

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA

EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN SISTEMAS
DE CRÍA VACUNA DEL URUGUAY

por

Gonzalo Mauricio BECOÑA LOPEZ

TESIS presentada como uno de los
requisitos para obtener el título de
Magister en Ciencias Agrarias
opción Ciencias Animales

MONTEVIDEO

URUGUAY

Diciembre de 2012

Tesis aprobada por el tribunal integrado por el Ing. Agr. Pablo Soca, Dr. Walter Baethgen y Dr. Hermes Morales el 27 de Diciembre de 2012. Autor: Gonzalo Becoña Lopez. Director: Dr. Valentín Picasso, Co-directora: Dr. Laura Astigarraga.

AGRADECIMIENTOS

Al Centro Interdisciplinario de Respuesta al Cambio y Variabilidad Climática de la Universidad de la República, por el apoyo financiero otorgado. A la Universidad de la República Oriental de Uruguay y en particular al Departamento de Producción Animal y Pasturas por brindarme la posibilidad de ampliar mis conocimientos y crecimiento personal. A los Ingenieros Agrónomos Valentín Picasso y Laura Astigarraga, por haber dirigido este trabajo, y haber contribuido al desarrollo profesional con sus críticas siempre bien intencionadas.

Al Instituto Plan Agropecuario, que desde siempre ha apostado al crecimiento intelectual de sus técnicos, dando libertad en la elección de la temática. A todos mis compañeros de trabajo de la Institución por el apoyo incondicional durante estos años y en particular a Carlos Molina, Francisco Dieguez, Valentín Taranto, Esteban Montes, Ricardo Ferro, Marcelo Pereira, Danilo Bartaburu, Alejandro Saravia, Marcos Martínez, Pablo de Souza, Santiago Lombardo, Rómulo Cesar, Nicolas Scarpitta y Santiago Barreto por suministrar información esencial para esta investigación. A Hermes Morales y Alfredo Irigoyen por haber impulsado y apoyado incondicionalmente este proceso de aprendizaje.

A todos los productores que comparten su valiosa información económica y productiva de sus establecimientos al Instituto Plan Agropecuario.

A los compañeros de posgrado Yoana Dini, Carolina Lizarralde, Pablo Modernel y Laura Caorsi por sus contribuciones y apoyo en este proceso. A Luis Ordeig por siempre disponer de tiempo para realizar contribuciones. Al jurado compuesto por: Pablo Soca, Hermes Morales, Amabelia del Pino y Ana Espasandín por sus aportes, y críticas.

Pero sobre todo agradezco a mi familia, y fundamentalmente a Pía mi compañera de la vida y a mis hijos Felipe, Agustín y Francisco, por haberme prestado su valioso tiempo que reste de compartir y bancarme en todo momento. Sin ellos este nuevo logro no hubiera sido posible.

TABLA DE CONTENIDOS

	Página
PÁGINA DE APROBACIÓN.....	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
RESUMEN.....	VI
SUMMARY.....	VII
1. INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES	8
1.1 FUNDAMENTACIÓN	8
1.2 EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO Y HUELLA DE CARBONO EN SISTEMAS GANADEROS	11
1.2.1 Gases de efecto invernadero	11
1.2.2 Emisiones de GEI en sistemas ganaderos.....	12
1.2.3 Opciones para la mitigación de las emisiones de GEI en el sector agropecuario	17
1.2.4 Metodologías y medición de GEI en sistemas ganaderos.....	19
1.2.5 Estudios de huella de carbono a nivel nacional	23
1.3 CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LA CRÍA VACUNA EN URUGUAY	25
1.4 HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	27
2. GREENHOUSE GAS EMISSIONS OF URUGUAYAN BEEF COW-CALF SYSTEMS.....	29
2.1 INTRODUCTION.....	30
2.2 MATERIALS AND METHODS	31
2.2.1 System boundaries and functional unit.....	31
2.2.2 Data collection and description of case study farms.....	32
2.2.3 Coefficients and equations for GHG emissions.....	35
2.2.4 Statistical analyses	38
2.3 RESULTS.....	39
2.3.1 GHG emissions from cow-calf systems.....	39
2.3.2 Variables related to Carbon Footprint	40
2.3.3 Cluster analyses	41

2.4 DISCUSSION	44
2.4.1 GHG emissions from cow-calf systems.....	44
2.4.2 Variables related with Carbon Footprint	46
2.4.3 Cluster analyses	46
2.5 IMPLICATIONS AND CONCLUSIONS	48
2.6 REFERENCES.....	49
3. DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES GLOBALES	55
4. BIBLIOGRAFÍA	59

RESUMEN

La demanda global de alimentos se incrementará en las próximas décadas, a la vez que la preocupación por la sustentabilidad ambiental de los sistemas de producción animal. El sector ganadero (y mayoritariamente la fase de cría) explica más del 70% de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) del Uruguay. Utilizando las guías de cálculo del Panel Intergubernamental en Cambio Climático (IPCC) y coeficientes técnicos de bibliografía nacional se analizaron las emisiones de GEI de 23 sistemas reales criadores del Uruguay. Las emisiones en promedio fueron 33,2 kg CO₂-e/kg ternero destetado con un rango de 20,7 a 52,0. Este amplio rango indica que el valor promedio de emisiones de la cría vacuna a nivel país no refleja la diversidad de sistemas existentes. Las emisiones de metano (CH₄) provenientes de la fermentación ruminal representan en promedio 74% del total. La performance animal y alimentación son las principales determinantes de la intensidad de las emisiones de GEI en sistemas criadores. Estas emisiones mostraron correlaciones altas (entre 0,60 y 0,64) con % de marcación, peso de ternero destetado por vaca entorada, % digestibilidad y % proteína cruda. Los sistemas que maximizaron la producción de forraje por hectárea, mejoraron los indicadores productivos y presentaron menores emisiones de GEI por unidad de producto. Esto indica que existen prácticas de manejo adoptadas por algunos productores tales como mejoramiento de pasturas naturales o manejo del pastoreo, entre otras, que influirían directamente sobre la performance animal, reduciendo la intensidad de emisiones de GEI del sistema criador y por ende, en toda la cadena cárnica.

Palabras clave: cría vacuna, gases efecto invernadero, huella carbono, Uruguay

GREENHOUSE GAS EMISSIONS OF URUGUAYAN BEEF COW-CALF SYSTEMS

SUMMARY

Global demand for food will increase in the coming decades, as well as concerns about the environmental sustainability of animal production systems. Uruguay as agricultural exporter country explains over 70% of its emissions of greenhouse gases (GHG) through the livestock sector, with high incidence of cow-calf phase. Using calculation guidelines from Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) and national technical coefficients we analyzed GHG's emissions from 23 real cow-calf systems in Uruguay. The average emissions were 33.2 kg CO₂-e/kg weaning calf with a range between 20.7 to 52.0. This wide range suggests that the average value of emissions does not reflect the diversity of cow-calf systems existing in Uruguay. Methane (CH₄) from enteric fermentation represents on average 74% of the total emissions. Animal performance and feeding aspects are the main determinants of the GHG emissions intensity in cow-calf systems. These emissions showed high correlations (between 0.60 and 0.64) with % weaning, weaning weight per served cow, % digestibility, and % crude protein. The systems that maximized dry matter production per hectare increased their animal performance resulting in lower GHG emissions per unit of output. These results indicate that there are management practices adopted by some farmers such as overseeding legumes on grasslands or improving grazing management, among others, which have direct effect on animal performance, reducing GHG emissions intensity in cow-calf systems and therefore, in entire beef industry.

Keywords: Cow-calf system, Greenhouse Gases, Carbon footprint, Uruguay

1. INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES

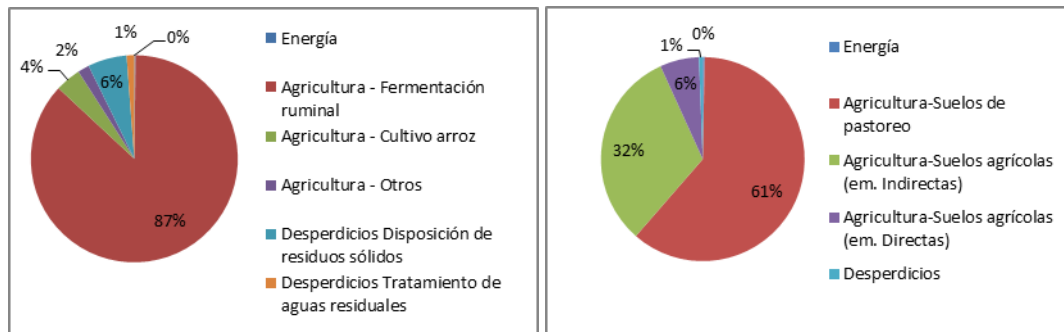
1.1 FUNDAMENTACIÓN

En los últimos años, la preocupación internacional por las consecuencias adversas del cambio climático ha venido creciendo. El Panel Intergubernamental en Cambio Climático (IPCC, 2007) ha impulsado a las organizaciones e instituciones a profundizar su conocimiento respecto a los gases de efecto invernadero (GEI) y su dinámica (Schneider y Samaniego, 2010). Estos gases absorben la radiación infrarroja emitida desde la superficie terrestre, generando el incremento de la temperatura global (IPCC, 2001; MVOTMA, 2003). Durante el siglo pasado la temperatura media global de la superficie aumentó cerca de $0,6 \pm 0,2$ °C. Este efecto de calentamiento global es componente central del cambio climático y es en parte resultado del incremento en las concentraciones de los GEI en la atmósfera debido principalmente a las actividades humanas (IPCC, 2001). En base a modelos climáticos, se ha estimado que de no tomarse acciones para mitigar la tasa de emisión de GEI, la temperatura media global se incrementará entre $1,4$ °C a $5,8$ °C durante el presente siglo (IPCC, 2001).

El dióxido de carbono (CO_2) es el principal GEI de origen antropogénico a nivel mundial (IPCC, 2007). Un reciente estudio de la FAO, determinó que la producción animal es responsable del 18% de las emisiones de GEI, el 37% de las emisiones de metano (CH_4) principalmente por la digestión de rumiantes y el 65% de las emisiones de óxido nitroso (N_2O) generada principalmente por el estiércol (Steinfeld et al., 2006). Esto ha determinado un incremento en la atención en las cadenas de producción de alimentos y sus impactos ambientales: contribución de las emisiones de GEI al calentamiento global y enriquecimiento de nutrientes en las aguas (Ledgard et al., 2004). A su vez el sector agropecuario tiene como desafío contribuir a la alimentación de una población mundial en aumento, que se estima llegará a los 9,2 millones para el 2075. En este marco las emisiones de GEI son complejas y heterogéneas y la implementación de

medidas de manejo apropiadas en los sistemas de producción pueden proveer de oportunidades de mitigación (FAO, 2009).

Figura 1. Emisiones de metano y óxido nitroso (2004), por sector y subsector para el Uruguay (DINAMA, 2010).



En Uruguay, según el último Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero, aproximadamente el 80% de las mismas provienen de la agricultura, y en particular de la ganadería, donde el aporte del CH₄ y el N₂O representan el 56 y 30% respectivamente de las emisiones globales. Estas provienen fundamentalmente de la fermentación ruminal en el caso del metano y producto de la excreta animal en el óxido nitroso (Figura 1, DINAMA, 2010). Cuantificar las emisiones de GEI en los sistemas de producción permite comparar las cantidades emitidas entre sistemas de producción, analizar los factores que intervienen en los procesos y cuáles de sus componentes influyen de manera más significativa.

La “Huella de Carbono” es un indicador para comprender la dinámica de los GEI relacionados a los procesos productivos, o consumo de bienes y servicios de los seres humanos (Schneider y Samaniego, 2010). La Huella de Carbono refiere a las “emisiones totales de gases invernadero (expresada como CO₂-equivalente), de una unidad de producto a través de todo su ciclo de vida, desde producción de materias primas hasta disposición del producto terminado, excluyendo las emisiones por uso del producto” (BSI, 2008). En varios productos agropecuarios, al menos un 70% de la Huella de

Carbono se genera dentro de la explotación, hasta la “portera del establecimiento” (Ledgard et al., 2011).

A nivel internacional existen varios modelos para estimar la Huella de Carbono, con parámetros y supuestos que difieren generalmente entre países (Schneider y Samaniego, 2010). No existe una normativa de acuerdo internacional, y hay diferencias en la utilización de factores de emisión y metodologías entre países. No obstante, existe consenso en que conocer la Huella de Carbono permitiría identificar rutas para controlar, reducir o mitigar las emisiones.

Los estudios consultados sustentan las estimaciones en sistemas modelados, basados en: resultados estadísticos de producción y alimentación (Beauchemin et al., 2010), consultas a especialistas (Pelletier, et al. 2010; Veysset et al., 2010; Stewart et al., 2009) o sistemas típicos nacionales (Ogino et al., 2007; Casey y Holden, 2006). Al constatar que la principal fuente de emisiones proviene del CH₄ de la fermentación ruminal, la mayoría de los trabajos hacen énfasis en aspectos cuali-cuantitativos de la dieta. No obstante, Beauchemin et al. (2011) plantean que mejoras en prácticas de manejo animal que logran aumentos de producción tales como: incrementos en los terneros destetados, mejoras en la calidad de las pasturas o mejoras en la fertilidad del rodeo, pueden reducir la intensidad en las emisiones de GEI por unidad de producto. Sin embargo, las estimaciones de los sistemas ganaderos reales, teniendo en cuenta las complejas interacciones entre la producción forraje, manejo y el desempeño reproductivo que se producen en sistemas reales son escasos en la literatura (por ejemplo, Edwards-Jones et al., 2009). Por lo tanto, para evaluar las opciones prácticas de mitigación a nivel de establecimientos, los estudios sobre la Huella de Carbono en sistemas reales son necesarios.

En Uruguay la industria de la carne es una de las actividades de mayor valor económico, social y ambiental. En particular la cría vacuna ocupa 54% de la superficie agropecuaria nacional, y se ha caracterizado históricamente por bajos indicadores de

eficiencia productiva tales como porcentaje marcación y bajos pesos al destete (DIEA, 2010). Esto permite suponer que la cría vacuna tiene más peso en la Huella de Carbono de la carne a nivel nacional, y en la cual los bajos indicadores productivos podrían incidir de forma importante. Por esta razón, este estudio pretende determinar en qué medida los indicadores productivos pueden incidir en las estimaciones de Huella de Carbono de la fase criadora, tomando en consideración las interacciones existentes en sistemas reales.

A tales efectos este trabajo de tesis procura confeccionar una herramienta de estimación de Huella de Carbono para las condiciones nacionales de sistemas de cría vacuna. También pretende analizar las fuentes de emisiones de GEI en 23 establecimientos criadores en el Uruguay. Finalmente se evaluarán las variables productivas que se asocian a las emisiones de GEI para identificar posibles caminos de reducción de la Huella de Carbono.

1.2 EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO Y HUELLA DE CARBONO EN SISTEMAS GANADEROS

1.2.1 Gases de efecto invernadero

El efecto invernadero es un fenómeno por el cual algunos gases componentes de la atmósfera (vapor de agua, dióxido de carbono, metano, óxido nitroso y los clorofluorocarbonos), retienen radiación de onda larga emitida por la superficie de la tierra e irradian parte de la misma a la superficie de la tierra, evitando que se pierda al espacio. La absorción de esta energía en la tropósfera permite la vida en la tierra tal cual la conocemos, porque en ausencia de este efecto, la temperatura promedio podría ser 30°C más baja (White, 2006).

El vapor de agua, es el gas que se encuentra en mayor proporción y se le atribuye un 70% del efecto invernadero. Se produce de forma natural y los seres humanos

difícilmente pueden modificar su concentración. Para los demás gases se han registrado incrementos en las emisiones, debido a las actividades antropogénicas (humanas) desde la Revolución Industrial en el Siglo XVIII, que han incidido significativamente en el efecto invernadero (White, 2006). Estos gases cuya concentración atmosférica es modificada por las actividades antrópicas: dióxido de carbono, metano y óxido nitroso, generan aproximadamente el 50%, 18% y 6% respectivamente del calentamiento global (IPCC, 2006).

La persistencia en la atmósfera y el potencial de absorción y reflexión de radiación infrarroja para cada GEI es diferente (IPCC, 2006) lo cual determina diferente Potencial de Calentamiento Global (IPCC, 2001). El PCG es un índice que aproxima el efecto de calentamiento en el tiempo de una masa unitaria de un determinado gas de efecto invernadero en la atmósfera actual, en relación con la del CO₂ (IPCC, 2001). Los valores de PCG para el CO₂, CH₄, y N₂O son 1, 25 y 298, respectivamente (IPCC, 2006). Estos valores representan el potencial de calentamiento de cada gas con respecto al CO₂. El PCG se utiliza para transformar los valores de concentración de estos gases a CO₂ equivalentes y permitir su comparación (IPCC, 2001).

1.2.2 Emisiones de GEI en sistemas ganaderos

Los sistemas ganaderos emiten metano, dióxido de carbono y óxido nitroso (Clark, 2009), vinculadas al manejo animal, la alimentación, actividades relacionadas al cambio de uso del suelo, el transporte, uso de energía, etc. (FAO, 2009). Según el IPCC (2006), las emisiones de GEI en los sistemas ganaderos se deben principalmente a las siguientes categorías de fuentes:

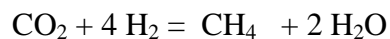
- a. Emisiones de CH₄ procedentes de la fermentación entérica del ganado bovino.
- b. Emisiones de CH₄ y N₂O procedentes del manejo del estiércol.

- c. Emisiones directas de N₂O procedentes del manejo del suelo.
- d. Emisiones de CO₂ procedentes de la utilización de combustibles fósiles debido al uso de maquinaria y equipo agrícola en el predio.
- e. Emisiones de CO₂ procedentes de los cambios de uso de la tierra.

A continuación se describen los procesos biológicos relacionados con las emisiones de metano, óxido nitroso y dióxido de carbono en sistema ganadero.

1.2.2.1 Metano

Las emisiones de metano se producen por la fermentación entérica en el rumen (95%) y por el excremento (menos del 5%), (Clark et al. 2005). La mayoría del metano, se produce a partir de la digestión de los alimentos a nivel del rumen, el cual se emite por eructación. En el rumen existen microorganismos que digieren y fermentan los alimentos consumidos. En particular los microorganismos metanogénicos (formadores de metano) se ven favorecidos cuando las dietas contienen mayor concentración de fibras (carbohidratos estructurales). La digestión en el rumen produce como resultado ácidos grasos volátiles (mayormente ácido acético, compuesto orgánico de 2 carbonos), CO₂, H₂, amonio y calor. En el último paso del proceso el CO₂ en el rumen se reduce en CH₄ utilizando el H₂ como fuente de energía, según la ecuación (Van Soest, 1994):



En definitiva el metano deriva de la digestión de la materia orgánica de las plantas, por lo que la producción de CH₄ está ligada a la cantidad digerida (Pinares-Patiño et al., 2009). Cuando las dietas tienen un mayor contenido de almidón (por ejemplo granos de maíz, sorgo, trigo, etc.), favorecen el desarrollo de bacterias que producen ácido propiónico (compuesto orgánico de 3 carbonos) frente a las metanogénicas, disminuyendo la producción de metano. Por lo tanto el tipo de dieta y el nivel de consumo son los factores que determinan el tipo y cantidad de sustrato

disponible para la fermentación ruminal y son por tanto los principales factores que inciden en la emisión de metano (Pinares-Patiño et al., 2003). Las emisiones de metano se expresan como el porcentaje de la energía bruta que se emite como gas respecto a la que es consumida. Por ejemplo, este valor del factor de conversión del metano (Y_m) para pasturas de baja calidad como campo natural puede estar en el rango de 6,5 a 8%, para una pradera entre 6 y 7% (Waghorn y Clark, 2006) y para los granos alrededor de 3% (Johnson y Johnson, 1995; IPCC, 2006). Recientes investigaciones a nivel nacional conducidas por la Facultad de Agronomía – UDELAR han determinado que en el caso de dos pasturas implantadas contrastantes con 60% de leguminosas o con 75% de gramíneas las emisiones de CH_4 representaron 6,6% de la Energía Bruta consumida (Dini et al., 2011). Por último, las emisiones de metano derivadas del estiércol de animales en pastoreo, son despreciables ya que el estiércol se encuentra en condiciones aeróbicas y se seca rápidamente. En condiciones de confinamiento, y en piletas anaeróbicas para el tratamiento de efluentes, las mismas adquieren mayor relevancia.

1.2.2.2 Óxido Nitroso

Las emisiones de óxido nitroso procedentes de origen agropecuario son el resultado de los procesos biológicos de desnitrificación y la nitrificación en suelo y zonas anegadas (Smeaton, 2007) y especialmente relacionado al efecto de las deyecciones de orina. Las altas tasas de emisiones de N_2O observadas en zonas de pastoreo se encuentran asociadas a excrementos animales en el suelo en condiciones anaeróbicas, como consecuencia de la compactación del suelo por pisoteo (Luo et al., 2009). El proceso de desnitrificación es la reducción biológica del nitrato (NO_3) bajo condiciones anaeróbicas, hacia la forma gaseosa del nitrógeno (N_2), siendo el óxido nitroso (N_2O) un intermediario obligatorio (Pinares-Patiño et al. 2009). En sistemas pastoriles la desnitrificación es la fuente primaria de emisiones de N_2O (de Klein et al. 2008).



La nitrificación es la oxidación biológica del amonio (NH_4) en condiciones aeróbicas, hacia la forma de nitrito (NO_2), o nitrato (NO_3), siendo el N_2O un subproducto. En sistemas de pastoreo, la desnitrificación en el suelo es la primer fuente de óxido nitroso, y es más alta cuando existe nitrato disponible en el suelo y carbono orgánico como agente reductor (Pinares-Patiño et al., 2009). La nitrificación es un proceso menos importante, pero igualmente los productos de este proceso pueden aumentar las concentraciones de nitrato en el suelo y es necesario para que exista posteriormente la desnitrificación.

La mayor causa de emisiones de N_2O en el sector agropecuario se debe a la aplicación de fertilizantes nitrogenados y el efecto del excremento animal (Storey, 1997 cit. Johnson et al., 2007). En sistemas pastoriles la orina es la principal fuente de emisión de N_2O , es decir 1,5% $\text{N}_2\text{O-N}$ comparado con 0,2% de la materia fecal (de Klein et al., 2008). En cuanto a las fertilizaciones nitrogenadas en nuestras condiciones estas no representan una fuente de emisión importante, ya que los volúmenes que se utilizan en sistemas ganaderos son de escasa magnitud; pero en sistemas más intensivos donde se aplican grandes cantidades (aprox. 200 kg urea/ha), las emisiones pueden representar entre un 10 -15% (de Klein et al., 2008).

En sistemas pastoriles existe otra fuente como lo es el aporte de las leguminosas a través de la fijación biológica del nitrógeno. De acuerdo con la Guías de Trabajo propuestas por el IPCC (2006), la fijación biológica del nitrógeno ha sido removida como fuente directa de N_2O , debido a carecer de evidencias significativa de emisiones por el proceso de fijación (Rochette y Janzen, 2005).

1.2.2.3 Dióxido de Carbono

En la producción animal, excepto por el carbono en el metano, la mayoría del carbono existente en el alimento forrajero es reciclado a la atmósfera como CO_2 , ya sea directamente a través de la respiración, o de forma indirecta a través de la oxidación del carbono, en las excreciones y extracción de carbono en productos de origen animal

(Pinares-Patiño et al., 2009). Por tanto, las emisiones de CO₂ procedentes de estas fuentes, son ignoradas en los cálculos de huella de carbono, a menos que haya un cambio de uso de la tierra; por ejemplo transformación de bosques y/o campo natural que se ha sustituido por cultivos forrajeros y pasturas (FAO, 2009), ya que se entiende que se ha perdido carbono que se encontraba fijado tanto en el suelo como en la estructura vegetal.

Históricamente los sistemas ganaderos en Uruguay y en especial la cría vacuna sustentan mayoritariamente su producción en base a pasturas naturales (DIEA, 2010). Terra et al. (2006), no encontraron diferencias en promedios de carbono orgánico del suelo, entre pasturas permanentes, rotación pasturas-cultivos larga, rotación pasturas-cultivos corta, y cultivo continuo con labranza cero en experimentos ocho años de duración. Por otro lado, experimentos que compararon pasturas naturales y pasturas sembradas en cobertura, con *Trifolium repens* y *Lotus corniculatus* con 30 y 60 kg ha⁻¹ año⁻¹ de P₂O₅, bajo pastoreo, no encontraron efectos de los tratamientos sobre el carbono orgánico del suelo en una profundidad 0-15 cm (Salvo et al., 2008). Por lo tanto, en nuestras condiciones pese a existir cambios en el uso del suelo en sistemas pastoriles la evidencia sugiere que existen condiciones de equilibrio del carbono orgánico del suelo y las posibles emisiones (o fijación) de CO₂ deben ser ignorados. Sin embargo, es necesario realizar investigación de largo plazo que analice este punto con más detalle. En sistemas ganaderos en Uruguay las emisiones de CO₂ no son provenientes del cambio del uso del suelo sino en su mayoría, provienen del uso de combustibles fósiles en los establecimientos y de la fabricación y transporte de fertilizantes e insumos para la utilización en cultivos forrajeros.

Algunos investigadores sugieren que en sistemas de producción también existen emisiones producto de la energía consumida en la fabricación de bienes de capital como maquinaria, equipos o infraestructura. Sin embargo metodologías de cálculo como PAS 2050 (BSI, 2008) sostienen que no deben ser tenidas en cuenta por considerarlas de muy bajo impacto o carecer de datos relevantes (Frischkecht et al., 2007).

1.2.3 Opciones para la mitigación de las emisiones de GEI en el sector agropecuario

Las medidas para mitigar el cambio climático refieren a las intervenciones humanas (antropogénicas) que pueden reducir la fuente de emisión de GEI (abatimiento) o aumentar el sumidero (secuestro, UNFCCC, 2008). De Boer et al. (2011) proponen una lista de medidas de mitigación para el sector ganadero: mejorar la eficiencia en cultivos, mejorar la eficiencia de la producción animal, reducir las emisiones de CH₄ ruminal, reducir las emisiones del manejo de estiércol y secuestro de carbono en el suelo.

El desafío de las prácticas de mitigación, más allá de la existencia de soluciones tecnológicas, es que deben ser prácticas fáciles de implementar y viables económicamente para ser adoptadas por los productores (Clark, 2009). Por otro lado, para que una práctica de mitigación de GEI sea efectiva, es necesario que la reducción en uno de los gases no incremente en mayor medida otro. La metodología del Análisis de Ciclo de Vida (Life cycle assessment), permite estudiar de esta manera prácticas de mitigación (Pinares-Patiño et al., 2009; de Boer et al. 2011). A continuación se describen algunas medidas propuestas por investigadores internacionales de mitigación de emisiones GEI en sistemas ganaderos.

1.2.3.1 Metano

Respecto a las emisiones de metano, el foco de las prácticas de mitigación son las emisiones de origen ruminal ya que las emisiones por el excremento son de baja relevancia. A corto plazo las posibilidades existentes son: a) reducir el número de animales, b) manipular la dieta animal, c) la implementación de modificadores del rumen y d) incrementar la productividad animal (Clark, 2009).

Con respecto a la manipulación de la dieta, reportes de Johnson y Johnson (1995), expresaban que las pérdidas de energía como metano en dietas basadas en forrajes maduros y de baja calidad puede ser de hasta el 12% de la EB consumida, mientras que en dietas concentradas (90% grano) las pérdidas de metano pueden ser de 2 a

3%. En referencia a dietas únicamente de origen pastoril, algunas tendencias han demostrado que cambiar el tipo de forraje ofrecido, por ejemplo, por leguminosas con taninos condensados, han mostrado tener influencia en las emisiones de metano (Waghorn et al., 2002 cit. Clark, 2009).

La utilización de ionóforos (monensina), es una práctica que ha sido ampliamente difundida especialmente en animales con dietas concentradas por su efecto buffer, colaborando a evitar trastornos en los animales por reducción del pH ruminal. Se ha observado que además de este efecto, se reducen las emisiones de CH₄ en algunas circunstancias (Beauchemin et al., 2010), pero sus efectos no son de larga duración (Clark, 2009). Algunas otras alternativas que reducen la producción de metano y que están disponibles y pueden ser considerados como modificadores de la microflora del rumen son las levaduras, extracto de taninos condensados, prebióticos y enzimas basadas en aditivos alimenticios (Clark, 2009).

Por último, a corto plazo figura la posibilidad de incrementar la productividad animal. Respecto a esta opción, minimizando la proporción del alimento consumido que sería utilizado para el mantenimiento del animal y maximizando el porcentaje destinado a producción (Clark, 2009), se disminuyen las emisiones por unidad de producto (Pinares-Patiño et al., 2009).

Algunos de los ejemplos en producción animal refieren a mejoras en las características de producción tales como: tasas de crecimiento, producción anual de leche, fertilidad y eficiencia en la conversión del alimento (de Boer et al., 2011). El efecto de esta última repercute en manejo más preciso en la cría vacuna donde se pueden reducir las emisiones de GEI, debido a que una misma cantidad de alimento puede mantener menos animales y producir la misma cantidad de producto (Gill et al., 2010). En muchas ocasiones las emisiones de metano de los animales son similares, sin importar si esto se traduce o no en producción. Por tanto mejoras en la productividad

animal se traduce en reducciones en emisiones de GEI (Beauchemin et al., 2011; Pelletier et al., 2010).

1.2.3.2 Óxido Nitroso

El uso de múltiples opciones de mitigación, debe ser evaluado en el contexto global del sistema de producción, teniendo en cuenta las emisiones totales de GEI incluyendo metano y dióxido de carbono (Luo et al., 2009). Las emisiones de óxido nitroso están ligadas a las características del sistema y las tecnologías utilizadas. Rotz (2004) citado por Johnson et al. (2007) plantea que en sistemas pastoriles las medidas de mitigación deben estar orientadas a mejorar la eficiencia en el uso del nitrógeno, que reduzcan la pérdidas a través de las excreciones. Para las condiciones de la ganadería en Uruguay, en sistemas de producción extensiva con bajas cargas por unidad de superficie y reducida utilización de fertilizantes, es posible esperar que las emisiones de Nitroso sean menores que en sistemas intensivos con altas aplicaciones de fertilizantes nitrogenados (Luo, J. com. pers. mayo 2010).

1.2.4 Metodologías y medición de GEI en sistemas ganaderos

En los últimos años se ha incrementado la preocupación por los impactos ambientales de las actividades humanas, lo que ha llevado al desarrollo de un método holístico conocido como Análisis de Ciclo de Vida (ACV), para evaluar el impacto ambiental durante el ciclo de vida completo de un producto, teniendo en cuenta el uso de los recursos, tales como tierra o combustibles fósiles y las emisiones contaminantes como gases de efecto invernadero o amoníaco (de Vries y de Boer, 2010). Estos estudios denominados "de la cuna a la tumba", se pueden utilizar para comparar las unidades funcionales o los productos seleccionados.

Dentro del análisis del ciclo de vida la Huella de Carbono se ha transformado en un indicador reconocido internacionalmente para comprender la dinámica de los GEI, y controlar, reducir o mitigar las emisiones y su impacto (Schneider y Samaniego, 2010).

Para la realización de la cuantificación de las emisiones son utilizadas “Guías de cálculo” aprobadas por el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (1996, 2006), las cuales consideran los procesos primarios y por sector de forma independiente. Estas guías fueron diseñadas para uso en los inventarios nacionales y provee de factores de emisión por defecto en el caso de que no se dispongan factores nacionales (IPCC, 2006).

No obstante existen varias metodologías a nivel internacional que son utilizadas para estudios de Huella de Carbono. Según Schneider y Samaniego (2010), las metodologías hoy existentes se dividen en tres tipos:

- Guías Generales: normas ISO 14.040, sobre Gestión Ambiental- Análisis de Ciclo de vida, BS ISO 14.064-1, sobre GEI). Especificación con orientación a nivel de organización, para la cuantificación y divulgación de las emisiones y de la remoción de GEI.
- Guías Específicas: PAS 2050 (procesos primarios), Bilan Carbone o GHG Protocol, para la contabilidad, cálculo y monitoreo de los GEI.
- Herramientas de cálculo para actividades específicas como el transporte o el comportamiento del consumidor.

Además de las mencionadas, existen diversas metodologías de cálculo a nivel mundial de relevancia técnica, desarrollados por tanto por consultoras, empresas privadas o instituciones de investigación. Se tratan, principalmente de softwares, algunos de uso privado como SimaPro o GABY y otros de uso público siguiendo las guías específicas IPCC, para sector agropecuario como Overseer de Nueva Zelanda (Wheeler et al. 2007), Holos de Canadá (Little et al., 2008), entre otros.

Como requerimiento general la evaluación de las emisiones de GEI debe ser realizada mediante técnicas apropiadas, describiendo los insumos utilizados, las emisiones asociadas a su uso y la cantidad utilizada. Además debe ser: relevante (en la

selección de las fuentes GEI), completo (incluir todos los elementos que contribuyen en la emisión), consistente (para comparar la información), preciso (minimizando incertidumbres en la medición) y transparente en la obtención de los resultados (BSI, 2008).

Asimismo, para cumplir con estos principios las mediciones de impacto ambiental deben estar relacionadas a una unidad funcional, la cual debe ser la función principal de un sistema de producción expresado en términos cuantitativos (De Vries y De Boer, 2009).

Los límites del sistema de estudio deben ser claramente definidos, así como, los procesos subyacentes. Muchos estudios a nivel agropecuario definen los límites del sistema hasta “la portera del establecimiento” (Ogino et al., 2007; Veysset et al., 2010; Casey y Holden, 2006; Johnson et al., 2010).

Por último, se define las unidades en la cual van a ser expresados los resultados. En el caso de la huella de carbono, todas las emisiones deben ser convertidas a CO₂ equivalente, utilizando el último coeficiente de potencial de calentamiento global determinado por el IPCC (BSI, 2008).

1.2.4.1 Huella de carbono en la producción ganadera

Conocer en que rango se ubican la Huella de Carbono de un producto brinda información valiosa sobre rutas de control, como reducir o mitigar las emisiones y el impacto ambiental de los diferentes procesos. Las diferencias entre los sistemas de producción dentro de países, sumadas a las diferencias entre las metodologías de cálculo de huella, hace difícil la comparación de las Huella de Carbono entre países, más allá de la utilidad referencial de estudios similares.

Sin embargo, dentro de un mismo país, manteniendo constante la metodología de cálculo, se puede comparar entre sistemas de producción y la eficiencia dentro de cada sistema en particular (ej, Becoña et al., 2010; Casey y Holden, 2006; Beauchemin et al., 2010; Ogino et al., 2007; Veysset et al., 2010).

Al evaluar distintos sistemas de producción de carne en Irlanda, Casey y Holden (2006) encontraron que la etapa de cría es la que realiza mayor aporte en emisiones de GEI dentro del sistema, incrementando su aporte proporcional a medida que la terminación va siendo más eficiente. Este estudio, basado en dietas combinadas de pasturas, forrajes concentrado y suplementos estimó emisiones de 11,26 kg CO₂e/kg PV.año. La mitigación más importante se logró al sustituir los terneros de razas carniceras por terneros de razas lecheras, ya que estos animales son considerados subproductos de sistemas lecheros y por tanto sus emisiones son asignadas solo parcialmente a la carne (reducciones de un 16,5% en los pesos de faena, con reducciones de un 13,45% en las emisiones de GEI). Otro estudio conducido en Japón, reportó emisiones de 27,2 kg CO₂e/kg ternero destetado, donde la alimentación era transportada desde los Estados Unidos (Ogino et al., 2007). Johnson y colaboradores (2010), en Estados Unidos, hallaron que en sistemas producción de carne vacuna, el 75% de las emisiones provinieron del sistema criador en sistemas que registraban 16,5 kg CO₂e/kg carne producido, con indicadores de productividad de 82% destete, remplazo de 16%. Por su parte en mediciones realizadas en Canadá, las emisiones de CO₂-e fueron de 13,04 kg/kg de peso vivo (21,73 kg/kg Carcasa) evaluado en base a cría a base pastoril con terminación a feedlot. Las emisiones se repartían aproximadamente en un 80% y 20% respectivamente, contribuyendo el CH₄ con el 68% de las emisiones fundamentalmente de la fermentación ruminal. En este trabajo donde, el aporte del sector criador fue de 18,15 kg CO₂e/kg de ternero destetado. Las ineficiencia de este sistema criador se debe a que del porcentaje mencionado (80%), el 61% del rodeo contribuye directamente a la producción de terneros, mientras un 19% es necesario en el sistemas pero no produce (Beauchemin et al., 2010). Finalmente, Pelletier et al. (2010)

en Estados Unidos estimó emisiones de 30,8 kg CO₂-e/kg producto en durante la fase criadora, donde la alimentación consistió en pasturas de alta calidad y el agregado de pequeña cantidades de suplemento.

Es importante destacar que en todos los estudios mencionados las estimaciones durante la fase criadora, se registraron altos niveles de eficiencia productiva con porcentajes de destete entre 85 y 90% y peso de destete entre 216 – 240 kg de peso vivo.

1.2.5 Estudios de huella de carbono a nivel nacional

A nivel nacional la información disponible al momento es escasa, ya que la temática se ha instalado recientemente. El primer estudio realizado en el país, comparó dos sistemas de producción ganaderos, Ciclo Completo y Criador (URU 1 y URU 2, respectivamente), con dos sistemas neocelandeses, Invernador y Ciclo Completo (NZ 1 y NZ 2) (Becoña y Wedderburn, 2010). Para la comparación se utilizó el modelo OVERSEER, desarrollado en Nueva Zelanda (Wheeler et al., 2007). En el mismo se cuantificaron las emisiones de los distintos gases, así como las emisiones totales y huella de carbono en ambos casos. Los resultados de este trabajo muestran que los sistemas neozelandeses fueron los que más emisiones netas tuvieron pero fueron más eficientes productivamente, por lo que, tomando como unidad funcional a un kg de carne resultaron en la mitad de emisiones que los sistemas uruguayos (Tabla 1).

Tabla 1. Resultados de las emisiones de GEI relacionadas con la producción de carne en los casos de estudio en Uruguay y Nueva Zelanda. Los resultados se expresan por kg de PV y emisiones de GEI en kg CO₂-e / año (Becoña et al., 2010).

	URU 1	URU 2	N. Z. 1	N. Z. 2
Emisiones de GEI (kg CO₂-e/ha año)				
Metano (kg CO ₂ -e/ha año)	1095	1145	3964	1820
Óxido Nitroso (kg CO ₂ -e/ha año)	816	782	1854	826
Dióxido de Carbono (kg CO ₂ -e/ha año)	25	13	177	50
Emisiones Totales ((kg CO ₂ -e/ha año)	1965	1973	6057	2750
Producción de Carne (kg PV/ha año)	106	103	840	302
Emisiones de GEI (kg CO₂-e/kg PV año)	18,4	19,1	7,2	9,1

El segundo estudio fue realizado por Modernel et al. (2011) y refiere a la estimación de las emisiones de GEI de tres sistemas de invernada vacuna contrastantes en su alimentación: campo natural, pasturas sembradas y concentrados (feedlot). Las emisiones de GEI fueron 19,3, 12,6 y 5,7 kg CO₂-e/kg Peso Vivo (PV)⁻¹ para campo natural, pasturas sembradas y feedlot, respectivamente. Es importante mencionar que la ganancia diaria y la alimentación fueron las principales determinantes de las emisiones de GEI por unidad de producto. Si bien los sistemas confinados tienen menores emisiones que los pastoriles, los feedlots generan mayor erosión y un balance de energía negativo.

A nivel gubernamental (MGAP) también se han realizado esfuerzos para cuantificar la Huella de Carbono de los principales rubros de exportación (carne, leche y arroz) en el año 2011, cuantificando las emisiones desde la fase primaria hasta el puerto destino. Dentro de los principales hallazgos se entiende que dado el alto peso relativo de las emisiones en la fase primaria, la Huella de Carbono resulta muy dependiente de la eficiencia de los procesos y de las tecnologías aplicadas a nivel predial. Cualquier esfuerzo por reducir la intensidad de emisiones requerirá obtener resultados en ese

eslabón. No obstante, destacar el valor agregado ambiental de productos uruguayos puede ser una oportunidad de diferenciación para acceder a mercados más exigentes (Oyhantcabal, 2011).

1.3 CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LA CRÍA VACUNA EN URUGUAY

La cría vacuna en Uruguay involucra 6,6 millones de cabezas y ocupa 8,3 millones de hectáreas. Esta actividad no ha aumentado su productividad en los últimos 20 años. La estimación de la evolución del porcentaje de destete por DICOSE (Dirección y Control de Semovientes, Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca) (terneros destetados / vacas entoradas) durante los últimos 20 años demuestra que el valor medio es de 64 por ciento (Soca et al., 2007). El peso destete entre 140 – 160 kg aproximadamente (Quintans, 2008) y solamente la mitad de las vaquillonas llega a ser entorada a los dos años (DICOSE, 2010). Además de las empresas especializadas en ganadería de carne y lana, el 76% presenta énfasis criador (Soca et al., 2007).

Esta actividad se ha caracterizado por sustentar su producción, en la utilización, casi exclusiva, de las pasturas naturales. Por lo tanto, el modelo de producción se basa en acompañar la demanda nutricional de los animales, con el ciclo y composición de las pasturas. Este hecho, asociado a la variabilidad climática interanual existente, determina una gran variabilidad productiva a lo largo del año y entre años, lo cual repercute en el consumo de energía del rodeo de cría y la capacidad de carga de las pasturas naturales (Soca et al, 2007). Lograr la mayor cantidad de producto animal por unidad de superficie con el menor costo y riesgo económico posible, sin deteriorar los recursos naturales, ha sido el objetivo central de la línea de investigación planteada para mejorar la productividad de la cría vacuna en pastizal nativo por Soca et al. (2008).

El bajo porcentaje de destete que caracteriza la ganadería nacional se debe fundamentalmente al pobre estado nutricional de las vacas al parto e inicio de entore explicando el largo período de anestro posparto y baja probabilidad de preñez (Orcasberro et al., 1992; Quintans, 2008; Soca et al., 2008). Soca y Orcasberro (1992) en ensayos llevados adelante en Facultad de Agronomía de la Universidad de la República encontraron que es posible relacionar mejores condiciones corporales al momento del parto y segundo entore de vacas y vaquillonas, logradas mediante la mejora en la eficiencia del uso del campo natural, con un desempeño reproductivo del 80% de destete.

En virtud de esto, diversos trabajos de investigación se han conducido en el país con el objetivo de levantar restricciones nutricionales durante el invierno como: utilización de mejoramientos de campo (Soca et al., 2001), uso de raciones balanceadas (Scaglia, 2004), suplementación expeller de girasol sobre campo natural (Brito y Figurina, 1997), tecnologías de control de amamantamiento, entre otras. Programas de difusión como el “Programa vaca 4”, proveían prácticas de manejo en base a tecnologías disponibles, tanto de la investigación nacional como de experiencia de productores.

Si bien estas prácticas levantan las restricciones que pudieren existir en momentos puntuales del ciclo productivo, no apuntan a solucionar el problema de fondo de la cría nacional. Es posible demostrar que a nivel comercial el pobre estado nutricional predominante de las vacas que crían ternero es la causa fundamental de la baja eficiencia reproductiva (Pereira y Soca, 1999). La variabilidad climática dentro y entre años, determina las fluctuaciones en producción, composición química del forraje, lo cual repercute en el consumo de energía del rodeo de cría y la capacidad de carga del pastizal nativo (Soca, 2001). El consumo de energía explica mayoritariamente el estado nutricional de las vacas al parto e inicio del entore lo cual determina un largo periodo de anestro posparto, baja probabilidad de preñez y destete que caracteriza la ganadería nacional (Orcasberro, 1992).

En su ciclo productivo, la vaca dedica el 70% de la energía consumida a mantenimiento de sus funciones vitales, el cual se asocia con el tamaño adulto, composición del cuerpo, nivel de producción de leche y actividad interna de las vísceras (Jenkins y Ferrell, 1994). Una vez cubiertos los requerimientos de mantenimiento, que en pastoreo aumentan debido al costo de cosechar el forraje, la energía ingresada se particiona y puede ser destinada a actividades como la reproducción. Incrementar el consumo de energía a través de mejoras en la oferta de forraje en momentos relevantes del ciclo productivo es una actividad relevante para mejorar los índices reproductivos (Soca et al, 2008).

De esta manera en un proceso continuo de cambio técnico, social y ambientalmente factible, es necesario incrementar el conocimiento para mejorar los kilos destetados por vaca entorada. La utilización de tecnologías de bajo costo y “precisión” con alto valor agregado de conocimiento de los procesos biológicos involucrados en la nutrición energética que permitirán mejorar la eficiencia global de utilización del campo natural, es la herramienta que permitirá mejorar la probabilidad de preñez, concentrar los servicios, “atenuar” el efecto de la variabilidad climática y/o efecto año y mantener la sostenibilidad del recurso campo natural (Soca et al., 2008). No obstante a través de la mejora en la eficiencia utilización del recurso contribuiría a reducir las intensidades en las emisiones de GEI y contribuiría en la sustentabilidad ambiental de los sistemas criadores.

1.4 HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

En base a la información presentada se plantea las siguientes hipótesis de trabajo: La Huella de Carbono en sistemas criadores en el Uruguay está directamente asociada a los indicadores de eficiencia productiva tales como porcentaje de marcación, peso destete y kilos de ternero destetado por vaca entorada, entre otros. Por tanto el incremento en la producción y utilización de forraje del sistema criador permite mejorar los indicadores productivos y a su vez reducir la huella de carbono.

Los objetivos de este trabajo son:

- i) Desarrollar una planilla de cálculo de emisiones de gases de efecto invernadero, en base a la metodología del IPCC.
- ii) Cuantificar y Analizar las fuentes de emisión de GEI en 23 sistemas criadores en diferentes regiones del país.
- iii) Identificar que variables están asociadas con las emisiones de GEI y así identificar posibles vías de reducción de la huella de carbono en el sistema criador.
- iv) Describir que características productivas están asociadas con reducciones en la huella de carbono a través de la clasificación de los productores en clusters.

2. GREENHOUSE GAS EMISSIONS OF URUGUAYAN BEEF COW-CALF SYSTEMS¹

Gonzalo Becoña Lopez^{1,*}, Laura Astigarraga², Valentin Picasso²

¹ Instituto Plan Agropecuario-Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca, Bvar.
Artigas 3802, Montevideo 11200, Uruguay

² Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Av. Garzón 780, Montevideo
12900, Uruguay; E-Mails: astigarr@fagro.edu.uy (L.A.); ypicasso@fagro.edu.uy
(V.P.)

* Author to whom correspondence should be addressed; E-Mail:
gbecona@planagropecuario.org.uy

Simple Summary: Livestock greenhouse gas (GHG) emissions account for 80 % of the total emissions in Uruguay. The main sources of emissions are the cow-calf systems that occupy more than half of the agricultural area. Our study estimated GHG emissions from 23 real cow-calf systems in Uruguay, calculating Carbon footprint at farm level, following Intergovernmental Panel on Climate Change guidelines. The study showed that the estimated carbon footprint in cow-calf systems of Uruguay varied widely, therefore it is possible to reduce cow-calf GHG emissions intensity by adopting available technologies in Uruguay.

Abstract: Evaluating GHG's emissions at farm level is an important issue to mitigate climate change. Livestock greenhouse gas (GHG) emissions account for 80% of the total emissions in Uruguay. The main sources of these emissions are the cow-calf systems that occupy more than half of the agricultural area. Historically these systems had low productivity, (i.e., 64% weaning rates and 150 kg weaning weight). Our study estimated GHG emissions from 23 real cow-calf systems in Uruguay, calculating Carbon footprint at farm level, following Intergovernmental Panel on Climate Change guidelines. We considered the emissions in inputs and on-farm emissions, using kg of weaning calves as

¹ Artículo a ser enviado a Animals Journal

the functional unit. The results indicated that the emissions to produce one calf were on average 5213 kg CO₂-e, and GHG emissions intensity was 33.2 kg CO₂-e/kg weaning calf with a range of 20.7 to 52.0 kg CO₂-e/kg. Methane from enteric fermentation accounted for 74% of the total emissions. Animal performance and feed were the main determinants of the intensity of GHG emissions in the cow-calf systems in our study. We found high correlation between Carbon Footprint and weaning weight per stock efficiency (r=0.77), % Weaning (r=0.60), Weaning weight per cow (r=0.64), % diet digestibility (r=0.62) and % crude protein (r=0.60). Multivariate analyses showed that the cluster of systems that enhanced forage production per hectare, improved animal production and produced lower GHG emissions per unit of output. Our study showed that there is potential to reduce cow-calf GHG emissions intensity through the adoption of available technologies in Uruguay.

Keywords: Carbon footprint, cow-calf system, methane, animal productivity

2.1 INTRODUCTION

International concern about climate change and greenhouse gas (GHG) emissions has been growing [1]. Livestock production accounts for 18% of the global GHG emissions, including 37% of methane (CH₄) from ruminant digestion, and 65% of nitrous oxide (N₂O) mostly from manure management [2]. Emission intensity is represented as carbon footprint and expressed as a kg CO₂ equivalent/unit of a product [3]. The cow-calf phase accounts for 63% of the total emissions in beef production systems with grazing finishing [4] and to 80% in feedlot finishing [5]. Adequate estimation and analyses of carbon footprint are crucial for identifying opportunities to reduce GHG emissions [6,7], in countries with large livestock production such as Uruguay, Brazil, and New Zealand.

Several studies highlight the importance of quantity and quality of feed to reduce livestock GHG emissions [6, 8, 4, 5]. Nevertheless, since carbon footprint is a measure

of production efficiency, other improvements that enhance productivity of the herd (such as increasing calving rate) may have a major mitigation impact [7]. Most of these studies are based on modeled systems defined from average production parameters [5], typical systems identified by consultation with specialists [4, 9, 10], or traditional local systems [6, 11]. However, estimations from real livestock systems, taking into account the complex interactions between forage management and reproductive performance that occur in real farms are scarce in the literature (e.g., [8]). Therefore, to assess practical mitigation options at the farm level, studies of carbon footprint on real farms are needed. Our hypothesis is that farms with greater forage production and quality can improve animal performance and reduce their carbon footprint. Therefore, the objectives of our study were: (i) to quantify and analyze the emissions of greenhouse gases, based on IPCC methodology, for a set of livestock farms in Uruguay, (ii) to identify which technological variables are more associated with GHG emissions, and (iii) to characterize farms with lower carbon footprint.

2.2 MATERIALS AND METHODS

2.2.1 System boundaries and functional unit

The on-farm GHG sources considered in this study were: CH₄ emissions from cattle enteric fermentation and excreta, N₂O direct emissions from manure and urine in soils and N, N₂O indirect emissions from N leaching, run-off and volatilization, and CO₂ emissions from energy used in sowing, fertilization and other activities. We assumed that CO₂ emissions from infrastructure were negligible. The off-farm GHG sources considered were energy used for herbicide manufacturing and transporting, seed production and nitrogen and phosphorus fertilizer manufacturing and transporting. Manure in pasture is allowed to lie as is, and it is not managed according to IPCC definitions [12], therefore no N₂O emissions were accounted for it.

Greenhouse gas emissions were expressed in CO₂ equivalent units to account for global warming potential of each gas in accordance with IPCC methods [1] assuming a 100-year time horizon (25 for CH₄, 298 for N₂O and 1 for CO₂). Carbon footprint calculations relate GHG's to a functional unit, which was kg weaned calf because it is the main product of a cow-calf system expressed in quantitative terms [3]. We considered our cow-calf systems stabilized in terms of animal stock. Cull cows were not taken into account for the analysis. In order to avoid variability in results due to climate or economic conditions that would confound technological variability among farms, only one year was used (2010-11) with rainfall amount similar to the long-term average.

2.2.2 Data collection and description of case study farms

We used on-farm data collected by the Uruguayan Agricultural Extension Service (Instituto Plan Agropecuario). We selected 23 farm as case studies based on the reliability of farm records, the diverse land-use patterns characteristic of Uruguayan farms (proportion of land assigned to native pastures, sown pastures and annual winter crops for grazing), as well as the diverse range of animal categories raised (Table 1). Given that these farms were not selected randomly from the universe of cow-calf farms in Uruguay our results are not necessarily representative of the country. However, the ranges of farm parameters provide enough variability to analyze how technological parameters affect carbon footprint in real farms. Farmers keep yearly records of animal stocks, activities, inputs, animals sold and weight of each category. An extension officer verifies the information and summarizes the information yearly.

Table 1 Average, minimum (Min), maximum (Max), and coefficient of variation (CV) for land use, stocking rate, forage production and quality, and production performance of the 23 livestock cow-calf systems in Uruguay used in this study.

Farm features	Unit	Average	Min	Max	CV (%)
Area under grazing	ha	423	29	1306	82
Grasslands (Native)	%	78	0.0	100	35
Pastures (Sown)	%	1	0.0	18	362
Grasslands oversown with legumes	%	17	0.0	86	133
Annual Winter forage	%	1	0.0	7	188
Improved pastures percent (*)	%	22	0.0	93	128
Stocking rate (**)	LU/ha	0.81	0.53	1.30	22
Weaning rate ²	%	73.8	46.2	94.7	18
Weaning weight	kg	155	130	190	10
Weaning weight per served cow ³	kg	111	62	155	19
Weaning weight per stock efficiency ⁴	kg	86	51	127	21
Stock efficiency (***) ⁵	%	0.78	0.61	0.92	9
Beef production	kg/ha	130	64	203	30
Estimated Diet Digestibility	%	56.5	55.4	59.9	2
Estimated Diet Crude Protein	%	10.4	9.4	13.7	11
Estimated Forage dry matter production	kg DM/ha	4424	3250	6932	18
Average paddock size	% area	12.3	3.2	32.9	68
Soil Productivity Index (****)	--	80.8	43	114	27

Note: (*) Includes native pastures oversown with legumes, seeded pastures and annual winter crops for grazing. (**) LU (livestock unit) refers to one cow of 380 kg LW producing one calf per year. (***) Represents percentage of served cow related to female stock over 1 year age. (****) Productivity Index relates land productivity to produce beef and wool. Average national index is 100 [13]

² Weaning calves/served cow

³ Weaning rate*Weaning weight/100

⁴ Weaning weight per served cow *stock efficiency

⁵ Served females/females older than 1 year

On-farm available information included animal stocking by categories: bulls, cows, heifers (more than 1 years old), young heifers (1 year old) and young heifer calves (less than 1 year old) and animal weights at the beginning and end of the year. We assumed that the animals were fed exclusively on the farm pasture (supplements were consider negligible, because it was less than 1% Dry matter intake, in few years). Forage production or quality was not measured directly. Feed intake quality (% digestibility and % crude protein) was predicted considering land-use in each farm by the dry matter production from each resource, assuming equal utilization. Digestibility and crude protein of each pasture type was obtained from published national research [14] (Table 2). Dry matter production was estimated from satellite monitoring of pastures provided by the “LART project” (Plan Agropecuario-University of Buenos Aires) [15]. This monitor system of forage productivity provides detailed information of production establishment in real-time and paddock. The system uses satellite information translated into forage production taking into account different type of pasture, weather conditions and eco-physiological factors.

Table 2 Net energy concentration (NEma), digestibility (Dig), crude protein (CP) and estimated methane emission factor (Ym) for four typical forages used in livestock systems in Uruguay.

Forages	NEma (Mcal/kg DM) ⁽¹⁾	Dig /(% DM) ⁽¹⁾	CP (% DM) ⁽¹⁾	Ym (% GEI) ⁽²⁾
Grasslands (Native)	1.33	55.4	9.4	6.7
Grasslands oversown legumes	1.44	59.7	13.4	6.0
Pastures (Sown)	1.55	63.0	18.1	5.5
Annual Winter forage (Oats and ryegrass)	1.59	64.8	16.4	5.3

DM= Dry matter, GEI= Gross energy intake (1) Mieres et al. [14] (2) Based on the Cambra – Lopez et al.

[18] Ym equation.

2.2.3 Coefficients and equations for GHG emissions

Coefficients and equations for IPCC tier 2 protocols were used to assess GHG emissions [12]. There were no available data on specific emission factors for Uruguay therefore we used IPCC default values (Table 3). The amounts of nutrients required for the animal stock were calculated following IPCC [12] guidelines according with AFRC [16] and NRC [17]. Net energy requirements for cattle in each category were estimated from the energy levels needed for maintenance, activity, growth, pregnancy and lactation. For maintenance requirements weight was assumed to change linearly between the beginning and the end of the year not considering possible weight losses during winter, except for bulls and breeding cows whose weight was considered constant during the year and equal to the average between beginning and end. Activity coefficients corresponding to each animal's feeding situation were IPCC [12] default values (17% and 36% for high and low dry matter available, respectively). Net energy needed for growth was estimated by taking into account the average daily weight gain of the animals with the exception of bulls and mature cows. For lactation energy requirements we assumed a production of 4 L/cow/day during the lactation period. The gross energy intake was estimated by using the energy content of the diet (Table 2). In order to cross-check that values were biologically realistic, we calculated dry matter intake (in the order of 2 - 3% of the bodyweight) for mature and growing cattle based on the body weight of the animals [17]. Regarding energy concentration of the feed NEm_a (estimated dietary net energy) for the different forage resources.

Methane emission from enteric fermentation was calculated using the methane conversion factor (Y_m) which is the percent of gross energy (GE) loss by methane. For this parameter, we did not use the default IPCC value, because we were interested in capturing the variability due to different forage resources. Therefore, we estimated Y_m from diet digestibility according to the Cambra – López et al. [18] equation (Table 2). Methane emissions from manure were estimated considering pasture management

system according to IPCC definitions [12]. In summary we used IPCC methods [12] and values for all variables except for the conversion factor for methane emissions.

Table 3 Sources of GHG emissions, equation or emission factor used, and reference.

Gas	Source	Equation/emission factor	Reference
<i>Methane</i>	Enteric Fermentation	$CH_{4Ent} = EF_e * N$	
		$EF_e = (GE * (Y_m / 100) * Days) / 55.65$	[12]
	Pasture Manure	$Y_m = -0.1503 (\% DE) + 14.988$	[18]
		$CH_{4Man} = EF_m * N$ $EF_m = VS * Days * [B_o * 0.67 * (MCF / 100) * MS]$ $VS = [GE * (1 - DE / 100) + (UE)] * [(1 - ASH) / 18.45]$	[12]
<i>Nitrous Oxide Direct</i>	Soil N inputs (fertilizer)	$N_2O_D = [F_{SN} * EF_1 + F_{PRP} * EF_3] * 44 / 28$	[12]
		$EF_1 = 0.01 \text{ kg } N_2O - N (\text{kg } N) - 1$ $EF_3 = 0.02 \text{ kg } N_2O - N / \text{kg } N$	
	Pasture Manure	$N_{ex} = N \text{ intake} * (1 - N \text{ retention.})$	
<i>Nitrous Oxide Indirect</i>	Pasture Manure	$N_2O_{ATD} = [(F_{SN} * \text{Frac}_{GasF}) + (F_{PRP} * \text{Frac}_{GasM})] * EF_4 * (44 / 28)$	[12]
	Volatilization	$\text{Frac}_{GasF} = 0.1$ $\text{Frac}_{GasM} = 0.2$	
		$EF_4 = 0.01 \text{ kg } N_2O - N$	
	Pasture Manure Leaching	$N_2O_L = [(F_{SN} + F_{PRP}) * \text{Frac}_L * EF_5] * 44 / 28$ $\text{Frac}_L = 0.3$ $EF_5 = 0.0075 \text{ kg } N_2O - N$	[12]
<i>Carbon dioxide</i>		$CO_2 = \text{Fuel (lts)} * EF_c$	[20]
	Sowing and input application	$EF_{c-3} = 3 \text{ kg } CO_2 / \text{kg diesel}$	
	N fertilizer production and transport	$3.18 \text{ kg } CO_2 / \text{kg}$	[20]
	P fertilizer production and transport	$1.43 \text{ kg } CO_2 / \text{kg}$	[20]
	Energy to produce herbicide	$18.25 \text{ kg } CO_2 / \text{lt}$	[21]
	Energy to produce seed	$0.13 - 0.38 \text{ kg } CO_2 / \text{kg}$	[20]

CH_{4Ent} = total methane emissions from Enteric Fermentation, EF_e = CH_4 emission factor for enteric fermentation, N = number of heads of livestock category, GE = gross energy, Y_m = methane conversion factor, per cent of gross energy in feed converted to methane, DE = Digestibility, CH_{4Man} = emissions from manure management, for a defined population, EF_m = CH_4 emission factor from manure management, VS = daily volatile solid excreted for livestock category (=0.04GE), B_o = maximum

methane producing capacity for manure produced by livestock category (0.1), MCF = methane conversion factors for each manure management system (1.5%), MS = fraction of livestock category manure handled using manure management system (1), ASH = ash content of manure calculated as a fraction of the dry matter feed intake (0.08), UE = urinary energy expressed as fraction of GE (UE*GE), N_2O_D = annual direct N_2O -N emissions produced from managed soils, F_{SN} = annual amount of synthetic fertiliser N applied to soils, EF_1 = emission factor for N_2O emissions from N inputs, F_{PRP} = annual amount of urine and dung N deposited by grazing animals on pasture, range and paddock, EF_3 = emission factor for N_2O emissions from urine and dung N deposited on pasture, range and paddock by grazing animals, N_{ex} = annual average N excretion per head of category, N_{intake} = the annual N intake per head of animal of category, $N_{retention}$ = fraction of annual N intake that is retained by animal of category, N_2O_{ATD} = annual amount of N_2O -N produced from atmospheric deposition of N volatilised from managed soils, $Frac_{GasF}$ = fraction of synthetic fertiliser N that volatilises as NH_3 and NO_x , $Frac_{GasM}$ = fraction of applied organic N fertiliser materials and of urine and dung N deposited by grazing animals that volatilises as NH_3 and NO_x , EF_4 = emission factor for N_2O emissions from atmospheric deposition of N on soils and water surfaces, $Frac_L$ = fraction of all N added to/mineralised in managed soils in regions where leaching/runoff occurs that is lost through leaching and runoff, EF_5 = emission factor for N_2O emissions from N leaching and runoff, EF_c = emission factor for CO_2 from fuel combustion.

Emissions from soils were calculated based on urine and dung, and synthetic nitrogen fertilizer deposited on pasture. Manure nitrogen was estimated taking into account GE intake from diet, CP Percentage (6.25 x kg N) and default retention of the animals (0.07 kg N retained/animal/year) according to IPCC [12]. Due to lack of consistent data on fertilization, fertilizer inputs were estimated as 2.7, 6.8 and 90.6 kg N/ha/year for grasslands oversown with legumes, sown pastures and annual winter forage respectively, (according to expert opinion). Indirect emissions from managed soils include leaching and volatilization of applied nitrogen. Biological nitrogen fixation has been removed as a direct source of N_2O in the IPCC methodology because of the lack of evidence of significant emissions arising from the fixation process itself [22].

Emissions from burning fossil fuels were calculated according to the tier 1 methodology [12] taking into account national emission factor for fuel burning (3.0 kg CO_2 -e/L of diesel). Machinery operations on farm included: sowing pastures (no tillage assumed) and applying fertilizer and herbicides (7, 2, and 1 L of diesel/ha, respectively, [22]). We assumed four fertilizer applications in eight years in the case of grasslands oversown with legumes, one herbicide and two fertilizer applications in sown pastures, and two herbicide applications to prepare soil and 1 fertilizer application in annual winter forages. Emissions from infrastructure (such as machinery, equipment or

buildings) were excluded based on lack of currently available data and because it is assumed that they have no significant impact [25]. In addition, electricity and personal transportation were also considered negligible.

We assumed equilibrium conditions in soil organic carbon associated with grass-based beef production, and possible CO₂ emissions or removal were ignored according to IPCC guidelines. There was no land use change from deforestation in any of the cow-calf systems.

2.2.4 Statistical analyses

In order to identify which variables better explained the differences in carbon footprint between the 23 farms we estimated simple linear regressions between carbon footprint and seventeen possible explanatory variables, using the general linear model (GLM) procedure in SAS®. Six out of the seventeen explanatory variables were related to animal efficiency: i.e. weaning rate (%), calf weaning weight (kg), weaning weight per served cow (kg/cow), weaning weight per stock efficiency (kg/head), stock efficiency (%) and beef production (kg/ha). Three were related to diet: i.e. diet digestibility (%), diet crude protein (%) and forage dry matter production (kg/ha). The remaining eight variables related to management practices: i.e. grassland native area (%), grassland oversown with legumes (%), pasture sown (%), annual winter forage (%), improved pasture area (%), stocking rate (LU/ha) and average paddock size (%). We also performed a numerical classification of farms using Ward-MLM cluster analysis method [26] with seven independent variables: i.e. grassland oversown with legumes, weaning rate, weaning weight, weaning weight per served cow, weaning weight per stock efficiency, estimated diet digestibility and estimated forage dry matter production. This method started with farms initially grouped by a hierarchical method [27] and then an approximate number of groups was determined by likelihood profile related to the maximum likelihood ratio test [28]. In order to assist in the interpretation of the results from the cluster analysis we reported all the independent variables.

Finally, a graphic representation of the classification was done by Principal Components Multivariate Analysis, with INFOSTAT statistical model [29]. The multivariate analysis of the data structured in groups allowed us to show the differences between groups using a two dimensional graph [28]. The loss of information was considered minimal when variables justified at least 70% of the between–within variance ratio of the groups [31].

2.3 RESULTS

2.3.1 GHG emissions from cow-calf systems

On average for all the 23 farms, the total estimated greenhouse emission to produce one calf was 5213 kg CO₂-e, with a minimum of 3099 and a maximum of 8837 kg CO₂-e. As we expected, CH₄ had the largest contribution (66-78% of total), followed by N₂O (22-32% of total). We found a wide range of carbon footprint values in the 23 cow-calf farms, with differences between extremes of about 2.5-fold (Table 4). In addition, GHG emission per kg of beef production was about half of the emissions per kg of weaned calves. However, the two different ways to express GHG emission showed high correlation (r=0.87).

Table 4 Average, minimum (Min), maximum (Max), and coefficient of variation (CV) for GHG emissions per kg of weaned calf, per kg beef production and per hectare from 23 cow-calf systems in Uruguay.

Unit	Average	Min	Max	CV (%)
kg CO ₂ -e.kg weaning calf ⁻¹	33.2	20.7	52.0	24
kg CO ₂ -e.kg beef production ⁻¹	16.2	11.3	24.1	18
kg CO ₂ -e.ha ⁻¹	2009	1249	3514	28

2.3.2 Variables related to Carbon Footprint

The three diet variables were highly correlated among them (digestibility, crude protein content, and forage production). Some animal husbandry variables, (weaning rate, weaning weight per served cow and weaning weight per efficiency stock) were also highly correlated. Correlations between animal husbandry and diet variables ranged between 0.32 and 0.46, significant in most cases. Also high correlations were found between diet variables with grasslands oversown with legumes and the proportion of improved pastures area .

Most variables considered independently had significant impact on carbon footprint (Table 5). The simple linear regressions showed that variation in carbon footprint was mainly explained by weaning weight per efficiency stock by 59% and weaning rate and weaning weight per cow (36 and 41% respectively). Among the variables related to diet, carbon footprint was more strongly associated with quality measures (digestibility and crude protein, 39 and 36%, respectively) than with quantity (22%) expressed in kg of dry matter production. Regarding management practices, area of improved pastures percent and grassland (native) percent area were more associated (33%).

Table 5 Pearson correlation coefficient and significance level for seventeen technological variables with Carbon Footprint of 23 cow-calf systems in Uruguay

Variables	r	P
Area under grazing	0.42	0.05
Grasslands (Native)	0.58	0.00
Pastures (Sown)	-0.33	0.12
Grasslands oversown with legumes	-0.56	0,01
Improved pastures	-0.58	0.00
Stocking rate	-0.15	0.51

Weaning rate	-0.60	0.00
Weaning weight	-0.36	0.09
Weaning weight per served cow	-0.64	0.00
Weaning weight per stock efficiency	-0.77	0.00
Stock efficiency	-0.41	0.05
Beef production	-0.49	0.02
Estimated diet digestibility	-0.62	0.00
Estimated diet crude protein	-0.60	0.00
Estimated forage dry matter production	-0.47	0.02
Average paddock size	0.19	0.38
Soil Productivity index	-0.34	0.11

2.3.3 Cluster analyses

The numerical classification identified an optimum of three groups. Overall, the groups are significantly different in all diet variables, weaning weight, weaning weight per stock efficiency and carbon footprint. Group 1 has on average 24% less GHG emissions than the average from the 23 farms, while group 2 is in the average and group 3 has on average 20% higher GHG emissions than the overall average, respectively. Results indicate that farms with low carbon footprint (G1) include farm management practices such as high percentage of area with improved pastures, and intensive husbandry practices reflected in smaller paddock size, higher stocking rates and higher beef production per hectare.

Table 6 Animal husbandry practice and farm management features comparing the 3 farm clusters. Results are expressed as an average in the main unit considering farm involved in the group

Variables	G 1	G 2	G 3	Significance
Carbon footprint (kg CO ₂ -e.kg weaning calf ⁻¹)	25.2	33.3	39.7	*
Area under grazing	213	584	375	
Grasslands (Native)	43.7	89.7	91.7	
Pastures (Sown)	3.9	0.1	0	
Grasslands oversown with legumes	41.1	8.6	8.1	*
Annual winter forage	2.2	0.8	0.3	
Improved pastures percent (%)	56.3	10.3	8.3	
Stocking rate (LU/ha)	0.86	0.73	0.8	
Weaning rate (%)	80	80	59	*
Weaning weight (kg)	175	146	152	*
Weaning weight per served cow (kg)	122.3	119.7	89.7	*
Weaning weight per stock efficiency (kg)	101.4	90.4	66.9	*
Stock efficiency (%)	0.83	0.8	0.8	
Beef production (kg/ha)	146.1	120.8	127.7	
Estimated Diet Digestibility (%)	58.1	56	55.9	*
Estimated Diet Crude Protein (%)	11.8	10	9.8	
Estimated Forage dry matter production (kg DM/ha)	5168	4141	4191	*
Average paddock size (% area)	8.5	12.2	15.7	
Soil Productivity Index	86	78	80	
n (number of farms)	6	10	7	

The addition of the two axes explained 77.5% of the total variability of the observations (Figure 1). The first principal component explained 58.4% of the variability between the groups being weaning weight per stock efficiency and diet digestibility the variables more correlated with carbon footprint variable. The second principal component 19.1% basically by weaning rate and weaning weight per served cow.

Figure 1 Principal Components Analysis for: grasslands oversown with legumes (%), weaning rate (%), calf weaning weight (kg), weaning weight per served cow (kg), weaning weight per stock efficiency (kg) diet digestibility (%), and forage dry matter production (kg/ha) variables.

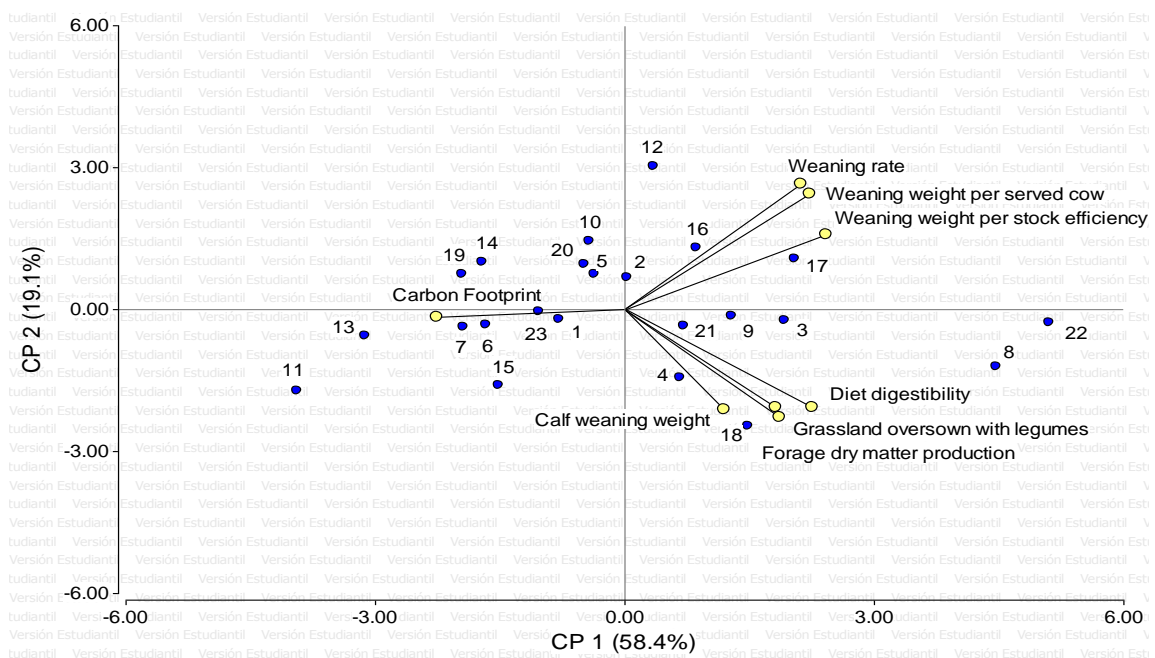


Table 7 shows the eigenvectors (representative for standardized descriptive variables) for the standardized descriptive farm variables corresponding to each principal component. Although interpretation of these representatives can be difficult, an approximate assessment of the importance of each variable was obtained for each component.

Table 7 Eigenvectors corresponding to the two principal components retained for the 23 cow-calf systems in Uruguay

Descriptive farm variables	Eigenvectors	
	PC1	PC2
Carbon footprint	-0.39	-0.03
Grasslands oversown with legumes	0.31	-0.36
Weaning weight	0.21	-0.37
Weaning rate	0.36	0.46
Weaning weight per served cow	0.38	0.42
Weaning weight per stock efficiency	0.42	0.27
Estimated Diet Digestibility	0.39	-0.35
Estimated Forage dry matter production	0.32	-0.39

2.4 DISCUSSION

2.4.1 GHG emissions from cow-calf systems

Total GHG emissions to produce one calf were similar than the 4550 kg CO₂-e found from Ogino et al. [6] in Japanese cow-calf systems, where cows and calves were housed in barns and feed was shipped from US to Japan, and higher than the 2766 kg CO₂-e reported in United States by Pelletier et al. [4] from pasture-based systems. The reason for the difference on enteric CH₄ emissions is that cow-calf farms in Uruguay have exclusively pastoral diets with high-fiber content pasture roughage as the mainly feed resource. Ulyatt et al. [32] report that improving forage quality, either through feeding forage with lower fiber and higher soluble carbohydrates, or even grazing on less-mature pastures, can reduce CH₄ production. Pinares-Patiño et al. [33] also showed that enteric CH₄ emissions from ruminants that fed forage legumes were lower than emissions from those that fed grasses and the emissions increase as forage matures. Nitrous oxide emissions from cow-calf systems originated almost exclusively from

manure, because N fertilizer applications were practically negligible in native pastures and protein intake was usually limited.

The wide range of carbon footprint estimations that we found in individual farms suggests that an average carbon footprint country value would be an oversimplification. Carbon Footprint most useful comparisons are those performed at the farm level, not at the country level. Beauchemin et al. [5] reported lower intensity emissions of 18.15 kg CO₂-e/kg calf in Canadian cow-calf systems over high quality pasture diets. Ogino et al. [6] in similar functional unit estimated in Japanese beef systems 27.2 kg CO₂-e during cow-calf phase with forage diets with the addition of concentrated supplements in beef cows at 2 to 3 kg / day on average. Finally, Pelletier et al. [4] in United States calculated emissions of 30.8 kg CO₂-e/kg calf based on high quality pasture diet and including lower amount of supplements. In all cases high animal efficiency rates were reported, with weaning rates between 85 to 90% and weaning weight between 216 – 240 kg LW. This suggests that cow-calf intensity emissions in grazing systems were influenced by improving animal husbandry in addition to diet composition. These results were consistent with previous research, which has shown that GHG intensity can also be reduced through changes in animal husbandry practices that increase animal outputs (e.g., increasing the number of calves weaned, improving forage quality for breeding stock and improvements on fertility, [7,34]). There is also a discussion related to which is the best way to represent GHG intensity in cow-calf systems. Pelletier et al. [4] included the kg of cull cows sent to slaughter in addition to the kg of weaned calf in Upper Midwestern United States. Other research results support this way of accounting, including also cull bulls in addition to cull cows and weaned calf reported by Beauchemin et al., [5]. However, Ogino et al. [6] reported GHG emissions per one calf produced in cow-calf system and considered separated the fattening of the beef cows. These different results suggest that the functional unit depends on the boundaries established for the study. Therefore, if the objective is to account for GHG emissions in the entire system, i.e. cow-calf and finishing phase, is necessary to take into account sub-products from cow-calf systems such as cull bulls and cull cows. For our study, the

main objective was to estimate the variability in the efficiency to produce a calf therefore we did not include the cull cows and bulls to avoid confounding effects with the efficiency of the finishing phase.

2.4.2 Variables related with Carbon Footprint

Increasing the stock efficiency, the number of calves weaned and their weight could increase GHG emissions through increasing the number of animals, however it actually results in lower GHG emissions per kg of calf due to increased system efficiency. Beauchemin et al. [7] found that practices that improved calf survival to weaning reduced 4% GHG emissions intensity (kg CO₂-e/kg beef). This was also recently reported by De Boer et al. [35] as a great potential mitigation strategy in milking cows.

The digestibility has a direct effect on reducing CH₄ emission intensity and CH₄ emissions per kg of dry matter intake (e.g. [36]). This mitigation effect in GHG intensity was reported in 5% when DM digestibility increased from 55 to 60% with a crude protein from 120-140 g/kg DM [7].

Eckard et al., [38] reported that when intake of crude protein exceeded requirements, the higher ruminal ammonia concentrations increased urea excreted in the urine increasing N₂O emissions. However, for native grasslands where on average crude protein content was 94 g/kg DM representing a nutrient restriction to animal performance, increasing crude protein enhanced animal performance, due to balancing the protein-to-energy ratio in the diets and therefore reducing N₂O intensity. This effect was clear in farms where the area of improved pastures was increased.

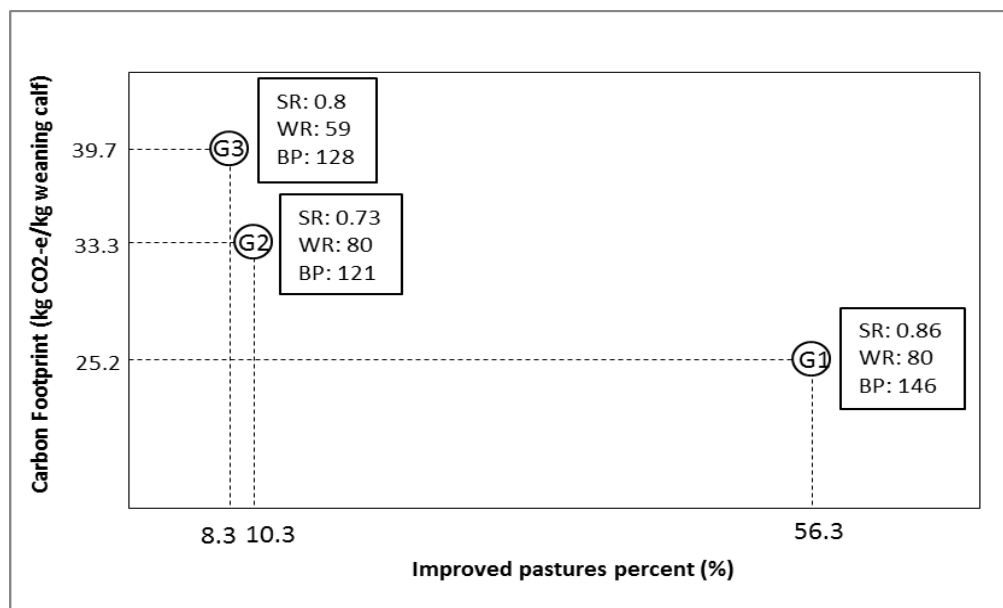
2.4.3 Cluster analyses

All continuous variables contributed to the differentiations of the groups. Considering diet aspect, the most important variables were quality aspects. The results identify group 1 of farmers that suggest that increasing yields of dry matter production

per hectare and quality in terms of digestibility and crude protein, has a positive impact on animal production (Table 6). These results support our hypothesis, because these farms with greater forage quality and quantity also had lower GHG emissions intensity, allowing the increase of forage productivity with no effect in system emissions. Oversewing legumes in native pastures using few inputs is an alternative to increase production and at the same time reduce carbon footprint of cow-calf systems.

These results were consistent with Beukes et al. [38], who found that increases in production efficiency can either result in more production for the same dry matter intake, but not necessarily in net reduction of GHG emissions. In addition, the average smaller paddock size in G1 suggests better animal husbandry practices and better utilization of the pasture resources. This description implies that the cases study farms of G1 implement best and environmentally friendly practices, which may indicate more sustainability of the systems.

Figure 2 Carbon footprint values associated to percentage of improved pastures in the 3 groups identified. For each group was detailed stocking rate (SR), weaning rate (WR) and beef production (BP).



The analysis of clusters presented in Figure 2 provides an interpretation of possible pathways to reduce carbon footprint of cow-calf systems. In order to move from G3 to G2, livestock managers reduced stocking rate without increasing the area of improved pastures significantly. This results in a reduction of 24% of carbon footprint with annual change in productivity, and increase in weaning weight. In order to further reduce carbon footprint mayor investments in improved pastures are required, which at the same time allow for an increase in stocking rates and beef production.

These trajectories suggest that is possible to reduce carbon footprint without mayor investments, based only on the proper forage management and stocking rates.

2.5 IMPLICATIONS AND CONCLUSIONS

Our results suggest that cow-calf systems in Uruguay have a wide range of carbon footprint values. Farms which introduced changes in animal husbandry practices and farm management practices focusing in improved efficiency of animal production are expected to perform similarly to those in developed countries. If low carbon footprint is required in the future as a condition to access high-value beef markets, this study suggests that cow-calf systems in Uruguay can significantly improve their competitiveness based on better quality pastures and better husbandry practices.

Sustainability in the food supply chain will be a significant challenge toward success in an increasingly competitive food sector. In order to be better prepared to confront this challenge, further work is needed in Uruguay to identify systems that can sustainably produce beef considering a holistic perspective, including other environmental attributes in addition to GHG emissions.

The present study enhanced the understanding of GHG emissions from cow-calf grazing systems typically found in Uruguay. The use of carbon footprint methodology showed the potential effect of different animal husbandry practices in reducing GHG

emissions intensity. The comparison of the results from different farms suggested that carbon footprints in cow-calf systems widely vary between farms producing the same product. Therefore, making decisions based on an average country value is not recommended. This study demonstrated that GHG intensity can be reduced through changes in animal husbandry practices that increase animal output productivity and improve forage quality. In summary, this study suggests that is possible to reduce cow-calf GHG emissions intensity through adopting technologies that are currently available in Uruguay.

Acknowledgments

We are grateful for the financial support of “Centro Interdisciplinario de Respuesta al Cambio y Variabilidad Climática” from Universidad de la República (Uruguay). The authors gratefully acknowledge farmers who provide data and the Instituto Plan Agropecuario to enable access to the information.

Conflict of Interest

The authors declare no conflict of interest.

2.6 REFERENCES

1. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and Miller H.L. (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2007. Available online: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2s2-10-2.html#table-2-14 (accessed on 7 June, 2012).

2. Steinfeld, H.; Gerber, P.; Wassenaar, T.; Castel, V., Rosales, M.; and De Haan, C.,. FAO. Livestock's long shadow environmental issues and options. 2006; pp 79-122.
3. De Vries, M. ; and de Boer, I.J.M. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock. Sci.* 2010, 128, 1-11.
4. Pelletier, N.; Pirog, R.; and Rasmussen, R. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agric. Syst.* 2010, 103, 380-389.
5. Beauchemin, K.A.; Janzen, H.H.; Little, S.M.; McAllister, T.A.; and McGinn, S.M. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. *Agric. Syst.* 2010, 103. 371-379.
6. Ogino, A.; Orito, H.; Shimada, K.;andHirooka, H. Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow-calf system by the life cycle assessment method. *J. Anim. Sci.*2007, 78, 424-432.
7. Beauchemin, K.A.; Janzen, H.H.; Little, S.M.; McAllister, T.A.; and McGinn, S.M. Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada – Evaluation using farm-based life cycle assessment. *Anim. Feed Sci. Technol.* 2011, 166-167, 663-667.
8. Edwards-Jones, G.; Plassmann, K.; and Harris, I.M. Carbon footprinting of lamb and beef production systems: insights from an empirical analysis of farms in Wales, UK. *J. Agric. Sci.* 2009, 147, 707-719.
9. Veysset, P.; Lherm, M.; and Bébin, D. Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: Model-based analysis and forecasts. *Agric. Syst.* 2010, 103, 41-50.
10. Stewart, A.A.; Little, S.M.; Ominski, K.H.; Wittenberg, K.M.; and Janzen, H.H. Modelling animal system paper. Evaluating greenhouse gas mitigation practices in livestock systems: an illustration of a whole-farm approach. *J. Agric. Sci.* 2009, 147, 367-382.

11. Casey, J.; and Holden, N. Quantification of GHG emissions from sucker-beef production in Ireland. *Agric. Sci.* 2006, 90, 79-98.
12. Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Workbook. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme (Eds H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara and K. Tanabe). Kanagawa, Japan : IGES. 2006. Available online: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.htm> (accessed on 4 July, 2011).
13. MGAP, Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Prender-Coneat. <http://www.prenader.gub.uy/coneat/>
14. Mieres, J.M. Guía para alimentación de rumiantes. INIA. Serie técnica N° 142. 2004; pp 17-68.
15. UBA, Universidad de Buenos Aires. Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección LART. <http://www.agro.uba.ar/laboratorios/lart/>
16. AFRC, Agricultural and Food Research Council. Technical Committee on Responses to Nutrients. Energy and Protein Requirements of Ruminants. CAB International, Wallingford, U.K. 1993, pp. 24-159.
17. NRC, National Research Council. Nutrients Requirements of Beef Cattle. National Academy Press, Washington, D.C., U.S.A. 1996. Available online: http://www.nap.edu/openbook.php?record_id=9791&page=3 (accessed July 2011).
18. Cambra-López, M.; García Rebollar, P.; Estellés, F.; and Torres, A. Estimaciones de las emisiones de los rumiantes en España: el factor conversión de metano. *Arch. Zootec.* 2008, 57, 89-101.
19. DINAMA, Dirección Nacional de Medio Ambiente (Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Tercera comunicación nacional. Resumen Ejecutivo 2010. Available online: <http://www.cambioclimatico.gub.uy/index.php/inventarios-nacionales> (accessed on December 2011).

20. MGAP, Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Proyecto de Huella de Carbono de la Carne Vacuna, 2010, in press.
21. Lal, R. Carbon emission from farm operations. *Environ. Intern.* 2004, 30, 981-990.
22. Rochette, P. and Janzen, H.H.. Towards a revised coefficient for estimating N₂O emissions from legumes. *Nutrients. Cycl. Agroec.* 2005, 73, 171-179.
23. CUSA, Cámara Uruguaya de Servicios Agropecuarios. 2011. Available online:http://www.cusa.org.uy/precios_servicios_agricolas.html (accessed July, 2011).
24. British Standard Institute. PAS 2050:2008 – Specification for the Assessment of the Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Goods and Services. British Standards. Reino Unido. 2008; pp 36.
25. Frischknecht, R.; Hans-Jörg A.; Bauer, C.; Doka, G.; Heck, T.; Jungbluth, N.; Kellenberger, D.; and Nemecek, T.. The Environmental Relevance of Capital Goods in Life Cycle Assessments of Products and Services. *Int J LCA*, 2007. Available on line <http://dx.doi.org/10.1065/Ica2007.02.308> (accessed on 6 August 2012).
26. Ward, J.H., Jr. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *J. Am. Stat. Assoc.* 1963, 58, 236–244.
27. Franco, J., Crossa, J., Villaseñor, J., Taba, S. and Eberhart, S.A. Classifying genetic resources by categorical and continuous variables. *Crop Sci.* 1998, 38, 1688–1696.
28. Mardia, K.V.; Kent, J.T.; and Bibby, J.M. *Multivariate Analysis*. Academic Press, London. 1979; pp. 45-132.
29. InfoStat. InfoStat software estadístico. Versión 2012. 2012. www.infostat.com.ar.
30. Taba, S.; Díaz, J.; Franco, J.; and Crossa, J. Evaluation of Caribbean maize accessions to develop a core subset. *CropSci.* 1997, 38, 1378–1386.
31. Franco, J.; Crossa, J.; Díaz, J.; Villaseñor, J.; Taba, S.; and Eberhart, S.A. A sequential clustering strategy for classifying gene bank accessions. *Crop Sci.* 1997, 37, 1656–1662.

32. Ulyatt, M.J.; Lassey, K.R.; Shelton, I.D.; and Walker, C.F. Methane emission from dairy cows and wether sheep fed subtropical grass-dominant pastures in mid-summer in New Zealand. *NZ J. Agric. Research.* 2002, 45, 227-234.
33. Pinares-Patiño, C.S.; Baumont, R.; Martin, C. Methane emissions by Charolais cows grazing a monospecific pasture of timothy at four stages of maturity. *Can. J. Anim. Sci.* 2003, 83, 769-777.
34. Garnsworthy, P.C. The environmental impact of fertility in dairy cows: a modeling approach to predict methane and ammonia emissions. *Anim. Feed Sci. Technol.* 2004, 112, 211–223.
35. De Boer, IJM., Cederberg, C., Eady, S., Gollnow, S., Kristensen, T., Macleod, M., Meul, M., Nemecek, T., Phong, LT., Thoma, G., Van der Werf, HMG., Williams, AG. And Zonderland-Thomassen, MA.,. Greenhouse gas mitigation in animal production: towards an integrated life cycle sustainability assessment. *Curr. Opinion Enviro. Sust.* 2011, 3, 423-431. Available online : www.sciencedirect.com (accessed on 2 April 2012)
36. Pinares-Patiño, C.S.; Waghorn, G.C.; Hegarty, R.S.; and Hoskin, S.O. Effects of intensification of pastoral farming on greenhouse gas emissions in New Zealand. *NZ Vet. Journal.* 2009, 57, 252-261.
37. Eckard, R.J.; Grainger, C.; de Klein, C.A.M. Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. *Livestock Sci.* 2010, 130, 47-56.
38. Beukes, P.C.; Gregorini, P.; Romera, A.J.; Levy, G.; Waghorn, G.C. Improving production efficiency as a strategy to mitigate greenhouse gas emissions on pastoral dairy farms in New Zealand. *Agric. Ecosyst. and Enviro.* 2010, 136, 358-365.

Annex 1 Pearson correlation coefficient (r, lower half) and significance level (p, upper half) for seventeen technological variables of 23 cow-calf systems in Uruguay.

	Carbon Footprint	Area under grazing	Grasslands (Native)	Pastures (Sown)	Grasslands oversown legumes	Improved pastures	Stocking rate	Weaning rate	Weaning weight	Weaning weight per served cow	Weaning weight per stock efficiency	Stock efficiency	Beef production	Estimated Diet Digestibility	Estimated Diet Crude Protein	Estimated Forage dry matter production	Average paddock size	Soil Productivity index
Carbon Footprint	1.00	0.05	0.00	0.12	0.01	0.00	0.51	0.00	0.09	0.00	0.00	0.05	0.02	0.00	0.00	0.02	0.38	0.11
Area under grazing	0.42	1.00	0.16	0.64	0.08	0.16	0.06	0.92	0.27	0.87	0.67	0.17	0.00	0.16	0.19	0.43	0.07	0.05
Grasslands (Native)	0.58	0.30	1.00	0.39	0.00	0.00	0.61	0.06	0.06	0.03	0.00	0.05	0.10	0.00	0.00	0.00	0.09	0.50
Pastures (Sown)	-0.33	-0.10	-0.19	1.00	0.57	0.39	0.54	0.31	0.01	0.37	0.26	0.57	0.68	0.10	0.19	0.24	0.57	0.38
Grasslands oversown legumes	-0.56	-0.37	-0.85	-0.12	1.00	0.00	0.40	0.28	0.30	0.15	0.02	0.03	0.08	0.00	0.00	0.01	0.15	0.38
Improved pastures	-0.58	-0.30	-1.00	0.19	0.85	1.00	0.61	0.06	0.06	0.03	0.00	0.05	0.10	0.00	0.00	0.00	0.09	0.50
Stocking rate	-0.15	-0.39	-0.11	0.13	0.18	0.11	1.00	0.07	0.79	0.11	0.22	0.49	0.00	0.52	0.58	0.86	0.20	0.10
Weaning rate	-0.60	0.02	-0.40	0.22	0.23	0.40	-0.39	1.00	0.48	0.00	0.00	0.61	0.92	0.04	0.05	0.13	0.11	0.27
Weaning weight	-0.36	-0.24	-0.40	0.53	0.23	0.40	-0.06	0.15	1.00	0.17	0.23	0.45	0.09	0.03	0.04	0.03	0.60	0.37
Weaning weight per served cow	-0.64	0.03	-0.45	0.20	0.31	0.45	-0.34	0.97	0.43	1.00	0.00	0.72	0.69	0.03	0.03	0.07	0.10	0.23
Weaning weight per stock efficiency	-0.77	-0.09	-0.60	0.25	0.49	0.60	-0.27	0.86	0.26	0.90	1.00	0.09	0.13	0.61	0.60	0.40	-0.27	0.16
Stock efficiency	-0.41	-0.29	-0.41	0.13	0.46	0.41	0.15	-0.11	0.17	-0.08	0.36	1.00	0.14	0.39	0.39	0.10	0.11	-0.20
Beef production	-0.49	-0.58	-0.35	-0.09	0.38	0.35	0.60	0.02	0.69	0.09	0.56	0.52	1.00	0.14	0.13	0.03	0.38	0.03
Estimated Diet Digestibility	-0.62	-0.30	-0.98	0.35	0.80	0.98	0.14	0.43	0.45	0.46	0.00	0.06	0.32	1.00	0.00	0.00	0.07	0.37
Estimated Diet Crude Protein	-0.60	-0.28	-0.99	0.28	0.81	0.99	0.12	0.42	0.42	0.46	0.00	0.07	0.33	1.00	1.00	0.00	0.06	0.45
Estimated Forage dry matter production	-0.47	-0.17	-0.79	0.25	0.53	0.79	0.04	0.32	0.45	0.38	0.06	0.66	0.45	0.79	0.80	1.00	0.02	0.45
Average paddock size	0.19	-0.39	0.37	-0.13	-0.31	-0.37	0.28	-0.34	-0.12	-0.35	0.22	0.63	0.19	-0.39	-0.39	-0.49	1.00	0.80
Soil Productivity index	-0.34	-0.41	-0.15	0.19	0.19	0.15	0.35	0.24	0.20	0.26	0.46	0.36	0.45	0.20	0.17	0.16	-0.06	1.00

3. DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES GLOBALES

A nivel nacional no existen antecedentes en el desarrollo y/o validación de esta metodología por lo que representó un gran desafío confeccionar una planilla de cálculo y disponer de información local básica para alimentar el modelo. Durante el desarrollo de esta investigación hubo una serie de elementos metodológicos que fueron determinantes para la generación de los resultados los cuales deben ser tomados en consideración para la interpretación de estos resultados y ser un insumo para el diseño de nuevos estudios.

Primeramente presentamos unas reflexiones metodológicas del trabajo.

Respecto a la base de datos utilizada para el estudio, la escala fue a nivel de establecimiento, considerando condiciones reales de producción. La información disponible en tal sentido en el país es escasa e incompleta con énfasis en aspectos económicos. Se utilizó una de las pocas bases de información predial disponible en el país avalada a nivel nacional por su confiabilidad: el Programa de Monitoreo de Empresas Agropecuarias del Instituto Plan Agropecuario. La información que recolecta es utilizada para el monitoreo de indicadores económicos y productivos y su evolución anual, en un número determinado de productores a nivel nacional y en determinadas condiciones de producción. Es importante considerar en tal sentido que la toma de datos que se utiliza no tiene en cuenta marcos experimentales y menos aún aspectos relacionados al monitoreo de variables ambientales. Por tal motivo en el futuro se deberá diseñar un modelo de recolección de datos que considere estos aspectos y permita una mayor cantidad de datos asociados al impacto ambiental, tomando en cuenta la alta variabilidad entre los sistemas de producción del país y la variabilidad entre años.

La inexistencia de una línea base en sistemas criadores para la comparación constituyó una limitante al momento de testear los resultados. Sin embargo la comparación con trabajos internacionales (ej., Beauchemin et al., 2010, Pelletier et al., 2010, Ogino et al., 2007), contribuyó de manera importante para contrastar la situación

nacional con el contexto internacional. En base a lo anterior, este trabajo si bien no pretende ser una estimación nacional de la huella de carbono de la cría vacuna, realiza un aporte importante en la evaluación de las emisiones de GEI en sistemas criadores, contribuyendo a la generación de nuevas hipótesis de trabajo que permitan implementar medidas de mitigación de las emisiones de GEI.

Las emisiones de GEI procedentes de los bovinos y estimadas a través de los métodos aplicados en este estudio son producto de una modelación basada en la Guía de Cálculo del IPCC (2006), utilizando factores de emisión por defecto y asumiendo algunos supuestos. Por lo tanto, son una aproximación a la realidad y deben ser considerados como tales; ya que factores como la raza del animal, estado de salud, manejo alimenticio y condiciones ambientales, entre otros; inciden en los procesos digestivos y determinan el balance de sus productos finales. Aunado a lo anterior, los modelos aplicados utilizan ecuaciones que han sido generadas, en la mayoría de los casos, para grupos raciales en condiciones de manejo similares en zonas de clima templado. Por tanto en el futuro sería recomendable dirigir líneas de investigación que permitan ajustar las metodologías y factores de emisión a condiciones nacional con el afán de reducir las incertidumbres de la estimación.

Bajo las metodologías de ejecución del estudio y a los efectos de medir la huella de carbono, se midieron únicamente emisiones durante el proceso y no se tuvieron en cuenta capturas de carbono del sistema. En tal sentido si bien se asumió que el carbono orgánico del suelo se encontraba en equilibrio, pudiera haber existido secuestro de carbono producto de áreas forestales dentro de los establecimientos o pérdidas que carbono por erosión producto del sobrepastoreo del recurso forrajero. Si bien estas variables son controversiales a la hora de ser tenidas en cuenta, algunos autores (Pelletier et al., 2010) la incluyen en los cálculos, considerando que desde el punto de vista ambiental se obtienen niveles de compensación importante de emisiones. En una visión de largo plazo las metodologías de cálculo de la huella de carbono, deben enfocarse en considerar el balance de GEI dentro del sistema.

Tomando en consideración las puntualizaciones realizadas, se constató en primer término que en el caso de sistemas criadores evaluados para el Uruguay, las emisiones de GEI por unidad de producto presentan una gran variación (más del doble entre el mínimo y el máximo registrados). Esto permite concluir que carece de sentido práctico hablar de una huella de carbono promedio de la cría vacuna a nivel país. Asimismo, esa heterogeneidad constatada en la huella de carbono entre diferentes sistemas productivos, señala que existe un amplio margen para avanzar en la reducción de la misma. En buena medida, una de las formas de mitigar las emisiones netas, apunta directamente a la reducción en la intensidad de las emisiones de CH₄, ya que se verificó que la fermentación ruminal por sí sola contribuye en la mayor proporción de las emisiones (en promedio 74% de las emisiones totales). En tal sentido en función de la metodología utilizada las mejoras en la calidad del forraje ofrecido que reduzcan las pérdidas de energía como CH₄, sería un camino acertado para mitigar dichas emisiones.

En segunda instancia se determinó que la performance animal y alimentación parecen ser las principales determinantes de la intensidad de las emisiones de GEI en sistemas criadores. En tal sentido los indicadores de eficiencia productiva que más se asociarían serían el porcentaje de destete y los kilos de ternero destetado por vaca entorada, pero no el peso del ternero per se. En el caso de las características de la dieta está influenciada en mayor medida por la calidad, expresada como digestibilidad y proteína cruda, antes que la cantidad de forraje, registrándose incluso correlación positivas importantes entre indicadores de eficiencia y calidad de la dieta. No obstante, los resultados indican que en sistemas que mejoran la producción de forraje por hectárea, es esperable que repercuta en mejoras de los indicadores productivos como el porcentaje de destete y los kilos de ternero destetado por vaca entorada y por ende menor HUELLA DE CARBONO del sistema. Esto indica que existen prácticas de manejo del sistema, que adoptan ciertos productores, entre las cuales se encuentran el mejoramiento de pasturas naturales, manejo del pastoreo, entre otras, que influirían directamente sobre la performance animal y reducirían las emisiones de GEI del sistema.

Los resultados de este trabajo constituyen una primera evaluación de la intensidad de las emisiones de GEI en sistemas criadores en el Uruguay. Pese a que el desafío primordial de la cría en Uruguay es el revertir los magros resultados productivos, la respuesta debe estar dirigida hacia sistemas más sustentable en una dimensión global. Las influencias de las políticas ambientales son dignas de atención en Uruguay a pesar de que todavía no es el foco principal en el país, por tal motivo el desarrollo de herramientas para estimar impacto ambiental, controlar el progreso y la eficacia de las opciones de mitigación sería un acierto que generaría una ventaja considerando la aparición de futura regulación.

Desarrollar oportunidades de comercialización basado en la reducción de los impactos ambientales totales que incluya además de las emisiones de GEI, aspectos como: huella de agua, conservación de la biodiversidad, pérdida/degradación de suelos, etc, podría traer oportunidades para desarrollar aún más la sostenibilidad de los sistemas ganaderos.

4. BIBLIOGRAFÍA

- AFRC (Agricultural and Food Research Council. 1993. Energy and Protein Requirements of Ruminants. An advisory manual prepared by the AFRC Technical Committee on Responses to Nutrients. CAB International, Wallingford, UK. pp 24-159.
- Beauchemin, K.A., Janzen, H.H, Little, S.M., McAllister, T.A., McGinn, S.M. 2011. Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada – Evaluation using farm-based life cycle assessment. *Animal Feed Science and Technology*, 166-167: 663-667.
- Beauchemin, K.A., Janzen, H.H, Little, S.M., McAllister, T.A., McGinn, S.M. 2010. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. *Agricultural Systems*, 103: 371-379.
- Becoña, G. y Wedderburn, E., 2010. Comparación del impacto ambiental en relación a gases de efecto invernadero en sistemas ganaderos de Uruguay y Nueva Zelanda. 2020 Science. AgResearch-Plan Agropecuario. Disponible en: http://www.planagro.com.uy/publicaciones/libros/Comparacion_del_impacto_ambiental_en_relacion_a_gases_de_efecto_invernadero_en_sistemas.pdf
- Beukes, P.C., Gregorini, P., Romera, A.J., Levy, G., Waghorn, G.C. 2010. Improving production efficiency as a strategy to mitigate greenhouse gas emissions on pastoral dairy farms in New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 136: 358-365.
- Brito, G. y Pigurina, G. 1997. Uso del campo natural diferido con suplementación proteica para vacas de cría preñadas. En: Primer Congreso Binacional de Producción Animal. Paysandú, Uruguay. Vol. 17, Supl. pp 66-69.

- BSI (British Standard Institute). 2008. PAS 2050:2008 – Specification for the Assessment of the Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Goods and Services. British Standards. Reino Unido. pp 36.
- Cambra-López, M., García Rebollar, P., Estellés, F., Torres, A. 2008. Estimaciones de las emisiones de los rumiantes en España: el factor conversión de metano. Archivos de Zootecnia, 57 (R): 89-101.
- Casey, J., y Holden, N. 2006. Quantification of GHG emissions from sucker-beef production in Ireland. Agricultural Science, 90: 79-98.
- Clark, H., Pinares-Patiño, C., de Klein, C. 2005. Methane and nitrous oxide emissions from grazed grasslands. En : McGilloway DA (ed). Grassland: A Global Resource. Wageningen Academic Publishers. pp 93-279.
- Clark, H. 2009. Methane emissions from ruminant livestock; are they important and can we reduce them?. Proceeding of the New Zealand Grassland Association, 71: 73-76.
- Crosson, P., Shalloo, L., O'Brien, D., Lanigan, G.J., Foley, P.A., Boland, T.M., Kenny, D.A. 2011. A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. Animal Feed Science and Technology, 166– 167: 29– 45.
- CUSA (Cámara Uruguaya de Servicios Agropecuarios). 2011. Julio de 2011. Disponible en: http://www.cusa.org.uy/precios_servicios_agricolas.html
- De Boer, IJM., Cederberg, C., Eady, S., Gollnow, S., Kristensen, T., Macleod, M., Meul, M., Nemecek, T., Phong, LT., Thoma, G., Van der Werf, HMG., Williams, AG. And Zonderland-Thomassen, MA. 2011. Greenhouse gas mitigation in animal production: towards an integrated life cycle sustainability assessment. Current Opinion in Environmental Sustainability, 3: 423-431.

- De Klein, CAM., Pinares-Patiño, C., Waghorn, G.C. 2008. Greenhouse gas emissions. En: McDowell RW (ed). Environmental Impacts of Pasture-based Farming. CAB International, Oxfordshire, UK. pp 1-32.
- De Vries, M., y de Boer, I.J.M. 2009. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128: 1-11.
- DICOSE, Dirección de Control de Semovientes (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca). 2010. Declaración Jurada Vacuna 2010. Disponible en <http://www.mgap.gub.uy/DGSG/DICOSE/dicose.htm>
- DIEA, Dirección Estadísticas Agropecuarias (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca). 2010. Anuario Estadístico Agropecuario 2010. Disponible en: <http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxpp001.aspx?7,5,352,O,S,0,MNU;E;27;6;MNU>
- DINAMA, Dirección Nacional de Medio Ambiente (Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente). 2010. Tercera comunicación nacional. Resumen Ejecutivo 2010. Diciembre de 2011. Disponible en: <http://www.cambioclimatico.gub.uy/index.php/inventarios-nacionales>
- Dini, Y., Gere, J., Briano, C., Manetti, M., Juliarena, P., Picasso, V., Gratton, R. and Astigarraga, L. 2012. Methane Emission and Milk Production of Dairy Cows Grazing Pastures Rich in Legumes or Rich in Grasses in Uruguay. *Animals*, 2: 288-300.
- Eckard, R.J., Grainger, C., de Klein, C.A.M. 2010. Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. *Livestock Science*, 130: 47-56.
- Edwards-Jones, G., Plassmann, K., Harris, I.M., 2009. Carbon footprinting of lamb and beef production systems: insights from an empirical analysis of farms in Wales, UK. *Journal of Agricultural Science*, 147: 707-719.

- FAO. 2009. The State Of Food And Agriculture, Livestock In The Balance. Food and Agricultural organization. Rome, Italy. 4 de marzo de 2012. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/012/i0680e/i0680e.pdf>
- Franco, J., Crossa, J., Villaseñor, J., Taba, S. and Eberhart, S.A. 1998. Classifying genetic resources by categorical and continuous variables. *Crop Science*, 38: 1688–1696
- Franco, J., Crossa, J., Villaseñor, J., Taba, S. and Eberhart, S.A., 1997a. Classifying Mexicanmaize accessions using hierarchical and density search methods. *Crop Science*, 37: 972–980.
- Franco, J., Crossa, J., Díaz, J., Villaseñor, J., Taba, S. and Eberhart, S.A. 1997b. A sequential clustering strategy for classifying gene bank accessions. *Crop Science*, 37: 1656–1662.
- Frischkecht, R., Hans-Jörg A., Bauer, C., Doka, G., Heck, T., Jungbluth, N., Kellenberger, D. and Nemecek, T., 2007. The Environmental Relevance of Capital Goods in Life Cycle Assessments of Products and Services. *International Journal Life Cycle Assessment*. 6 de Agosto de 2012. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1065/Ica2007.02.308>
- Garnsworthy, P.C. 2004. The environmental impact of fertility in dairy cows: a modeling approach to predict methane and ammonia emissions. *Animal Feed Science and Technology*, 112: 211–223.
- Gill, M., Smith, P., Wilkinson, J.M. 2010. Mitigating climate change: the role of domestic livestock. *Animal*, 4 (3): 323-333.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. 2007. *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Solomon, S., D. Qin,

M .Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and Miller H.L. (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 7 de Junio de 2012. Disponible en: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2s2-10-2.html#table-2-14

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Workbook. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme (Eds H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara & K. Tanabe). Kanagawa, Japan : IGES. 4 de Julio de 2011. Disponible en: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.htm>

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. 2001. Technical summary. In Climate Change 2001: The scientific basis. Contribution of working group I of the Intergovernmental panel on climate change. 17 de Agosto de 2012. Disponible en: http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/index.htm

Jenkins, T.G. y Ferrell C. L. 1994. Productivity Through Weaning of Nine Breeds of Cattle Under Varying Feed Availabilities: I. Initial Evaluation. *Journal Animal Science*, 72: 2787-2797.

Johnson, D., Phetteplace, H., Seidl, A., Schneider, U.A, McCarl, B., 2010. Management variations for US beef production systems: effects on Greenhouse gas emissions and profitability. 5 de Noviembre de 2011. Disponible en: <http://www.coalinfo.net.cn/coalbed/meeting/2203/papers/agriculture/AG047.pdf>

Johnson, J., Franzluebbbers, A., Weyers, S., Reicosky, D. 2007. Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emissions. *Environmental Pollution*, 150: 107-124.

Johnson, K. A. y Johnson, D.E. 1995. Methane emissions from cattle. *Journal Animal Science*, 73: 2483:2492.

- Lal, R., 2004. Carbon emission from farm operations. *Environment International*, 30: 981-990.
- Ledgard, S.F., Lieffering, M., Zonderland-Thomassen, M.A., Boyes, M. 2011. Life Cycle Assessment – a tool for evaluating resource and environmental efficiency of agricultural products and systems from pasture to plate. *Proceedings of the NZ Society of Animal Production*, 71: 139-148.
- Ledgard, S., Journeaux, P., Furness, H., Petch, R., Wheeler, D., 2004. OCDE. Use of nutrient budgeting and management options for increasing nutrient use efficiency and reducing environmental emissions from New Zealand farms. *Proceedings of the OECD expert meeting on farm management indicators and the environment*. Palmerston North, New Zealand. pp 11. Julio 2010. Disponible en: <http://www.oecd.org/agr/env/indicators.htm>
- Little, S., Linderman, J., Maclean, K., Janzen, H. 2008. HOLOS – a tool to estimate and reduce greenhouse gases from farms. *Methodology and algorithms for versions 1.1.x*. Agriculture and Agri-Food Canada, Cat. No. A52-136/2008E-PDF, pp 158. Setiembre de 2011. Disponible en: ftp://ftp.agr.gc.ca/pub/outgoing/HOLOS/Holos%20pubs/%236_Eng.pdf
- Luo, J; de Klein, C; Ledgard, S; Saggar, S. 2009. Management options to reduce nitrous oxide emissions from intensively grazed pastures: A review. *Agricultural, Ecosystems and Environment*, 136: 282-291.
- Mardia, K.V., Kent, J.T., Bibby, J.M.. 1979. *Multivariate Analysis*. Academic Press, London. 518 p.
- Mieres, J.M. 2004. *Guía para alimentación de rumiantes*. INIA, Uruguay. Serie técnica N° 142. pp 17-68.

- Modernel, P. 2011. Emisiones de Gases de Efecto Invernadero en Invernada Vacuna del Uruguay. Tesis Maestría. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 65 p.
- MVOTMA (Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente). 2003. Cambio climático: compendio informativo (en línea). 3 de Agosto de 2012. Disponible en : http://unfccc.int/resource/iuckit/infokit_es.pdf
- NRC (National Research Council). 1996. Nutrients Requirements of Beef Cattle. National Academy Press, Washington, D.C., U.S.A. Julio de 2011. Disponible en: http://www.nap.edu/openbook.php?record_id=9791&page=3
- Ogino, A., Orito, H., Shimada, K., Hirooka, H. 2007. Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow-calf system by the life cycle assessment method. *Animal Science Journal*, 78: 424-432.
- Orcasberro, R., Soca, P., Berreta, V., Trujillo, A. I. 1992. Estado Corporal de Vacas Hereford y Comportamiento Reproductivo. Págs. 32-35. En: *Evaluación Física y Económica de Alternativas Tecnológicas en Predios Ganaderos*. Estación Experimental M. A. Cassinoni. Facultad de Agronomía. Universidad de la República. pp 56.
- Oyhantçabal, W. 2011. El MGAP y la “huella” de carbono de productos de exportación: una estrategia en defensa de la competitividad. *Anuario 2011 OPYPA*. MGAP. 399-404.
- Pereira, G. y Soca, P. 1999. Aspectos relevantes de la cría vacuna en el Uruguay. En *Foro: Organización de la cría vacuna*, Instituto Plan Agropecuario, Regional Norte. pp 24.
- Pelletier, N., Pirog, R., Rasmussen, R. 2010. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agricultural Systems*, 103: 380-389.

- Pinares-Patiño, C.S., Waghorn, G.C., Hegarty, R.S. and Hoskin, S.O. 2009. Effects of intensification of pastoral farming on greenhouse gas emissions in New Zealand. *New Zealand Veterinary Journal*, 57: 252-261.
- Pinares-Patiño, C.S., Baumont, R., Martin, C. 2003. Methane emissions by Charolais cows grazing a monospecific pasture of timothy at four stages of maturity. *Canadian Journal of Animal Science*, 83: 769-777.
- Rochette, P. y Janzen, H.H. 2005. Towards a revised coefficient for estimating N₂O emissions from legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 73: 171-179.
- Quintans, G. 2008. La alternativa para incrementar la tasa de procreo: disminución del anestro posparto. INIA, Uruguay. Serie Técnica 174. pp 99-109.
- Salvo L.; Terra, J.A.; Ayala, W.; Bermudez, R.; Correa, J.; Avila, P.; and Hernández, J. 2008. Long-term phosphorus fertilization and perennial legumes addition impacts on temperate natural grassland: II. Total and particulate soil organic C. En: *International Grassland Congress and the International Rangeland Congress*. Hohhot, China. 382 p.
- Scaglia, G. 2004. Suplementación invernal de vacas de cría. *Boletín de divulgación N° 84*. INIA. Treinta y Tres, Uruguay. 12 p.
- Schneider, H. y Samaniego, J.L., 2010. CEPAL. La huella del carbono en la producción, distribución y consumo de bienes y servicios. 46 p.
- Smeaton, D. (2007). *Profitable Beef Production. A guide to beef production in New Zealand*. Ed: New Zealand Beef Council. New Zealand. pp 338-349 .
- Soca, P., Olmos, F., Espasandín, A., Bentancur, D., Pereyra, F., Cal, V., Sosa, M. y Do Carmo, M. 2008. Herramientas para mejorar la utilización del campo natural, el ingreso económico de la cría y atenuar los efectos de la variabilidad climática en sistemas de cría vacuna del Uruguay. a – impacto en cambios en la estrategia de

asignación de forraje sobre la productividad de diversos grupos genéticos bajo pastoreo del campo natural. INIA, Uruguay. Serie Técnica 174. pp 110-120.

Soca, P., Claramunt, M., Do Carmo, M., 2007. Sistemas de cría vacuna en ganadería pastoril sobre campo nativo sin subsidios: Propuesta tecnológica para estabilizar la producción de terneros con intervenciones de bajo costo y de fácil implementación. Revista Ciencia Animal. Facultad de Ciencias Agronómicas Universidad de Chile. Chile. Vol 3. pp 3-22.

Soca, P., Henry, A., Pereira, G. 2001. Utilización estratégica de mejoramientos de campo natural con Lotus subbiflorus cv El rincón. En: Revista Cangue N° 22. EEMAC. Facultad de Agronomía. Paysandú, Uruguay. pp 32-45.

Soca, P. y Orcasberro, R. 1992. Propuesta de manejo del rodeo de cría en base a estado corporal, altura del pasto y aplicación de destete temporario. En: Jornada de producción animal. Evaluación física y económica de alternativas tecnológicas en predios ganaderos, Estación Experimental Mario A. Cassinoni Facultad de Agronomía. Paysandú, Uruguay. pp 54-56.

Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., de Haan, C. 2006. Livestock's role in climate change and air pollution. En: FAO (Eds). Livestock's long shadow environmental issues and options. Rome, Italy. pp 79-122.

Stewart, A.A., Little, S.M., Ominski, K.H., Wittenberg, K.M., Janzen, H.H., 2009. Modelling animal system paper. Evaluating greenhouse gas mitigation practices in livestock systems: an illustration of a whole-farm approach. Journal of Agricultural Science, 147: 367-382.

Taba, S., Díaz, J., Franco, J., Crossa, J. 1997. Evaluation of Caribbean maize accessions to develop a core subset. Crop Science, 38:1378–1386.

- Terra J.A., Garcia-Préachac, F., Salvo, L. and Hernández, J., 2006. Soil use intensity impacts on total and particulate soil organic matter in no-till crop-pasture rotations under direct grazing. In: Soil Management for Sustainability. – (Horn R., H. Fleige, S., Peth, and X. Peng (editors). *Advances in GeoEcology*, 38: 233-241.
- Ulyatt, M.J., Lassey, K.R., Shelton, I.D. Walker, C.F. 2002. Methane emission from dairy cows and wether sheep fed subtropical grass-dominant pastures in mid-summer in New Zealand. *New Zealand Journal Agricultural Research*, 45: 227-234.
- UNFCCC, United Nations Framework Convention on Climate Change. 2008. Measure to Mitigate Climate Change. Resource Guide. For preparing the National Communications of Non-Annex I Parties. Module 4. Disponible en: http://unfccc.int/resource/docs/publications/08_resource_guide4.pdf
- Van Soest, P.J. 1994. Nutritional ecology of the ruminant, 2nd. Edition. Cornell University Press, Ithaca, USA. 23-27.
- Veysset, P., Lherm, M., Bébin, D. 2010. Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: Model-based analysis and forecasts. *Agricultural Systems*, 103: 41-50.
- Waghorn, G.C. y Clark, D.A. 2006. Greenhouse gas mitigation opportunities with immediate application to pastoral grazing for ruminants. *International Congress Series*, 1293: 107-10.
- Ward, J.H., Jr. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association*, 58: 236–244.
- Wheeler, D. M., Ledgard, S. F. and de Klein C. A. M. 2007. Using the OVERSEER nutrient budget model to estimate on-farm greenhouse gas emissions. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 48(2): 99-103.

White, R. 2006. Principles and practice of soil science. The soils as a natural resource.
4th ed. Oxford, UK, Blackwell Publishing. 212 p.