo y la formación y acidificación de carbonatos. Consecuentemente, los factores con mayor influencia sobre los flujos de GEI de los ecosistemas son la temperatura, la disponibilidad de agua y oxígeno, el pH y la disponibilidad de carbono, nitrógeno y otros nutrientes (Braker y Conrad, 2011; Schimel y Schaeffer, 2012; Jones *et al.*, 2013; Serrano-Silva *et al.*, 2014; Hörtnagl *et al.*, 2018).

El intercambio de GEI entre los ecosistemas ganaderos y la atmósfera es un fenómeno complejo con componentes con actividad fuente y otros de sumidero de GEI, los que a su vez exhiben variabilidad tanto temporal como espacial.

Los sistemas ganaderos pastoriles presentarían un balance neutro de GEI o incluso tendrían potencial de actuar como sumideros, aunque tal comportamiento muestra considerable variabilidad entre años y sitios (Allard *et al.*, 2007, Soussana *et al.*, 2007, Schulze *et al.*, 2009, Skiba *et al.*, 2013, Jones *et al.*, 2017). Estudios a nivel de ecosistema muestran que los sistemas ganaderos pastoriles se comportarían como sumideros netos de CO₂ (Gilmanov *et al.*, 2010, Zhang *et al.*, 2014), y que el grado de intensificación (fertilización y mayor frecuencia de corte o pastoreo) favorecería la captura del CO₂ (Conant *et al.*, 2001; Schulze *et al.*, 2009; Schmitt *et al.*, 2010; Skiba *et al.*, 2013). Sin embargo, la aplicación de este tipo de prácticas de intensificación puede y suele traer aparejados incrementos concomitantes en los flujos de emisión de N₂O y CH₄ (Soussana *et al.* 2004; Flechard *et al.* 2007). Debido a los mayores potenciales de calentamiento global que exhiben N₂O y CH₄ con respecto a CO₂, es necesario considerar integralmente los flujos de los tres gases en unidades CO₂-eq. (esto es, su balance de GEI) al momento de evaluar el balance radiativo de los sistemas ganaderos.

ESTRATEGIAS DE MITIGACIÓN Y ADAPTACIÓN

La Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (**CMNUCC**; UNFCCC en inglés) ha identificado dos tipos de respuestas ante el cambio climático (**CC**): Mitigación y Adaptación (Klein *et al.*, 2007). Se ha definido Mitigación como la “*Intervención antropogénica para reducir las fuentes o mejorar los sumideros de los gases de efecto invernadero*” (**GEI**), por su parte, se entiende por Adaptación al “*ajuste de los sistemas humanos o naturales frente a entornos nuevos o cambiantes*”, refiriéndose a “*los ajustes en sistemas humanos o naturales como respuesta a estímulos climáticos proyectados o reales, o sus efectos, que pueden moderar el daño o aprovechar sus aspectos beneficiosos*” (IPCC Panel Intergubernamental de Cambio Climático, 2001).

Los países signatarios del CMNUCC y de Protocolo de Kyoto se han comprometido a llevar adelante medidas tendientes a reducir las emisiones de GEI (United Nations, 1998). Sin embargo, según indicaba Klein *et al.* (2007), la evaluación de los esfuerzos realizados para mitigar el CC indica que los compromisos asumidos no permitirán estabilizar las concentraciones atmosféricas de los GEI (Fourth Assessment Report (“Working Group III”; WGIII AR4), Chapter 11; Barker *et al.*, 2002). De hecho, según señala el “Working Group I Fourth Assessment Report” (WGI AR4), como consecuencia de los “*lag times*” en el sistema atmosférico global, no importa que tan rigurosos y tenaces sean los esfuerzos de mitigación, se preveía que no se podría evitar la ocurrencia del cambio climático en las siguientes décadas. Consecuentemente, las medidas de adaptación son ineludibles, pero de no tomarse medidas suficientes para mitigar el CC, las consecuencias en el largo plazo serán menos previsibles y de mayor costo ambiental, social y económico. Por todo lo dicho, es clara la necesidad de implementar tanto prácticas de adaptación, como de mitigación para reducir los impactos del CC.

En el Tercer Reporte de Evaluación (“3rd. Assessment Report”) se demostró que el nivel de impacto y daño del CC está determinado simultáneamente tanto por los esfuerzos de adaptación como de mitigación, reconociendo también la necesidad de explorar los compromisos y sinergias entre ambas, lo que señala, nos enfrenta con una serie de preguntas, tales como: ¿Las relaciones entre Adaptación y Mitigación son de sustitución o complementarias? ¿Cuándo y dónde es mejor invertir en cada una de ellas? ¿Cuánto y en qué proporción los esfuerzos en Mitigación y Adaptación resultan óptimos? ¿Quién decide y sobre qué criterios? ¿Cuál es el potencial de crear sinergias entre ambas? ¿Cómo varían los costos y efectividad a lo largo del tiempo? ¿Cómo influyen y son influidas por el desarrollo? (Klein *et al.*, 2007).

Hasta la fecha no existen respuestas claras a dichas preguntas, y muy frecuentemente la investigación sobre Mitigación y Adaptación suelen abordarse en forma independiente. El empleo de los Modelos de Evaluación Integrada sería una forma de trabajarlos en forma combinada (Klein *et al.*, 2007).

Según indicaba el WGII (IPCC, 2001) es más prudente invertir en estrategias de mitigación al CC para evitar daños futuros severos, pero es importante considerar, entre otros, los compromisos (“trade-offs”) intergeneracionales, dado que las inversiones actuales en mitigación pueden cambiar las oportunidades de adaptación futuras, al tiempo que puede inducir desplazamientos de inversiones que podrían crear oportunidades para las futuras generaciones. El balance entre mitigación y adaptación depende en gran

medida en la relación entre los costos de mitigación con los daños netos (*i.e.* costo del daño bruto + costo de la adaptación – Disminución del daño por la inversión en adaptación). Las interrelaciones entre adaptación y mitigación cambian con el tiempo y con las escalas espaciales y sociales, por ejemplo, en un marco de políticas públicas de escala internacional altamente agregada, pueden tener una relación de sustitución (dado que cuanto mayor sea el esfuerzo en mitigación, menor será la inversión necesaria en adaptación); por el contrario en el corto plazo y a escala provincial podrían relacionarse en forma competitiva al depender ambos tipos de acciones de un mismo presupuesto anual.

En función de lo anterior, se pueden distinguir diferentes interrelaciones entre mitigación y adaptación, *i.e.* procesos con consecuencias sobre ambas, acciones de adaptación con consecuencias sobre mitigación o viceversa, o decisiones que promuevan sinergias o compromisos entre ellas (para mayores detalles consultar el trabajo completo de Klein et al., 2007).

Las emisiones anuales de GEI desde el sector ganadero se han estimado en 7,1 GtCO₂eq año⁻¹ (periodo de referencia 2015), representando el 14,5% de todas las emisiones inducidas por el hombre (*i.e.* 49 GtCO₂eq para el año 2004 según el IPCC), de las cuales *ca.* 44% se producen como metano. El resto (56%) se distribuye en partes aproximadamente iguales entre el N₂O y el CO₂ (Gerber et al., 2013). La emisión de metano entérico constituye la fuente de metano antropogénico más importante a nivel global (29% de las emisiones globales), de esto, según expertos se podría reducir anualmente hasta 125 Mt CO₂-eq. para el 2030 de mediar una agresiva adopción de las mejores prácticas que permiten mantener o mejorar la productividad agrícola y el medio de vida de los productores rurales (IPCC AR5, 2014; U.S. EPA 2013) (CCAC (Climate and Clean Air Coalition), 2014).

El subsector de la ganadería bovina de carne es el principal contribuyente a las emisiones del sector agropecuario a nivel global (4,6 GtCO₂eq año⁻¹, 65% del total del sector; Gerber et al., 2013) y, en adición, es la actividad con peor índice de intensidad de emisión (*ca.* 300 kg CO₂-eq kg⁻¹ proteína), pero con una amplia variación entre productores poniendo de manifiesto la importante oportunidad de mejora subyacente (Gerber et al., 2013). Según cálculos comunicados por el GLEAM, se podrían reducir las emisiones entre un 18 y 30% (1,8 a 1,1 GtCO₂eq año⁻¹), si los productores adoptaran las prácticas implementadas por el 10 a 25% de los productores con intensidades de emisión más bajas. Afortunadamente, la mayoría de las tecnologías y prácticas conducentes a mitigar las emisiones, simultáneamente mejorarán la productividad, aspecto que favorece su potencial adopción, dado que es poco probable que se adopte estrategia de mitigación alguna si no redundan en un beneficio económico para el productor. Un sector con alto potencial de mejora y consecuente potencial de mitigación es el de los sistemas de producción de rumiantes de baja productividad, típicos de amplias regiones del mundo. También se ha señalado que hay espacio para que los sistemas mejoren sin necesidad de cambiar de sistema de producción, y que dentro de los de base pastoril las mejoras en el manejo podrían contribuir entre otras cosas, secuestrando carbono. En dicho documento se enfatiza que la adopción de tecnologías y prácticas eficientes será clave para reducir las emisiones (*e.g.* mejoras en la alimentación, manejo y salud; Gerber et al., 2013).

En el caso de Argentina, para el año 2014, la situación es análoga dado que el sector agropecuario (Agricultura, Ganadería, Silvicultura y otros usos de la tierra) contribuye con el 39,2% (144,3 / 368,3 MtCO₂eq) y la ganadería con el 15,3% (56,2 / 368,3 MtCO₂eq) del total, y de esta última actividad, la emisión entérica de metano de la ganadería de carne (45,5 MtCO₂eq de CH₄) es el principal determinante (la ganadería de carne aporta 46,7 MtCO₂eq de CH₄ al total, *i.e.* 12,7%).

Las fuentes de emisión se pueden agrupar de acuerdo al sitio donde tienen lugar (Gerber *et al.*, 2013):

Emisiones entéricas. Producidas durante el proceso de digestión natural propio de rumiantes y pseudorumiantes.

Emisiones de metano y óxido nitroso a partir de los efluentes. Resultantes de la descomposición de la materia orgánica contenida en las deyecciones animales.

Dióxido de carbono y óxido nitroso emitidos en la producción de los alimentos, procesamiento y transporte. Se produce CO₂ por la oxidación del C presente en el suelo y la vegetación al cambiar el uso de ambientes naturales para hacer cultivos o pasturas, también para la manufactura de fertilizantes, y para el procesamiento y transporte de alimentos. El óxido nitroso proviene del uso de fertilizantes para producir los alimentos y de la deposición directa de efluentes o durante la manipulación y posterior aplicación como fertilizante.

Dióxido de carbono emitido a partir del consumo de energía. El CO₂ se produce a lo largo de toda la cadena productiva (e.g. producción de fertilizantes, uso de maquinaria para los cultivos, en los sitios de manejo de los animales, transporte).

Evaluaciones realizadas mediante Análisis de Ciclo de Vida para E.E.U.U han mostrado que las emisiones “tranqueras adentro” (*on-farm*) representan la mayor proporción de la huella de carbono de las cadenas agroalimentarias de la carne y leche (Hristov et al., 2013a).

Las intervenciones cuyo propósito es reducir las emisiones de GEI distintos del CO₂ (*i.e.* metano y óxido nítrico) pueden orientarse sobre las actividades relacionadas con la nutrición animal, el manejo de los efluentes o las prácticas de manejo. Tal como se indica en el Cap. 4 (“Los cambios en los sistemas de medición en ganadería”) para evaluar correctamente las prácticas de mitigación es crucial el uso de la métrica adecuada. A modo de ejemplo, la expresión habitual como proporción de energía perdida por metano en relación con la energía bruta consumida (Y_m , factor de conversión en metano), tiende a enmascarar las diferencias de calidad y composición entre dietas, en este sentido es superadora la expresión por unidad de energía digestible, o incluso mejor, como intensidad de emisión (*i.e.* metano producido por unidad de producto animal; Hristov et al., 2013a).

La identificación de estrategias de mitigación eficaces requiere de la correcta valoración de opciones aplicables a escala de los establecimientos agropecuarios, así como de aquellas que impactarían a lo largo de los diferentes eslabones de la cadena agroalimentaria. El diseño de formas de mitigación necesita de un detallado entendimiento de sus consecuencias sobre distintos factores, tales como los costos de producción, competitividad, riesgo para las partes interesadas, así como los impactos sobre otros bienes ambientales y recursos como el agua y la biodiversidad (Hristov et al., 2013a). En adición, a la efectividad de la intervención propiamente dicha, no puede dejarse de lado la facilidad de implementación y percepción pública.

La producción animal es la resultante de la acción conjunta de diferentes factores: Genética, Alimentación, Reproducción, Sanidad y Manejo. En muchas regiones del mundo y para muchos sistemas de producción la estrategia de mitigación más simple y efectiva es meramente la mejora en la productividad. La obtención de una determinada cantidad de producto comestible (e.g. carne, leche) en un sistema más eficiente requerirá un menor número de animales y concomitantemente tendrá una menor huella ecológica (Bannink *et al.*, 2011; Capper *et al.*, 2009). Los animales más productivos, consumen más alimento, producen más estiércol y emiten mayores cantidades absolutas de GEI a partir de la fermentación entérica o de la gestión del estiércol con respecto a los menos productivos, pero, expresado por unidad de producto, los animales más productivos usualmente tienen menores emisiones que los animales menos productivos (Hristov *et al.*, 2013b).

En muchas regiones del mundo la producción animal se desarrolla en condiciones extensivas y semiextensivas asociadas con baja productividad. Las causas de dicha productividad son diversas, abarcando desde el bajo potencial genético de los animales, la escasa disponibilidad y calidad de los recursos forrajeros, la mala calidad de los alimentos disponibles, así como las pobres condiciones de salud y subóptimas prácticas de manejo.

El mejoramiento genético puede ser una vía para mejorar los índices de Intensidad de emisión, pero simultáneamente es importante evitar animales de alto potencial genético en sistemas con limitantes agroecológicas (e.g. sanidad, calidad o disponibilidad de forraje) que determinarán pobres desempeños productivos (e.g. mayores tasas de mortalidad, enfermedades), incluso peor que otros animales con menor potencial.

Entre otros, se han mostrado efectos significativos sobre la intensidad de emisión a través de mejoras en la eficiencia alimenticia y producción lechera (Bell *et al.*, 2011), evitando la disminución en la vida productiva, y en el desempeño reproductivo, así como el aumento de la tasa de mortalidad (Hristov *et al.*, 2013b). Por ejemplo, para una vaca lechera de 40 kg de leche diarios se espera una emisión de CO₂-eq. kg⁻¹ de proteína comestible 50% menor que la de una vaca produciendo 10 kg día⁻¹ (Flachowsky, 2011). En sistemas intensivos de producción de leche, también se pueden esperar efectos benéficos reduciendo el período seco con o sin el uso de somatotrofina bovina (Klusmeyer *et al.*, 2009).

Entre los sistemas de producción lecheros basados en sistemas pastoriles se ha estimado que en general emiten *ca.* 50% más de GEI por unidad de leche corregida por grasa y proteína con respecto a los sistemas mixtos. Asimismo, los sistemas de producción de leche orgánica generalmente presentan mayor Intensidad de emisión que los sistemas convencionales (Kristensen *et al.*, 2011).

CONCLUSIONES

La ganadería modifica el ciclo del C y el N en los sistemas agropecuarios contribuyendo con dos GEI de importancia: metano y óxido nitroso. Las principales vías involucradas en la emisión de estos GEI corresponden a los suelos y pasturas, el tracto gastrointestinal de los rumiantes y el estiércol o efluentes. Estas distintas vías engloban complejos procesos bioquímicos y microbiológicos, así como interacciones entre sí con amplias variaciones en sus resultados, por lo que ofrecen alternativas de mitigación de los GEI. Los cambios en el uso del suelo pueden resultar tanto en emisiones netas de GEI, como en depósitos de C según se analice la sustitución de bosques y praderas por cultivos, o por el contrario la inclusión de pastizales o sistemas silvopastoriles en reemplazo de áreas sembradas. Las emisiones entéricas de metano son el resultado de un proceso natural y único que permite a los rumiantes aprovechar recursos escasamente disponibles para otros animales, permitiendo la obtención de proteínas de alta calidad a partir de recursos “groseros” y así habilitando el desarrollo de actividades económicas genuinas en amplias regiones del planeta donde escasean otras alternativas productivas. No obstante, la importancia bioquímica para el rumen de la metanogénesis, existen amplias variaciones en las emisiones de acuerdo con modificaciones desde el mejoramiento genético, manejo y alimentación que deberán ser aprovechadas para mejorar la intensidad de emisión de los productos de origen animal. Las excretas o el estiércol también pueden contribuir con cantidades variables de metano u óxido nitroso dependiendo de varios factores asociados con la alimentación y manejo de los desechos. La reducción de los efectos ambientales asociados con los sistemas de producción ganaderos requiere de la implementación de estrategias de mitigación y adaptación efectivas, que en gran medida aún se encuentran en un estado incipiente de desarrollo.

BIBLIOGRAFÍA

- AMON, B., AMON, T., BOXBERGER, J. and ALT, C. 2001. Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient cycling in Agroecosystems*, 60(1-3), 103-113.
- AMON, B., KRYVORUCHKO, V., AMON, T. and 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 y environment*, 112(2-3), 153-162.
- ALLARD, V., SOUSSANA, J.F.F., FALCIMAGNE, R., BERBIGIER, P., BONNEFOND, J.M., CESCHIA, E., D' HOUR, P., HÉNAULT, C., LAVILLE, P., MARTIN, C. and PINARÉS-PATIÑO, C. 2007. The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO₂, N₂O and CH₄) of semi-natural grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 121, 47–58.
- ANDRIULO, A., SASAL, C., AMENDOLA, C. y RIMATORI, F. 2003. Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua. *RIA 32 (3): 27-56 INTA*
- ARCHIMÈDE, H., EUGÈNE, M., MAGDELEINE, C.M., BOVAL, M., MARTIN, C., MORGAVI, D.P., LECOMTE, P. and DOREAU, M. 2011. Comparison of methane production between C3 and C4 grasses and legumes. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166-167, 59-64. doi:10.1016/j.anifeedsci.2011.04.003.
- BANNINK, A., VAN SCHIJNDEL, M.W. and DIJKSTRA, J. 2011. A model of enteric fermentation in dairy cows to estimate methane emission for the Dutch National Inventory Report using the IPCC Tier 3 approach. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167: 603–618.
- BELL, A.W., CHARMLEY, E., HUNTER, R.A. and ARCHER, J.A. 2011. The Australasian beef industries— Challenges and opportunities in the 21st century. *Anim. Front.* 1. <https://doi.org/10.2527/af.2011-0015>
- BLAXTER, K.L. 1964. *Metabolismo Energético de los Rumiantes*. Ed. Acribia, Zaragoza (España).
- BLAXTER, K.L. and CLAPPERTON, J.L. 1965. Prediction of the amount of methane produced by ruminants. *Brit. J. Nutr.* 19, 511.

- BODAS, R., LÓPEZ, S., FERNÁNDEZ, M., GARCÍA-GONZÁLEZ, R., RODRÍGUEZ, A.B., WALLACE, R.J. and GONZÁLEZ, J.S., 2008. *In vitro* screening of the potential of numerous plant species as antimethanogenic feed additives for ruminants. *Anim. Feed Sci. Technol.* 145, 245-258.
- BRAKER G. and CONRAD R. 2011. Diversity, structure, and size of N₂O-producing microbial communities in soil – what matters for their functioning? *Adv. Appl. Microbiol.* 75, 33–70.
- BROCK, D.T., SMITH, W.D. and MADIGAN, T.M. 1984. *Biology of microorganisms.*, 4th ed. Prentice-Hall Inc, Englewood Cliffs, NJ, USA:
- CAMBRA-LÓPEZ, M., GARCÍA-REBOLLAR, P., ESTELLÉS, F. y TORRES, A. 2008. Estimación de las emisiones de los rumiantes en España: El factor de conversión de metano. *Revisión bibliográfica. Arch. Zootec.* 57, 89-101.
- CANTET, J.M. 2017. Potencial metanogénico y eficiencia de digestión de forrajeras megatérmicas utilizadas en la alimentación de rumiantes. Buenos Aires.
- CANTET, J.M., COLOMBATTO, D. and JAURENA, G. 2015. Methane production and *in vitro* digestibility of low quality forages treated with a protease or a cellulase. *Anim. Prod. Sci.* 56, 1700-1706. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1071/AN14988>
- Capper, J.L., Cady, R.A. and Bauman, D.E. 2009. The environmental impact of dairy production: 1944 compared with 2007 The environmental impact of dairy production: 2160-2167. <https://doi.org/10.2527/jas.2009-1781>
- CHADWICK, D.R. 2005. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. *Atmospheric environment*, 39(4), 787-799.
- CHADWICK, D., SOMMER, S., THORMAN, R., FANGUEIRO, D., CARDENAS, L., AMON, B. and MISSELBROOK, T. 2011. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology*, 166, 514-531.
- CHAOKAUR, A., NISHIDA, T., PHAOWPHAISAL, I. and SOMMART, K. 2015. Effects of feeding level on methane emissions and energy utilization of Brahman cattle in the tropics. *Agric. Ecosyst. Environ.* 199, 225-230. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.09.014
- CIAIS P., SABINE C., BALA G., BOPP L., BROVKIN V., CANADELL J., CHHABRA A., DEFRIES R., GALLOWAY J., HEIMANN, M., JONES, C., LE QUÉRÉ, C., MYNENI, R.B., PIAO, S. and THORNTON, P. 2013. Carbon and Other Biogeochemical Cycles. *In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, eds. Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- CONANT, R.T., PAUSTIAN, K. and ELLIOTT, E.T. 2001. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecol. App.* 11, 343-355.
- CONRAD, R. 1996. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, NO). *Microbiol. Rev.* 60, 609-640.
- CZERKAWSKI, J.W. and CLAPPERTON, J.L., 1984. Fats as energy-yielding compounds in the ruminant diet, *In: Wiseman, J. (Ed.), Fats in animal nutrition.* Butterworths, London, Boston, pp. 249-263.
- De BLAS, C., GARCÍA REBOLLAR, P., CAMBRA LÓPEZ, M. y TORRES, A.G. 2008. Contribución de los rumiantes a las emisiones de gases con efecto invernadero, *In: Rebollar, P.G., de Blas, C., Mateos, G.G. (Eds.), XXIV Curso de especialización FEDNA - Avances en nutrición y alimentación animal.* Madrid (España), pp. 109-117.
- DEENMAN, K.L., BRASSEUR, G., CHIDTHAISONG, A., CIAIS, P., COX, P.M., DICKINSON, R.E., HAUGLUSTAIN, D., HEINZE, C., HOLLAND, E., JACOB, D., LOHMANN, U., RAMACHANDRAN, S., da SILVA DIAS, P.L., WOFYSY, S.C. and ZHANG, X. 2007. Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry, *In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.), Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA (2007), pp. 500-587.
- ECHEVERRÍA, H.E. y SAINZ ROZAS, H.R. 2005. Nitrógeno en el suelo, *In: Echevarría, H. E., García, F. (eds) Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos.* Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina. pp: 69-97.
- ECKARD, R.J., GRAINGER, C. and de KLEIN, C.A.M. 2010. Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. *Livest. Sci.* 130, 47-56.

- EPA, A. 2011. Inventory of US greenhouse gas emissions and sinks: 1990-2009. *US Environmental Protection Agency, Washington, DC.*
- FANGUEIRO, D., RIBEIRO, H., COUTINHO, J., CARDENAS, L., TRINDADE, H., CUNHA-QUEDA, C. and CABRAL, F. 2010. Nitrogen mineralization and CO₂ and N₂O emissions in a sandy soil amended with original or acidified pig slurries or with the relative fractions. *Biology and fertility of soils*, 46(4), 383-391.
- FIRESTONE, M.K. y DAVIDSON, E.A. 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. *In: Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*, ed. Andreae MO, Schimel DS, pp.7-21, Wiley, New York, NY.
- FLACHOWSKY, G. 2011. Carbon-footprints for food of animal origin, reduction potentials and research need. *J. Appl. Anim. Res.* 39, 2–14.
- FLECHARD, C.R., AMBUS, P., SKIBA, U., REES, R.M., HENSEN, A., VAN DEN POL, A., SOUSSANA, J.F., JONES M., CLIFTON-BROWN, J., RASCHI, A., HORVATH, L., VAN AMSTEL, A., NEFTEL, A., JOCHER, M., AMMANN, C., LEIFELD, J., FUHRER, J., CALANCA, P., THALMAN, E., PILEGAARD, K., DI MARCO, C., CAMPBELL, C., NEMITZ, E., HARGREAVES, K.J., LEVY, P., BALL, B.C., JONES, S., VAN DE BULK, W.C.M., GROOT, T., BLOM, M., DOMINGUES, R., GUNNINK, H., KASPER, G., ALLARD, V., JOLIVOT, D., CELLIER, P., LAVILLE, P., HENAU, C., BIZOUARD, F., ABDALLA, M., WILLIAMS, M., BARONTI, S., BERRETTI, F. and GROSZ, B. 2007. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agric. Ecosys. Environ.* 121, 135–152.
- FRANK, F., RICARD, F. y VIGLIZZO, E. 2014. Cambios en el uso de la tierra y emisión de gases invernadero, *In: Medina, C.P., Zubillaga, M. de las M., Taboada, M.A. (Eds.), Suelos, Producción Agropecuaria y Cambio Climático. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca Asociación Argentina de Producción animal (AAPA) Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo (AACs), Buenos Aires, pp. 322-333.*
- GERBER, P.J., STEINFELD, H., HENDERSON, B., MOTTET, A., OPIO, C., DIJKMAN, J., FALCUCCI, A. and TEMPIO, G., 2013. Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome (Italy).
- GILMANOV, T.G., AIRES, L., BARCZA, Z., BARON, V.S., BELELLI, L., BERINGER, J., BILLESBACH, D., BONAL, D., BRADFORD, J., CESCHIA, E., COOK, D., CORRADI, C., FRANK, A., GIANELLE, D., GIMENO, C., GRUENWALD, T., GUO, H., HANAN, N., HASZPRA, L., HEILMAN, J., JACOBS, A., JONES, M.B., JOHNSON, D.A., KIELY, G., LI, S., MAGLIULO, V., MOORS, E., NAGY, Z., NASYROV, M., OWENSBY, C., PINTER, K., PIO, C., REICHSTEIN, M., SANZ, M.J., SCOTT, R., SOUSSANA, J.F., STOY, P.C., SVEJCAR, T., TUBA, Z. and ZHOU, G. 2010. Productivity, respiration, and light-response parameters of world grassland and agroecosystems derived from flux-tower measurements. *Rangeland Ecol. Manage.* 63, 16-39.
- GRAINGER, C. and BEAUCHEMIN, K.A. 2011. Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production? *Anim. Feed Sci. Technol.* 166-167, 308-320. doi:10.1016/j.anifeedsci.2011.04.021
- HEGARTY, R.S. and NOLAN, J. V, 2007. Estimation of ruminal methane production from measurement of volatile fatty acid production, *In: Makkar, H.P.S., Vercoe, P.E. (Eds.), Measuring methane production from ruminants. Springer-FAO-IAEA, Dordrecht (The Netherlands), pp. 69-92.*
- HERRERO, M.A. y GIL, S. 2008. Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal. *Ecol. Austral* 18, 273-289.
- HINDRICHSEN, I.K., WETTSTEIN, H.R., MACHMUELLER, A. and KREUZER, M.K., 2006. Methane emission, nutrient degradation and nitrogen turnover in dairy cows and their slurry at different milk production scenarios with and without concentrate supplementation. *Agr. Ecosyst. Environ.*
- HÖRTNAGL, L., BARTHEL, M., BUCHMANN, N., EUGSTER, W., BUTTERBACH-BAHL, K., DÍAZ-PINÉS, E., ZEEMAN, M., KLUMPP, K., KIESE, R., BAHN, M., HAMMERLE, A., LU, H., LADREITER-KNAUSS, T., BURRI, S. and MERBOLD, L. 2018. Greenhouse gas fluxes over managed grasslands in Central Europe. *Global Change Biol.* DOI: 10.1111/gcb.14079
- HRISTOV, A.N., JOONPYO, O., LEE, C., MEINEN, R., MONTES, F., OTT, T., FIRKINS, J., ROTS, A., DELL, C., ADESOGAN, A., YANG, W., TRICARICO, J., KEBREAB, E., WAGHORN, G., DIJKSTRA, J. and OOSTING, S., 2013a. Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production – A review of technical options for non-CO₂ emissions. *FAO Animal Production and Health, Rome, Italy.*
- HRISTOV, A.N., OH, J., FIRKINS, J.L., DIJKSTRA, J., KEBREAB, E., WAGHORN, G., MAKKAR, H.P.S., ADESOGAN, A.T., YANG, W., LEE, C., GERBER, P.J., HENDERSON, B. and TRICARICO, J.M. 2013b. SPECIAL TOPICS —

- Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: I. A review of enteric methane mitigation options 1. *J. Anim. Sci.* 91, 5045-5069. doi:10.2527/jas2013-6583
- HÜTHER, L., SCHUCHARDT, F. and WILLKE, T. 1997. Emissions of ammonia and greenhouse gases during storage and composting of animal manures. *Ammonia and Odour Emissions from Animal Production Facilities*, 1, 327-334.
- IPCC, 2006. Intergovernmental Panel on Climate Change - Capitulo 10: Emisiones resultantes de la gestión del ganado y del estiércol, en: IPCC (Ed.), *Directrices para los inventarios nacionales GEI - V4 Chapter 10*. p. 10.1-10.91.
- JANZEN, H.H. 2004. Carbon cycling in earth systems -a soil science perspective. *Agric. Ecosyst. Environ.* 104, 399-417.
- JARVIS, S.C., LOVELL, R.D. and PANAYIDES, R. 1995. Patterns of methane emission from excreta of grazing animals. *Soil Biol. Biochem.* 27: 1581-1588.
- JAURENA, G., CANTET, J.M., ARROQUY, J.I., COLOMBATTO, D., PALLADINO, R.A., WAWRZKIEWICZ, M. and COLOMBATTO, D., 2015. Prediction of the Ym factor for livestock from on-farm accessible data. *Livest. Sci.* 177, 52-62. doi:10.1016/j.livsci.2015.04.009
- JENSEN, B.B. 1996. Methanogenesis in monogastric animals. *Environ. Mon. Assess.* 42, 99-112.
- JOBBÁGY, E.G. and JACKSON, R.B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. App.* 10, 423-436.
- JOHNSON, D.E., HILL, T.M., CARMEAN, B.R., LODMAN, D.W. and WARD, G.M. New perspectives on ruminant methane emissions, *In: Wenk C., Boessinger M. (Eds.), Energy Metabolism of Farm Animals*, ETH Zurich, Switzerland, 1991, pp. 376-379.
- JOHNSON, K., HUYLER, M., WESTBERG, H. and LAMB, B. 1994. Measurement of methane emissions from ruminant livestock using a SF6 tracer technique. *Environ. Sci. Technol.* 28, 359-362.
- JOHNSON, K.A. and JOHNSON, D.E., 1995. Methane emissions from cattle. *J. Anim. Sci.* 73, 2483-2492.
- JONES, C.M., GRAF, D.R.H., BRU, D., PHILIPPOT, L. and HALLIN, S. 2013. The unaccounted yet abundant nitrous oxide-reducing microbial community: a potential nitrous oxide sink. *ISME J.* 7, 417-426.
- JONES, S.K., HELFTER, C., ANDERSON, M., COYLE, M., CAMPBELL, C., FAMULARI, D., Di MARCO, C., van DIJK, N., TANG, Y.S., TOPP, C.F.E., KIESE, R., KINDLER, R., SIEMENS, J., SCHRUMPF, M., KAISER, K., NEMITZ, E., LEVY, P.E., REES, R.M., SUTTON, M.A. and SKIBA, U.M. 2017. The nitrogen, carbon and greenhouse gas budget of a grazed, cut and fertilized temperate grassland. *Biogeosci.* 14, 2069-2088.
- KLEIN, R.J.T., HUQ, S., DENTON, F., DOWNING, T.E., RICHEL, R.G., ROBINSON, J.B. and TOTH, F.L., 2007. Interrelationships between adaptation and mitigation, *In: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., Linden, P.J. van der, Hanson, C.E. (Eds.), Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge (UK), pp. 745-777. <https://doi.org/10.1007/s10584-015-1395-1>.
- KLUSMEYER, T.H., FITZGERALD, A.C., FABELLAR, A.C., BALLAM, J.M., CADY, R.A. and VICINI, J.L. 2009. Effect of recombinant bovine somatotropin and a shortened or no dry period on the performance of lactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 92, 5503-5511.
- KNAPP, J.R., LAUR, G.L., VADAS, P.A., WEISS, W.P. and TRICARICO, J.M. 2014. Invited review: Enteric methane in dairy cattle production: quantifying the opportunities and impact of reducing emissions. *J. Dairy Sci.* 97. doi:10.3168/jds.2013-7234
- KRISTENSEN, T., MOGENSEN, L., KNUDSEN, M.T. and HERMANSEN, J.E. 2011. Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livest. Sci.* 140, 136-148. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.002>
- LAL, R. 2011. Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. *Food Pol.* 36, S33-S39.
- LATHAM, J., CUMANI, R., ROSATI, I. and BLOISE, M. 2014. Global Land Cover SHARE (GLC-SHARE) database. Beta-Release Version 1.0. http://www.glc.org/downloads/prj/glcshare/GLC_SHARE_beta_v1.0_2014.pdf
- Le QUÉRE, C., ANDREW, R.M., CANADELL, J.G., SITCH, S., KORSBAKKEN, J.I., PETERS, G.P., MANNING, A.C., BODEN, T.A., TANS, P.P., HOUGHTON, R.A., KEELING, R.F., ALIN, S., ANDREWS, O.D., ANTHONI, P., BARBERO, L., BOPP, L., CHEVALLIER, F., CHINI, L.P., CIAIS, P., CURRIE, K., DELIRE, C., DONEY, S.C., FRIEDLINGSTEIN, P., GKRTZALIS, T., HARRIS, I., HAUCK, J., HAVERD, V., HOPPEMA, M., GOLDEWIJK, K.K., JAIN, A.K., KATO, E., KÖRTZINGER, A., LANDSCHÜTZER, P., LEFÈVRE, N., LENTON, A., LIENERT, S., LOMBARDOZZI, D., MELTON, J.R., METZL, N., MILLERO, F., MONTEIRO, P.M.S., MUNRO, D.R., NABEL,

- J.E.M.S., NAKAOKA, S., O'BRIEN, K., OLSEN, A., OMAR, A.M., ONO, T., PIERROT, D., POULTER, B., RÖDENBECK, C., SALISBURY, J., SCHUSTER, U., SCHWINGER, J., SÉFÉRIAN, R., SKJELVAN, I., STOCKER, B.D., SUTTON, A.J., TAKAHASHI, T., TIAN, H., TILBROOK, B., van der LAAN-LUIJKX, I.T., van der WERF, G.R., VIOVY, N., WALKER, A.P., WILTSHIRE, A.J. and ZAEHLE, S. 2016. Global Carbon Budget 2016. *Earth Syst. Sci. Data*, 8, 605–649.
- McCAUGHEY, W.P., WITTENBERG, K., CORRIGAN, D., CANADA, A., BOX, P.O.A. and RA, C., 1997. Methane production by steers on pasture. *Can. J. Anim. Sci.* 519-524.
- MISSELBROOK, T. H., WEBB, J., CHADWICK, D. R., ELLIS, S. and PAIN, B.F. 2001. Gaseous emissions from farm hard standings. *Atmospheric Environment*, 35, 5331-5338.
- MOSIER, A.R., DUXBURY, J.M., FRENEY, J.R., HEINEMEYER, O. and MINAMI, K. 1998. Assessing and mitigating N₂O emissions from agricultural soils. *Clim. Change* 40, 7-38.
- NEWBOLD, C.J., WALLACE, R.J., WATT, N.D. and RICHARDSON, A.J. 1988. The effect of the novel ionophore tetronasin (ICI 139603) on ruminal microorganisms, *Appl. Environ. Microbiol.* 54: 544–547.
- PALMQUIST, D.L. and JENKINS, T.C. 1980. Fat in lactation rations. *Review. J. DairySci.* 63, 1.
- POST, W.M., EMANUEL, W.R., ZINKE, P.J. and STANGENBERG, A.G. 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature* 298, 156-159.
- POWLSON, D.S., GREGORY, P.J., WHALLEY, W.R., QUINTON, J.N., HOPKINS, D.W., WHITMORE, A.P., HIRSCH, P.R. and GOULDING, K.W.T. 2011. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. *Food Pol.* 36, S72-S87.
- ROCHETTE, P., ANGERS, D.A., CHANTIGNY, M.H. and BERTRAND, N. 2008. Nitrous oxide emissions respond differently to no-till in a loam and a heavy clay soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72, 1363-1369.
- SCHIMMEL, J.P. and SCHAEFFER, S.M. 2012. Microbial control over carbon cycling in soil. *Front. Microbiol.* 3, 348.
- SCHMITT, M., BAHN, M., WOHLFAHRT, G., TAPPEINER, U. and CERNUSCA, A. 2010. Land use affects the net ecosystem CO₂ exchange and its components in mountain grasslands. *Biogeosci.* 7, 2297-2309.
- SCHULZE, E.D., LUYSSAERT, S., CIAIS, P., FREIBAUER, A., JANSSENS, I.A., SOUSSANA, J.F., SMITH, P., GRACE, J., LEVIN, I., THIRUCHITTAMPALAM, B., HEIMANN, M., DOLMAN, A.J., VALENTINI, R., BOUSQUET, P., PEYLIN, P., PETERS, W., RÖDENBECK, C., ETIOPE, G., VUICHARD, N., WATTENBACH, M., NABUURS, G.J., POUSSI, Z., NIESCHULZE, J., GASH, J.H. and the CarboEurope Team. 2009. Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. *NatureGeosci.*, 2, 842–850.
- SECRETARÍA DE AMBIENTE Y DESARROLLO SUSTENTABLE DE LA NACIÓN. 2015. Tercera comunicación nacional de la republica argentina a la convención marco de las Naciones Unidas sobre el cambio climático.
- SERRANO-SILVA, N., SARRIA-GUZMÁN, Y., DENDOOVEN, L. and LUNA-GUIDO, M. 2014. Methanogenesis and methanotrophy in soil: a review. *Pedosphere* 24, 291-307.
- SHIBATA, M., TERADA, F., IWASAKI, K., KURIHARA, M. and NISHIDA, T. 1992. Methane production in heifers, sheep and goats consuming various hay-concentrate ratios. *Anim. Feed Sci. Technol.* 63, 1221-1227.
- SHIBATA, M. and TERADA, F. 2010. Factors affecting methane production and mitigation in ruminants. *Anim. Sci. J.* 81, 2-10. doi:10.1111/j.1740-0929.2009.00687.x
- SKIBA, U., JONES, S.K., DREWER, J., HELFTER, C., ANDERSON, M., DINSMORE, K., MCKENZIE, R., NEMITZ, E. and SUTTON, M.A. 2013. Comparison of soil greenhouse gas fluxes from extensive and intensive grazing in a temperate maritime climate. *Biogeosci.* 10, 1231-1241.
- SMITH, K.A. and CONEN, F. 2004. Impacts of land management on fluxes of trace greenhouse gases. *Soil Use Manag.* 20, 255–263.
- SOMMER, S.G., PETERSEN, S.O., SØRENSEN, P., POULSEN, H.D. and MØLLER, H.B. 2007. Methane and carbon dioxide emissions and nitrogen turnover during liquid manure storage. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78(1), 27-36.
- SOUSSANA, J.F., LOISEAU, P., VUICHARD, N., CESCHIA, E., BALESSENT, J., CHEVALLIER, T. and ARROUAYS, D. 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use Manage.* 20, 219-230.
- SOUSSANA, J.F., ALLARD, V., PILEGAARD, K., AMBUS, P., AMMAN, C., CAMPBELL, C., CESCHIA, E., CLIFTON-BROWN, J., CZOBEL, S., DOMINGUES, R., FLECHARD, C., FUHRER, J., HENSEN, A., HORVATH, L., JONES, M., KASPER, G., MARTIN, C., NAGY, Z., NEFTEL, A., RASCHI, A., BARONTI, S., REES, R.M., SKIBA, U., STEFANI, P.,

- MANCA, G., SUTTON, M., TUBA, Z. and VALENTINI, R. 2007. Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites, *Agr. Ecosyst. Environ.*, 121, 121–134.
- STEINFELD, H., GERBER, P., WASSENAAR, T., CASTEL, V., ROSALES, M. and De HAAN, C. 2006. Livestock's Long Shadow, Organization. <https://doi.org/10.1007/s10666-008-9149-3>
- STOCKMANN, U., ADAMS, M., CRAWFORD, J.W., FIELD, D.J., HENAKAARCHCHI, N., JENKINS, M., MINASNY, B., de REMY de COURCELLES, V., SINGH, K., WHEELER, I., ABBOTT, L., ANGERS, D., BALDOCK, J., BIRD, M., BROOKES, P.C., CHENU, C., JASTROW, J., LAL, R., LEHMANN, C.J., O'DONNELL, A.G., PARTON, W.J., WHITEHEAD, D. and ZIMMERMANN, M. 2013. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 164, 80-99.
- TAVENDALE, M.H., MEAGHER, L.P., PACHECO, D., WALKER, N., ATTWOOD, G.T. and SIVAKUMARAN, S. 2005. Methane production from *in vitro* rumen incubations with *Lotus pedunculatus* and *Medicago sativa*, and effects of extractable condensed tannin fractions on methanogenesis. *Anim. Feed Sci. Technol.*, 123–124, pp. 403-419.
- TABOADA, M.A. y COSENTINO, V.R.N. 2014. Capítulo 8. Emisiones Gases de Efecto Invernadero (GEI). Participación de la Agricultura a Nivel Global y del País, *In: Suelos, Producción Agropecuaria y Cambio Climático*. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca IICA - Instituto Interamericano de Cooperación Agrícola, Buenos Aires (Argentina), pp. 110-127.
- TAKAHASHI, M. 2002. Nutritional manipulation of methane emission from ruminants, *In: Takashi, J. (Ed.), Greenhouse gases and animal agriculture*. Proceedings of the 1st International Conference on Greenhouse Gases and Animal Agriculture. Elsevier, Holanda.
- THORMAN, R.E., HANSEN, M.N., MISSELBROOK, T.H. y SOMMER, S. G. 2008. Algorithm for estimating the crop height effect on ammonia emission from slurry applied to cereal fields and grassland. *Agronomy for sustainable development*, 28(3), 373-378.
- Van KESSEL, J.B. and RUSSELL, J.A.S. 1996. The effect of pH on ruminal methanogenesis. *FEMS Microbiology Lett.* 20, 205-210.
- Van KESSEL, J.S. and RUSSEL, J.B. 1997. The endogenous polysaccharide utilization rate of mixed ruminal bacteria and the effect on ruminal fermentation rates. *J. Dairy Sci.* 80, 2442-2448.
- Van NEVEL, C.J. and DEMEYER, D.I. 1992. Influence of antibiotics and a deaminase inhibitor on volatile fatty acids and methane production from detergent washed hay and soluble starch by rumen microbes *in vitro*, *Anim. Feed Sci. Technol.* 37 (1992) 21–31.
- Van NEVEL, C.J. and DEMEYER, D.I. 1995. Feed additives and other interventions for decreasing methane emissions, *In: Wallace R.J., Chesson A. (Eds.), Biotechnology in Animal Feeds and Animal Feeding*, VCH, Weinheim, pp. 329–349.
- Van SOEST, P.J. 1994. Nutritional ecology of the ruminant, 2nd ed. Comstock Publishing Associates, Cornell University Press, Ithaca and London.
- VILLARINO, S.H., STUDDERT, G.A., LATERRA, P. and CENDOYA, M.G. 2014. Agricultural impact on soil organic carbon content: testing the IPCC carbon accounting method for evaluations at county scale. *Agric. Ecosyst. Environ.* 185, 118-132.
- WANG, W., TIAN, W., DHOMSE, S., XIE, F., SHU, J. and AUSTIN, J. 2014. Stratospheric ozone depletion from future nitrous oxide increases. *Atmos. Chem. Phys.* 14, 12967-12982.
- WATANABE, T., OSADA, T., YOH, M. and TSURUTA, H. 1997. N₂O and NO emissions from grassland soils after the application of cattle and swine excreta. *Nutrient cycling in Agroecosystems*, 49(1-3), 35-39.
- WEBB, J. and MISSELBROOK, T.H. 2004. A mass-flow model of ammonia emissions from UK livestock production. *Atmospheric environment*, 38(14), 2163-2176.
- YAMULKI, S. 2006. Effect of straw addition on nitrous oxide and methane emissions from stored farmyard manures. *Agriculture, Ecosystems y Environment*, 112(2-3), 140-145.
- ZHANG, L., GUO, H., JIA, G., WYLIE, B., GILMANOV, T., HOWARD, D., JI, L, XIAO, J., LI, J., YUAN, W., ZHAO, T., CHEN, S., ZHOU, G. and KATO, T. 2014. Net ecosystem productivity of temperate grasslands in northern China: an upscaling study. *Agric. For. Meteorol.* 184, 71-81.