

Doctorado en Ciencia Animal

Tesis

Modelación productiva, económica y de gases de efecto
invernadero de sistemas de cría bovina de la Pampa Deprimida

Por: Claudia Faverin

Facultad de Ciencias Veterinarias

U.N.C.P.B.A



2019

Doctorado en Ciencia Animal

Tesis

Modelación productiva, económica y de gases de efecto
invernadero de sistemas de cría bovina de la Pampa Deprimida

Por: Claudia Faverin

Director: Dr. Claudio F. Machado

Co-Director: Dr. Roberto Gratton†

Facultad de Ciencias Veterinarias

U.N.C.P.B.A

Miembros del Jurado:

Dra. Laura Astigarraga

Dr. Miguel Taboada

DEDICATORIA

A Federico, Facundo y a nuestra familia

AGRADECIMIENTOS

Esta tesis es el fruto del trabajo de muchos años, donde han pasado por mi vida muchas personas que han contribuido de distintas formas.

A mi director de tesis, el Dr. Claudio Machado por su guía y consejos a lo largo de esta tesis.

A mi codirector de tesis, el Dr. Roberto Gratton por su apoyo durante el poco tiempo que compartimos.

Al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) que posibilitó la realización del doctorado a través del programa de posgrado y de proyectos de investigación y extensión.

A la Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP) que también realizó un aporte económico para la realización de algunas actividades a través de proyectos de investigación de la Facultad de Ciencias Agrarias.

A las autoridades de INTA Balcarce y del Área de Producción Animal por apoyarme y darme tiempo para finalizar esta tesis.

A mis compañeros y amigos de las asignaturas Introducción a la Biología y Biología General de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UNMDP por su apoyo y comprensión durante el desarrollo de esta tesis.

Al Grupo de Sistemas Ganaderos del INTA Balcarce por acompañarme durante este tiempo, y por saber esperar.

Al Dr. Ronaldo Vibart y a la gente de AgResearch (Nueva Zelanda) por su calidez humana, porque me abrieron las puertas y me dieron la posibilidad de aprender en el marco de la beca LEARN (*Livestock Emissions and Abatement Research Network*).

Al Dr. Ngoni Chirinda y a la gente de CIAT (Centro Internacional de Agricultura Tropical) en Colombia por haberme seleccionado para una beca que me dio la oportunidad de aprender e interactuar con destacados especialistas en la temática de la tesis.

A los Dres. Ernesto Spath, Carlos Rossanigo y Julio Fernández, y al CPN Martín Fernández por colaborar en el acceso a los datos de las encuestas para la construcción de las tipologías.

A la Sra. Beatriz Masiero y a CS Virginia Frade por su contribución al análisis de datos del capítulo de tipologías.

Al Dr. Estaban Melani por sus comentarios y sugerencias sobre las tipologías ganaderas.

Al Dr. Mauricio Arroquy y Ing Pablo Mangudo responsables del desarrollo y soporte del modelo de simulación SIMUGAN, por la implementación del submodelo de GEI, por su asesoramiento y trabajo en el modelo facilitando la realización de las simulaciones.

A los Ings. Alejandra Marino, María José Uribe, Juan Martínez y Juan Carlos Tosi por su asesoramiento en datos fundamentales para el desarrollo del submodelo y el cálculo económico.

A Adriana Cano, mi maestra en el análisis estadístico y en el manejo de SAS desde hace muchos años, que siempre ha sido generosa con su conocimiento, y predispuesta a las consultas y a encontrar soluciones.

A Sofia Hara con quien transitamos juntas tesis y ecuaciones, y forjamos una hermosa amistad.

A Catalina Fernández Rosso y Franco Bilotto, mis compañeros de ruta académica, con quien compartimos simulaciones, mates y charlas sobre los resultados. Sin ellos llegar a esta instancia hubiera sido muy difícil.

A mi amigo, el extensionista Paulo Recavarren, quien estuvo siempre acompañándome y enseñándome, cultivó su paciencia y fue generoso con su tiempo y conocimiento.

A mis amigos (que difícil enumerarlos a todos! Soy afortunada por tenerlos) quienes me acompañaron y apoyaron.

Durante el transcurso de la tesis nació la pequeña Justina y se fueron personas que quiero, mi viejo y mi suegro quienes me acompañaron. Agradecer a ellos y a los que quedan, mi mamá, mi suegra, toda mi familia política por ser pacientes y comprender que necesitaba tiempo para terminar.

En especial a Federico y a Facundo, quienes supieron esperar, por su apoyo incondicional a lo largo del doctorado, y por su paciencia y comprensión por el tiempo que les “robé” para dedicarlo a esta tesis.

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue evaluar indicadores productivos, económicos y de gases de efecto invernadero (GEI) en sistemas típicos de cría vacuna de la Pampa Deprimida (integrada por dos zonas, Cuenca del Salado y Depresión de Laprida) y evaluar diferentes propuestas de mejora tecnológica recomendadas regionalmente por el INTA. La tesis comprende a) el desarrollo e incorporación de un submodelo de simulación de gases de efecto invernadero (GEI) a un modelo bioeconómico preexistente a nivel de establecimiento, b) la identificación de tipos de establecimientos de cría bovina predominantes en la Pampa Deprimida, c) la simulación dinámica de indicadores productivos, económicos y de intensidad de emisión de GEI (huella de carbono de la cuna a la tranquera mediante análisis de ciclo de vida, ACV) de dos tipos de establecimientos contrastantes (Productor tradicional de escala media, Tr y Empresa local tecnificada de escala grande, Te) de la Pampa Deprimida, d) la evaluación integral de cambios en los indicadores productivos, económicos y de intensidad de emisión de GEI de los establecimientos contrastantes descriptos previamente con la incorporación de propuestas tecnológicas (inclusión del 5 y el 10% de la superficie del establecimiento con festuca BPM (Buenas Prácticas de Manejo) y anticipación de la época de primer servicio de vaquillonas (pasando de 27 meses a 15 meses) en aquellos escenarios con 10% de festuca BMP. El submodelo de GEI incluyó ecuaciones aceptadas internacionalmente con fuentes de emisión basadas en el enfoque de ciclo de vida del producto (hasta la tranquera). El submodelo permite estimar dos categorías de emisión: primero, las emisiones directas e indirectas de metano, óxido nitroso y dióxido de carbono de las actividades de producción ganadera en los establecimientos, y segundo, las emisiones indirectas de GEI asociadas con insumos usados en los establecimientos. El submodelo fue incorporado a un simulador bioeconómico dinámico de paso diario (SIMUGAN) a partir del cual fue posible contar con indicadores productivos, económicos y de emisión de GEI. Para el análisis de tipologías de sistemas de cría de la Pampa Deprimida se procesó la información regional (indicadores productivos, recursos forrajeros y prácticas de alimentación animal, reproducción, prácticas sanitarias e información social) de 115 establecimientos de una encuesta disponible. No se encontraron diferencias significativas entre zonas (Cuenca del Salado y Depresión de Laprida), y posterior a una selección de variables, se utilizó un análisis de conglomerados para establecer las cuatro tipos de establecimientos: sistema tradicional (Grupo 2: Productor tradicional de escala media) y tres sistemas tecnificados (Grupo 1: Empresa tecnificada de escala media; Grupo 3: Empresa local tecnificada de escala grande; Grupo 4: Empresa tecnificada de escala grande). La carga animal media fue de 0,72 vaca equivalente ha^{-1} , donde los sistemas tecnificados presentaron

mejores indicadores productivos que el tradicional. Los tecnificados se diferencian por cercanía del lugar de residencia del productor y familia, el reclutamiento del personal contratado, forma jurídica, consumo de consultoría profesional y prácticas aplicadas de salud animal. Los sistemas productivos tradicionales están basados centralmente en pastizales naturales y los productores y sus familias generalmente viven en el campo o en una ciudad cercana. Los sistemas tecnificados incluyen además de la base de pastizal natural, pasturas, cultivos de invierno y de verano. La comparación entre los sistemas Tr y Te y las propuestas de intensificación determinaron intensidades de emisión de GEI por unidad de producto (IE) que variaron según el nivel de intensificación de forma similar (entre 16,4 y 19,9 kg CO₂eq kg PV⁻¹). El efecto aditivo de la incorporación de festuca a un 10% de la superficie con el adelanto de la edad al primer servicio de las vaquillonas permitió reducir la IE hasta un 17%. Los resultados sugieren que es factible reducir la IE mediante la adopción de tecnologías disponibles. Esta tesis responde a la contribución metodológica de la aplicación potencial a otras bases de datos agropecuarias u otras producciones y, en particular, la descripción de la tipología regional de establecimientos ganaderos puede contribuir a planes específicos de transferencia de tecnología por parte de las instituciones agropecuarias. Aunque se puede requerir información experimental complementaria, este estudio proporciona información útil sobre las oportunidades de mitigación de GEI para los responsables de la formulación de políticas y los productores.

Palabras claves: Cría vacuna, tipologías, ambiente, modelación

ABSTRACT

The objective of the present work was to evaluate productive, economic and greenhouse gas (GHG) indicators in typical cow-calf systems located in Flooding Pampas (conformed by two zones, Salado River Basin and Laprida Depression) and to test different technological improvement regionally advised by INTA. The thesis includes a) the development and incorporation of a greenhouse gases (GHG) simulation submodel to a pre-existing bioeconomical whole-farm model, b) identification of main types of cow-calf farms in the Flooding Pampas from a local database, c) to simulate productive, economic and GHG emission intensity indicators (cradle-to gate using life cycle assessment, LCA) of two contrasting regional farms (Medium-scale traditional farmer, Tr, and Large-scale local technified enterprise, Te) d) to evaluate the impact on productive, economic and GHG emission intensity indicators of the previously described of contrasting typical farms with the application of technology improvements (5 and 10% of the farm area allocated to fescue pasture area managed with Good Practice Management (GPM) and first mating anticipation of heifers (from 27 to 15 months age) in those scenarios with 10% of GPM fescue pasture. The GHG submodel was based on internationally accepted equations and arranged as a cradle-to-farm gate LCA. The submodel allows estimating two emission categories: first, the direct and indirect emissions of methane, nitrous oxide and carbon dioxide from the livestock production activities in the farms, and second, the indirect emissions from farm inputs. The GHG submodel was incorporated into a bioeconomic whole-farm simulator of daily time-step (SIMUGAN) in order to assess productive, economic and GHG emission indicators. Regional information (productive indicators, forage resources, animal feeding practices, reproduction, animal health practices, and social information) about 115 farms from an available survey was processed to obtain cow-calf farm typologies. No significant differences were found between zones (Salado River Basin and Laprida Depression), therefore after a variable selection, a conglomerate analysis was used to identify the four farm clusters: traditional system (Group 2: Medium-scale traditional farmer) and three technified systems (Groups 1 and 4: Medium- and large-scale technified enterprise, respectively, and Group 3: Large-scale local technified enterprise). Overall mean stocking rate was 0.72 cow unit ha^{-1} , but with better productive indicators in technified groups. Within technified clusters, main differences were associated to the farmer and his/her family's residence, farm employees, farm ownership, uptake of agricultural consultancy and adoption of specific animal management practices. Traditional systems were based on natural grasslands and farmers and their families usually live in the farm or in a town nearby. Technified

systems include cultivate pastures, winter and summer crops in addition to natural grasslands. GHG intensities per unit of product (EI) varied accordingly to the intensification level in a similar trend for Tr and Te scenarios (between 16.4 and 19.9 kg CO₂eq kg PV⁻¹). The combination of GPM to fescue pastures up to 10% of farm with an early (15 mo) first mating reduced EI up to 17%. Results suggest that it is feasible to reduce EI by the adoption of available technologies. This whole thesis performs to the methodological contribution of potential application to other farm databases or other productions, and in particular, the description of regional livestock farm typology may contribute to specific technology transfer plans by agricultural institutions. Although complementary experimental information may be required, this study provides useful insights regarding GHG mitigation opportunities for policy makers and farmers.

Keywords: Cow-calf systems, typology, environment, modelling.

ABREVIATURAS

ACV: Análisis de Ciclo de Vida del Producto

AFOLU: Agricultura, ganadería, silvicultura y otros usos de la tierra (acrónimo en inglés de *agriculture, forestry and other land use*)

AGR: asesoramiento agronómico

AGV: ácidos grasos volátiles

ANIMALES: animales totales

AREAT: área total del establecimiento

BPM: Buenas Prácticas de Manejo

C: campo

CAP: capacitación del productor y empleados

CC: cambio climático

CIC: Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires

CN: campo natural

CO₂: dióxido de carbono

CO₂eq.: dióxido de carbono equivalente

COS: carbono orgánico del suelo

CS: Cuenca del Salado

CEB: consumo de energía bruta

CH₄: metano

CMNUCC: Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático

CONTe: uso de concentrados por los terneros

CONV: uso de concentrados por las vacas

CONVq: uso de concentrados por las vaquillonas

CONTo: uso de concentrados por los toros

DL: Depresión de Laprida

DS: duración del Servicio

EB: energía bruta

EEA: Estación Experimental Agropecuaria

EV_TOTAL: carga animal en equivalente vaca por hectárea

F: fertilización de pasturas y cultivos forrajeros

FAO: Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura

FDN: fibra detergente neutro
FERTP: fertilización con fósforo
FERTN: fertilización con nitrógeno
FERTPN: fertilización con fósforo y nitrógeno
FERTNO: no fertiliza
FI: producción ganadera como principal fuente de ingresos
FL: forma Legal
FE: factor de emisión
GDPV: ganancia de peso vivo
GEI: gases de efecto invernadero
GLEAM: *Global Livestock Environmental Assessment Model*
IAV: inseminación artificial en vacas
IAVQ: inseminación artificial en vaquillonas
IE: intensidad de emisión
IP: intensidad de pastoreo
INTA: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
IPCC: Panel Intergubernamental para el Cambio Climático
IPCVA: Instituto de la Promoción de la Carne Vacuna Argentina
LRP: lugar de Residencia del Productor
LRF: lugar de Residencia de la Familia del productor
MEG: modelación a nivel de establecimiento ganadero
MODASUR: Red interinstitucional de modelación de sistemas agropecuarios de la región Buenos Aires Sur
MB: margen bruto
MF: masa forrajera
MOP: mano de obra permanente
MOPF: mano de obra permanente familiar
MOPNF: mano de obra permanente no familiar
MOPNFN: mano de obra permanente familiar y no familiar
MOPNO: no tiene mano de obra permanente
MORTR: porcentaje de mortalidad de vacas y toros
MORT: porcentaje de mortalidad de terneros
MOT: mano de obra temporaria

MOTF: mano de obra temporaria familiar
MOTNF: mano de obra temporaria no familiar
MOTFNF: mano de obra temporaria familiar y no familiar
MOTNO: no tiene mano de obra temporaria
MS: materia seca
N: destete normal
N₂O: óxido nitroso
NH₃: amoníaco
NO: no tiene asesoramiento veterinario o agronómico
NO₃⁻: nitrato
OCA: asesoramiento veterinario o agronómico ocasional
P: pasturas Cultivadas
PCG: potencial de calentamiento global
PD: porcentaje de destete
POR_GAN: porcentaje de área ganadera
PP: porcentaje de preñez
PPar: porcentaje de parición
PRINF: vacunación para enfermedades infecciosas
PRREP: control de enfermedades reproductivas
PRDP: control de deficiencias minerales y parásitos internos
PT: porcentaje de toros
PTE: asesoramiento veterinario o agronómico permanente
PV: peso vivo
PVTe: peso del ternero para invernada
PVVcon: peso de las vacas para consumo
PVVcva: peso de las vacas para conserva
PVVQr: peso de las vaquillonas de reposición
PVTo: peso de los toros de descarte
REG: asesoramiento veterinario o agronómico regular
RENSPA: Registro Nacional Sanitario de Productores Agropecuarios
RIAN: Red de Información Agropecuaria Nacional
RMSSTD: desviación estándar agrupada de todas las variables que forman un grupo
RSQ: R cuadrado

S: método de siembra de pasturas/cultivos

SC: siembra convencional

SD: siembra Directa

SCD: siembras Convencional y Directa

SF6: hexafluoruro de azufre

SON: no sembraron

SPRSQ: R cuadrado semi-parcial

SUPTe: suplementación de terneros

SUPV: suplementación de vacas

SUPVQ: suplementación de vaquillonas

SUPTo: suplementación de toros

T: destete tardío

TD: tipo de destete

TA: destete temprano o anticipado

Tr: productores tradicionales de escala media

Te: Empresa local tecnificada de escala grande

Tr5% y Te5%: nivel de intensificación basado en la mejora de la oferta forrajera con un 5% de la superficie total del establecimiento dedicado a pasturas de festuca BPM para Tr y Te, respectivamente.

Tr10% y Te10%: nivel de intensificación basado en la mejora de la oferta forrajera con un 10% de la superficie total del establecimiento dedicado a pasturas de festuca BPM para Tr y Te, respectivamente.

Tr10%15m y Te10%15m: nivel de intensificación basado en la mejora de la oferta forrajera con un 10% de la superficie total del establecimiento dedicado a pasturas de festuca BPM más el adelanto del servicio de las vaquillonas a los 15 meses de edad para Tr y Te, respectivamente.

UC: urbana Cercana al campo

UF: unidad funcional

UL: urbana Lejana al campo

UNICEN: Universidad del Centro de la Provincia de Buenos Aires

VE: vientres entorados

VET: asesoramiento veterinario

VI: verdeos de invierno

VV: verdeos de Verano

Ym: proporción de EB que se pierde como CH₄

Z: zonas

ÍNDICE

DEDICATORIA	III
AGRADECIMIENTOS	IV
RESUMEN	VI
ABSTRACT	VIII
ABREVIATURAS	X
ÍNDICE	XV
ÍNDICE DE FIGURAS	XVII
ÍNDICE DE TABLAS	XIX
INTRODUCCIÓN	1
HIPÓTESIS.....	4
OBJETIVO GENERAL.....	4
OBJETIVOS PARTICULARES.....	4
BIBLIOGRAFÍA	5
CAPÍTULO 1. REVISION BIBLIOGRÁFICA	9
Emisiones de GEI y contribución de la ganadería de Argentina.....	10
Principales fuentes y sumideros de gases de efecto invernadero en los sistemas ganaderos pastoriles..	12
I. METANO	12
I.1 Fermentación entérica	13
I.1.a. Efecto de composición de la dieta y el consumo	14
I.1.b. Estimación de su producción	15
I.2. Deposición de heces y orina a campo	16
I.3. Suelo y plantas forrajeras	17
I.4. Estrategias de mitigación de CH₄	18
II. ÓXIDO NITROSO	20
II.1. Emisiones directas de N ₂ O: excretas y fertilizantes sintéticos	20
II.2. Emisiones indirectas de N ₂ O: lixiviación y volatilización de compuestos nitrogenados	23
II.3. Estimación de su producción.....	23
II.4. Estrategias de mitigación de N ₂ O.....	24
III. DIÓXIDO DE CARBONO	24
III.1. Fotosíntesis y respiración.....	25
III.1. Uso de energía fósil en el predio y emisiones indirectas	26
PARTE II: MODELACIÓN Y CUANTIFICACIÓN DE EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN SISTEMAS PASTORILES	27
CONCLUSIONES	38

BIBLIOGRAFÍA	38
CAPÍTULO 2. TIPOLOGÍA Y CARACTERIZACIÓN DE ESTABLECIMIENTOS DE CRIA BOVINA EN LA PAMPA DEPRIMIDA.....	57
INTRODUCCIÓN	57
MATERIALES Y MÉTODOS	58
RESULTADOS.....	65
Caracterización de los establecimientos por zona.....	65
Tipología de los establecimientos	66
DISCUSIÓN	74
Enfoque metodológico	74
Tipología de los establecimientos	74
CONCLUSIONES	77
BIBLIOGRAFÍA	77
CAPÍTULO 3: MODELACIÓN PRODUCTIVA, ECONÓMICA Y DE GASES DE EFECTO INVERNADERO DE SISTEMAS TÍPICOS CRÍA BOVINA DE LA PAMPA DEPRIMIDA	82
INTRODUCCIÓN	82
MATERIALES Y MÉTODOS	84
RESULTADOS.....	91
DISCUSIÓN	95
CONCLUSIONES	98
BIBLIOGRAFÍA	98
CAPÍTULO 4: DISCUSION GENERAL	104
Tipologías de establecimientos ganaderos en sistemas pastoriles.....	106
Modelación como herramienta de integración de información experimental a diferentes escalas y de articulación entre investigación y promoción de políticas.....	108
Oportunidades de trabajos complementarios	111
Potencial impacto de incluir el secuestro de carbono edáfico y de leguminosas en el análisis	112
CONCLUSIONES.....	116
BIBLIOGRAFÍA.....	117

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de los diversos sectores en la República Argentina. Año 2014 (MAyDS, 2017).....	11
Figura 2. Emisiones de gases de efecto invernadero nacionales provenientes de los bovinos. Año 2014 (MAyDS, 2017). (*: incluye las otras categorías ganaderas además de bovinos).....	11
Figura 3. Diagrama esquemático de las fuentes de emisión y sumideros de metano en sistemas ganaderos pastoriles (los números indican el orden de las fuentes/sumideros desarrollados en el texto).....	13
Figura 4. Diagrama esquemático del ciclo del nitrógeno y de las emisiones de óxido nitroso en sistemas ganaderos pastoriles en el extremo inferior derecho se presenta una breve descripción de los procesos de desnitrificación y nitrificación (adaptado de De Klein <i>et al.</i> , 2008) (los números indican el orden de las fuentes/sumideros desarrollados en el texto).....	22
Figura 5. Diagrama esquemático de las fuentes de emisión y sumideros de dióxido de carbono en sistemas ganaderos pastoriles (los números indican el orden de las fuentes/sumideros desarrollados en el texto).....	25
Figura 6. La Pampa Deprimida incluye dos áreas: Cuenca del Salado (gris oscuro) y Depresión de Laprida (gris claro) (QGIS, 2009).....	58
Figura 7. Uso de la tierra en establecimientos de cría bovina de la Depresión del Salado como promedio y por zona (Cuenca del Salado y Depresión de Laprida). Diferencias significativas entro de tipo de recurso forrajero entre zonas se indican con un asterisco ($P \leq 0,05$).....	72
Figura 8. Composición (%) de la base de la alimentación de los grupos de establecimientos de cría bovina de la Depresión del Salado. Letras diferentes dentro de un tipo de recurso forrajero entre grupos muestran diferencias significativas ($P < 0,05$).....	73
Figura 9. Indicadores productivos, económicos y de emisiones para escenarios tradicionales. El gráfico de radar indica los porcentajes de cambio relativo respecto al escenario base (Tr), Tr: Planteo Base; Tr5% y Tr10%: 5 y 10% de la superficie total con festuca BPM, respectivamente; Tr10%15m: 10% de total superficie con festuca BPM y primer servicio de las vaquillonas a los 15 meses.	94
Figura 10. Indicadores productivos, económicos y de emisiones para escenarios tecnificados, El gráfico de radar indica los porcentajes de cambio relativo respecto al escenario base (Te). Te: Planteo Base; Te5% y Te10%: 5% y 10% de la superficie total con festuca BPM, respectivamente; Te10%15m: 10% de total superficie con festuca BPM y primer servicio de las vaquillonas a los 15 meses.	94

Figura 11. Variables productivas, económicas y de gases de efecto invernadero comparadas con sus respectivos planteos originales a niveles de baja (-15% de la carga animal de los escenarios originales) y alta (+15% de carga animal de los escenarios originales) en escenarios intensificados tradicionales y mejorados. Los controles para cada gráfico se indican en el extremo superior izquierdo; Tr10%: sistema tradicional con 10% de la superficie total con festuca BPM; Tr10% 15m: sistema tradicional con 10% de total superficie con festuca BPM y primer servicio de las vaquillonas a los 15 meses; Tr10%: sistema tecnificado con 10% de la superficie total con festuca BPM; Tr10% 15m: sistema tecnificado con 10% de total superficie con festuca BPM y primer servicio de las vaquillonas a los 15 meses..... 95

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Emisiones de metano de ganado alimentado con forrajes de buena calidad (datos basados en grupos de medias) (extraído de De Klein <i>et al</i> , 2008).	15
Tabla 2. Resumen de estudios de modelación de emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de sistemas de producción de carne (A. Cría, B. Recría y Engorde y C. Ciclo Completo)	30
Tabla 3. Variables productivas y socio-económicas consideradas para la caracterización de establecimientos de cría en la Cuenca del Salado y Depresión de Laprida.....	61
Tabla 4. Promedios y errores estándar para variables cuantitativas, porcentajes para variables cualitativas y significancias consideradas para la caracterización de establecimientos de cría bovina en la Cuenca del Salado (CS) y en la Depresión de Laprida (DL) y grupos obtenidos a partir del análisis de conglomerados.	68
Tabla 5. Fuentes de gases de efecto invernadero asociadas con los sistemas de producción de carne de base pastoril: factores de emisión y referencias.....	87
Tabla 6. Características principales de los escenarios simulados.....	89
Tabla 7. Producción de materia seca, calidad y vida útil de los recursos forrajeros y tasas de fertilización y combustible utilizado para las labores	90
Tabla 8. Resultados productivos, económicos y de emisión de gases de efecto invernadero para los diferentes planteos (Tr=Tradicional y Te=Tecnificado).	93
Tabla 9. Emisiones totales (kg CO ₂ /ha/año), intensidades de emisión (kg CO ₂ /kg PV) y porcentaje de reducción considerando situaciones teóricas de secuestro de carbono del suelo y uso de <i>Lotus tenuis</i> consociado con festuca.....	115

INTRODUCCIÓN

La Pampa Deprimida es una región extensa (9 millones de ha) que se extiende hacia el noreste y sudoeste de las sierras de Tandilia en la provincia de Buenos Aires, e incluye las cuencas del Río Salado y de la Depresión de Laprida (Etchevehere, 1961; Vervoorst, 1967). Esta región cuenta con aproximadamente 19.400 productores de ganadería vacuna para carne que poseen 8 millones de cabezas, donde predomina la actividad cría y se producen anualmente aproximadamente 2,7 millones de terneros/as (MinAgro, 2015). Como evidencia de la gran contribución productiva vacuna de la región al país, las cabezas y los terneros/as producidos representan el 48 y el 49 % de la provincia de Buenos Aires, respectivamente, y el 15 y 20 % de la producción nacional, respectivamente (MinAgro, 2015).

Una forma de capturar la realidad de los diferentes sistemas de producción y delimitarla es mediante la construcción de tipologías basada en criterios específicos y circunscriptos a los objetivos del estudio que permiten definir de una manera eficaz distintos grupos homogéneos de establecimientos/sistemas (Milán *et al.*, 2006; Valbuena *et al.*, 2008; Alemu *et al.*, 2016). Este tipo de trabajos son considerados necesarios para el desarrollo, recomendación e implementación de tecnologías adecuadas a tipos específicos de sistemas de producción usando criterios aportados por expertos o numéricos (Madry *et al.*, 2013). En el caso particular de la Pampa Deprimida, la construcción de tipologías basadas en factores productivos y socio-económicos está disponible a partir de descripciones breves o circunscriptas, básicamente basada a nivel de expertos (Mosciaro *et al.*, 2011) o de antiguos datos censales (Vázquez *et al.*, 2008). *En este sentido el contar con una descripción más precisa de las similitudes y diferencias entre sistemas puede contribuir en la búsqueda y recomendación de alternativas regionales para lograr una mayor eficiencia del sector ganadero, y extender el uso de tipologías a estimación de otros indicadores (ej. ambientales).*

Los establecimientos de la Pampa Deprimida tienen una superficie promedio de 605 ha, donde el 93% de ellas se dedican a ganadería y la cría bovina es la actividad predominante (Modernel *et al.*, 2016), aunque los productores locales han incorporado en algunas empresas la recria y/o la invernada (Jacobo *et al.*, 2016; Modernel *et al.*, 2016). La producción pecuaria suelen ser en base a pastizales naturales o pasturas implantadas, ya que predominan suelos que se caracterizan por una serie de restricciones que afectan el crecimiento de los cultivos (mal drenaje, anegamientos, alcalinidad, salinidad, etc.) (Taboada *et al.*, 1999). Esta región ha experimentado aumentos en la carga animal (Modernel *et al.*, 2016) que se conjugan con problemas de manejo, el uso deficiente de recursos forrajeros y al sanidad de los rodeos, lo que se traduce en bajas tasas de extracción

(Maresca, 2010). Desde hace décadas, la agricultura se expandió sobre los suelos ganaderos de mejor aptitud, por motivos fundamentalmente económicos, y la ganadería quedó relegada a suelos marginales (Rearte, 2007; Maresca, 2010). Este movimiento de los sistemas pecuarios hacia zonas de menor potencial, sin el ajuste de la carga animal y del manejo a las nuevas condiciones, ha conducido potencialmente a una reducción en la eficiencia y en la sustentabilidad, y en conjunto a un incremento del riesgo de la actividad ganadera, por lo que será necesaria la evaluación no sólo física, económica y social en estos nuevos escenarios sino también su impacto ambiental.

La intensificación indirecta que han sufrido los sistemas de cría regional hace que sean necesarias propuestas tecnológicas para la variedad de sistemas existentes y en transformación. Existe una variación regional en las prácticas y la adopción de protocolos de manejo mejorados que pueden ofrecer oportunidades para incrementar la productividad y rentabilidad en los establecimientos (Némoz *et al.*, 2013; Field, 2018). Tradicionalmente la intensificación en sistemas pastoriles ha estado asociada a un mayor uso de fertilizantes y de suplementación animal, principalmente por razones económicas (Vendramini *et al.*, 2007). Las buenas prácticas de manejo (BPM) han sido recomendadas para alcanzar una buena gestión productiva de los establecimientos, aumentar el rendimiento económico (Agnusdei y Di Marco, 2015) y para reducir el impacto ambiental, entre ellos de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (ej. Desjardins *et al.*, 2001; Vendramini *et al.*, 2007). La ventaja de la aplicación de las BMP también puede redundar en una mejora en el secuestro de carbono de los suelos en sistemas pastoriles, además de reducir las pérdidas de nitrógeno y de metano al medio ambiente (Liebig *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2015). En consecuencia, *las prácticas de manejo mejoradas pueden guiar a incrementar las eficiencias de producción y reducir las emisiones de GEI por unidad de producto* (Janzen *et al.*, 2008).

La ganadería regional tiene actualmente el desafío de ajustar la gestión operativa de las empresas ganaderas para mantener o mejorar la rentabilidad no sólo ante situaciones de mercado sino también ante el manejo de los riesgos climáticos. Los modelos de producción actuales plantean incrementar la producción de alimentos de una manera ambiental y económicamente sustentable usando los sistemas de producción y tecnologías actuales, en donde la agricultura y ganadería necesitarán poner más énfasis en mejorar su eficiencia (Crosson *et al.*, 2011). Los sistemas ganaderos son sistemas complejos donde interactúan distintos componentes en forma dinámica y continua que involucran no sólo los animales, sino también los suelos, los alimentos, los desperdicios y los cultivos, es por ello que un paso importante para la toma de decisiones al momento de controlar externalidades como los GEI es poder contar con información precisa y actualizada. No obstante, la representación de los sistemas determina que el abordaje de

alternativas y recomendaciones trascienda la investigación netamente experimental. Distintos autores coinciden en que la investigación de innovación en sistemas productivos y de las estrategias de mitigación efectivas demanda una aproximación de modelos de simulación a nivel de establecimiento (modelos *whole-farm*) basados en la información científica disponible (Ahuja *et al.*, 2002; Woodward *et al.*, 2008). Estos modelos constituyen una herramienta que posibilita el análisis de sistemas bajo situaciones donde la experimentación no es factible (ej. costos, recursos humanos, económicos, tiempo), facilitando estudios en el largo plazo e incorporando no sólo elementos de incertidumbre intrínsecos a los sistemas biológicos (Keating y McCown, 2001), sino también trabajando de manera simultánea con gran cantidad de variables, incluyendo la incertidumbre implícita en las variaciones climáticas que tienen que ver con la actividad y la toma de decisiones (Woodward *et al.*, 2008; Machado y Berger, 2012). Asimismo, esta herramienta es considerada potencialmente útil para predecir los efectos de cambios en el manejo de los establecimientos, así como el costo efectivo de las mitigaciones de GEI, mientras se garantice que son consideradas las interacciones entre emisiones (Crosson *et al.*, 2011).

Los modelos de simulación a nivel de establecimiento integran diferentes niveles de organización biológica y han sido utilizados para comparar estrategias de manejo del impacto ambiental (Crosson *et al.*, 2011; White *et al.*, 2010; Foley *et al.*, 2011; Nguyen *et al.*, 2013), para determinar las principales fuentes de emisión (Beauchemin *et al.*, 2010), para evaluar los efectos en las prácticas de manejo (Alemu *et al.*, 2017) o para explorar medidas de mitigación de GEI (Beauchemin *et al.*, 2011; Alemu *et al.*, 2017). El uso de modelos ha permitido también indicar que mejoras en la eficiencia podrían estar asociadas un menor impacto ambiental (Bell *et al.*, 2011; Capper y Bauman, 2013). En nuestro país, y particularmente en la zona, existen modelos de simulación adaptados localmente a nivel de establecimiento ganadero (Romera *et al.*, 2004; Machado *et al.*, 2010), no obstante, los mismos se han focalizado en evaluaciones productivo-económicas de los sistemas ganaderos, pero no incluyen la dimensión de GEI. *Es por ello importante la adecuación y utilización de modelos locales que permitirá no sólo analizar como los distintos escenarios pueden afectar las emisiones, sino también cuantificarlas y evaluar la reducción de GEI en establecimientos ganaderos en nuestras condiciones con el objeto de contribuir al desarrollo sustentable de los sistemas de producción.*

HIPÓTESIS

Por lo expuesto precedentemente, el presente trabajo planteó la siguiente hipótesis:

- *Las buenas prácticas de manejo de pastura y rodeo recomendadas para mejorar la productividad y rentabilidad para los rodeos de cría de la Pampa Deprimida, permiten reducir la intensidad de emisión de gases de efecto invernadero en sistemas típicos.*

OBJETIVO GENERAL

El objetivo principal de la tesis es:

- *Evaluar indicadores productivos, económicos y de gases de efecto invernadero en sistemas típicos y en propuestas de mejora tecnológica a nivel de establecimiento de cría vacuna de la Pampa Deprimida.*

OBJETIVOS PARTICULARES

Los objetivos específicos de la tesis son:

- *Desarrollar e incorporar un submodelo de simulación ambiental a un modelo bioeconómico existente a nivel de establecimiento (“whole-farm”), que permita estimar las emisiones de dióxido de carbono, de metano y de óxido nitroso en sistemas ganaderos de base pastoril.*
- *Identificar los tipos de establecimientos de cría bovina predominantes en la Pampa Deprimida y caracterizarlos mediante indicadores productivos y socio-económicos disponibles.*
- *Simular dinámicamente los indicadores productivos, económicos y de intensidad de emisión (IE) de GEI/huella de carbono (hasta la tranquera) en tipologías contrastantes de establecimientos de la Pampa Deprimida.*
- *Simular el impacto potencial integral de incorporar en los tipos de establecimiento utilizados en el objetivo anterior, propuestas tecnológicas recomendadas regionalmente relacionadas al manejo diferencial de pasturas y de la reproducción de vaquillonas (inclusión del 5 y el 10% de la superficie del establecimiento con festuca BPM y anticipación de la época de primer servicio de vaquillonas, pasando de 27 meses a 15 meses con el 10% de festuca BMP).*

BIBLIOGRAFÍA

Agnusdei, M.G.; Di Marco, O. (2015). Más producción de carne, menos riesgo y más flexibilidad con pasturas perennes en suelos bajos. En: Primer Premio Colombo & Magliano 75° Aniversario. Lara Producciones Eds.

Ahuja, L.R.; Ma, L.; Howell, T.A. (2002). Whole system integration and modeling - Essential to agricultural science and technology in the 21st Century. In: Agricultural System Models in Field Research and Technology Transfer. Lewis Publishers: Boca Raton, London, New York, Washington D.C. pp. 1-7.

Alemu, A.K.; Amiro, B.D.; Bittman, S.; MacDonald, D.; Ominiski, K.M. (2016). A typological characterization of Canadian beef cattle farms based on a producer survey. *Can. J. Anim. Sci.* 96, 187-202.

Alemu, A.W.; Janzen, H.; Little, S.; Hao, X.; Thompson, D.J.; Baron, V.; Iwaasa, A.; Beauchemin, K.A.; Kröbel, R. (2017). Assessment of grazing management on farm greenhouse gas intensity of beef production systems in the Canadian Prairies using life cycle assessment. *Agricultural Systems* 158, 1-13.

Beauchemin, K.A.; Janzen, 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.

Beauchemin, K.A.; Janzen, H.H.; Little, S.M.; McAllister, T.A.; McGinn, S.M. (2011). Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: Evaluation using farm-based life cycle assessment. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166–167, 663–677.

Bell, M.; Wall, E.; Russell, G.; Simm, G.; Stott, A. (2011). The effect of improving cow productivity, fertility, and longevity on the global warming potential of dairy systems. *Dairy. Sci.* 94, 3662–3678.

Capper, J. L.; Bauman, D.E. (2013). The role of productivity in improving the environmental sustainability of ruminant production systems. *Annu. Rev. Anim. Biosci.* 1, 469–489.

Crosson, P.; Shalloo, L.; O'Brien, D.; Lanigan, G.J.; Foley, P.A.; Boland, T.M. (2011). A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166, 29-45.

- Desjardins, R.L.; Kulshreshtha, S.N.; Junkins, B.; Smith, W.; Grant, B.; Boehm, M. (2001). Canadian greenhouse gas mitigation options in agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 317–326.
- Etchevehere, P. (1961). Bosquejo de regiones geomorfológicas y del drenaje de la República Argentina. *IDIA* 162, 7–25.
- Field, T.G. (2018). Beef production and management decision. 6th Edition. Pearson Education, Inc., Upper Saddle, New Jersey 07458. 627 p.
- Foley, P.A.; Crosson, P.; Lovett, D.K.; Boland, T.M.; O'Mara, F.P.; Kenny, D.A. (2011). Whole-farm systems modeling of greenhouse gas emissions from pastoral suckler beef cow production systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 142, 222-230.
- Janzen, H.H.; Desjardins, R.L.; Rochette, P.; Boehm, M.M.; Worth, D. (2008). Better farming better air: a scientific analysis of farming practice and greenhouse gases in Canada. Agriculture and Agri-Food Canada: Ottawa, ON, Canada. 146 p.
- Keating, B.A.; McCown, R.L. (2001). Advances in farming systems analysis and intervention. *Agricultural Systems* 70, 555–579.
- Liebig, M.A.; Gross, J.R.; Kronberg, S.L.; Phillips, R.L.; Hanson, J.D. (2010). Grazing management contributions to net global warming potential: a long-term evaluation in the Northern Great Plains. *J. Environ. Qual.* 39, 799–809.
- Machado, C.F.; Morris, S.T.; Hodgson, J.H.; Arroqui, M.A.; Mangudo, P.A. (2010). A web-based model for simulating whole-farm beef cattle systems. *Computers and Electronics in Agriculture* 74 (1), 129-136.
- Machado, C.F.; Berger, H. (2012). Uso de modelos de simulación para asistir decisiones en sistemas de producción de carne. *Revista Argentina de Producción Animal* 32 (1), 87-105.
- Madry, W.; Mena, Y.; Roszkowska-Madra, B.; Gozdowski, D.; Hryniewski, R.; Castel, J.M. (2013). An overview of farming system typology methodologies and its use in the study of pasture-based farming system: a review. *Spanish Journal of Agricultural Research* 11(2), 316-326.
- Maresca, S. (2010). Presente y futuro de la Cuenca. *Ida & Vuelta Rural*. INTA-Ministerio de Asuntos Agrarios. Abril 2010. Año IX (27): 14-15.

Milán, M.J.; Bartolomé, J.; Quintanilla, R.; García-Cachan, M.D.; Espejo, M.; Herraiz, P.L.; Sanchez-Recio, J.M.; Piedrafita, J. (2006). Structural characterisation and typology of beef cattle farms of Spanish wooded rangelands (dehesas). *Livestock Science* 99, 197-209.

MinAgro (Ministerio de Agroindustria). (2015). Caracterización de la producción bovina. Buenos Aires – Corrientes – Chaco – Formosa – La Pampa– Misiones. Sistema de Monitoreo del Sector de la Carne Bovina. Serie 1. Presidencia de la Nación, Subsecretaria de Ganadería. Diciembre de 2015, 193 p.

Modernel, P.; Rossing, W.A.H.; Corbeels, M.; Dogliotti, S.; Picasso, V.; Tittonell, P. (2016). Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environ. Res. Lett.* 11, 1-22.

Mosciaro, M.; Natinzon, P.; Tosi, J.C. (2011). Análisis de la situación actual y de la sustentabilidad económica de sistemas característicos de los territorios del CERBAS. Informe de PR BASUR 720071 y PE AEES-302443. Disponible en www.inta.gov.ar/sites/default/files/script-tmp-modelos_ucts.pdf (Consulta 14 Junio 2017).

Némoz, J.P.; Giancola, S.I.; Bruno, M.S.; de la Vega, M.B.; Calvo, S.; Di Giano, S.; Rabaglio, M.D. (2013). Causas que afectan la adopción de tecnología en la ganadería bovina para carne en la Cuenca del Salado, provincia de Buenos Aires: enfoque cualitativo. Ediciones INTA. 116 p.

Nguyen, T.T.H.; Doreau, M.; Eugene, M.; Corson, M.S.; Garcia-Launay, F.; Chesneau, G.; Van Der Werf, H.M.G. (2013). Effect of farming practices for greenhouse gas mitigation and subsequent alternative land use on environmental impacts of beef cattle production systems. *Animal* 7-5, 860-869.

Rearte, D. (2007). Distribución territorial de la ganadería vacuna. Programa Nacional de Carnes del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, INTA. 12 p.

Romera, A.J.; Morris, S.T.; Hodgson, J.; Stirling, W.D.; Woodward, S.J.R. (2004). A model for simulating rule-based management of cow-calf systems. *Computers and Electronics in Agriculture* 42, 67-86.

Taboada, M.A.; Lavado, R.S.; Svartz, H.A.; Segat, M.L. (1999). Structural stability changes in a grazed grassland Natraquoll of the Flooding Pampa of Argentina. *Wetlands* 19, 50-55.

Valbuena, D.; Verburg, P.H.; Bregt, A.K. (2008). A method to define a typology for agent-based analysis in regional land-use research. *Agric. Ecosyst. Environ.* 128 (1–2), 27–36.

Vázquez, P.; Rojas, M.; Burges, J.C. (2008). Caracterización y Tendencias de la Ganadería Bovina en la Cuenca del Salado. *Veterinaria Argentina XXV* (248), 572-584.

Vendramini, J.M.B.; Silveira, M.L.A.; Dubeux Jr., J.C.B.; Sollenberger, L.E. (2007). Environmental impacts and nutrient recycling on pastures grazed by cattle. *Revista Brasileira de Zootecnia* 36 (suplemento especial), 139-149.

Vervoorst, F.B. (1967). Las comunidades vegetales de la Depresión del Salado, INTA, Buenos Aires.

Wang, T.; Teague, W.; Park, S.; Bevers, S. (2015). GHG mitigation potential of different grazing strategies in the United States southern great plains. *Sustainability*. 7, 13500–13521.

White, T.A.; Snow, V.O.; McG. King, W. (2010). Intensification of New Zealand beef farming systems. *Agricultural Systems* 103, 21–35.

Woodward, S.J.R.; Romera, A.J.; Beskow, W.B.; Lovatt, S.J. (2008). Better simulation modelling to support farming systems innovation: review and synthesis. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 51, 235–252.

CAPÍTULO 1. REVISION BIBLIOGRÁFICA¹

La emisión de los gases de efecto invernadero (GEI) en el contexto del cambio climático global está presente en la preocupación y debate científico y político a nivel mundial. Los GEI son constituyentes de la atmósfera, capaces de absorber parte de la radiación infrarroja y reemitir radiación del mismo tipo en todas las direcciones hacia la superficie de la Tierra y a la misma atmósfera. Ante la evidencia que la temperatura terrestre va en aumento (IPCC, 2009), se han establecido acuerdos internacionales para reducir los GEI. Al aumento en la concentración de GEI se le atribuye la responsabilidad de cambios regionales y globales en la humedad del suelo, incrementos en el nivel del mar y derretimiento de glaciares, así como la mayor frecuencia de eventos extremos como huracanes, inundaciones y sequías (IPCC, 2014).

La ganadería mundial es reconocida como un sector que contribuye a la emisión de GEI, particularmente de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O), con cifras que oscilan entre 10-12% (Smith *et al.*, 2007), 14,5 (Gerber *et al.*, 2013) y 18% (Steinfeld *et al.*, 2006). La Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO) menciona que sector ganadero sería responsable del 9% de las emisiones globales de CO₂, del 35-40% de las de CH₄ y del 65 % de las de N₂O (Steinfeld *et al.*, 2006).

Los rumiantes en pastoreo tienen la capacidad de convertir materiales indigestibles de la planta ricos en celulosa en carne, leche, lana y cuero, de manera que no compiten directamente con los seres humanos por el alimento (Buddle *et al.*, 2011). Aun así, los sistemas de producción de rumiantes, particularmente de bovinos, se asocian a problemas de impacto ambiental (cambio climático, degradación de la tierra, contaminación del agua, pérdidas de biodiversidad), donde el gas CH₄ proveniente de la fermentación entérica es el que tiene mayor contribución en el caso particular de los GEI (Steinfeld *et al.*, 2006; Gerber *et al.*, 2013).

En Argentina, los GEI provenientes del sector ganadero no tienen aún una incidencia directa en el valor de la carne, ni en la definición de políticas sectoriales de mitigación. Sin embargo, es muy

¹ Faverin, C., Gratton, R. & Machado, C. F. (2014). Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas de producción de carne vacuna de base pastoril. Revisión bibliográfica. *Revista Argentina de Producción Animal* 34 (1):33-54. <http://ppct.caicyt.gov.ar/index.php/rapa/article/view/7634/6845>. Algunos valores y citas bibliográficas han sido actualizados e incorporadas, respectivamente, en este capítulo.

posible que los países desarrollados, como compradores de alimentos, trasladen las obligaciones de reducción a los países oferentes de los productos agrícolas y ganaderos (Basso *et al.*, 2013). Por lo tanto, el interés en el tema va en aumento tanto en ámbitos académicos, organismos de control ambiental y del sector productivo. Por consiguiente este trabajo se orienta a analizar información que contribuya a la comprensión de las implicancias ambientales y de potenciales estrategias de mitigación que surgen de la investigación de la temática.

La primera parte de esta revisión se centra en describir las principales emisiones y sumideros de GEI (particularmente de dióxido de carbono, metano y óxido nitroso) presentes a nivel de establecimiento en sistemas pastoriles de producción bovina para carne de clima templado. En la segunda parte, se presentan distintos estudios con modelos de simulación a nivel de establecimiento ganadero (MEG) como una estrategia de abordaje para la evaluación y/o mitigación de GEI, donde se destacan sus ventajas y limitaciones.

Emisiones de GEI y contribución de la ganadería de Argentina

La República Argentina ocupa el puesto 19 con el 0,76% del total de las emisiones mundiales antropogénicas (Friedrich *et al.*, 2017). Argentina es parte de la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC) y del Protocolo de Kyoto, y como país adherente está comprometida a reducir las emisiones o, al menos, a no incrementarlas, así como a la formulación de programas nacionales y a la realización periódica de inventarios nacionales de las emisiones de origen humano y de la absorción de los GEI por sumideros.

La producción de carne bovina en Argentina es una actividad económica muy importante siendo el *stock* ganadero nacional de 53,3 millones de cabezas (SENASA, 2017). El sector ganadero nacional, y particularmente la ganadería bovina de base pastoril, es considerada responsable de la mayor parte de las emisiones de GEI de este sector (MAyDS, 2017). El relevamiento nacional muestra que el sector energético junto con la agricultura, ganadería, silvicultura y otros usos de la tierra son los responsables de más del 90% de las emisiones (MAyDS, 2017; Figura 1). Particularmente, la ganadería en general es responsable del 20,7% (Figura 1) de las emisiones totales del país cuando se contabilizan emisiones de metano (CH₄) por la fermentación entérica, de CH₄ y óxido nitroso (N₂O) por la gestión de estiércol y de CH₄ y N₂O de excretas en pasturas (MAyDS, 2017).

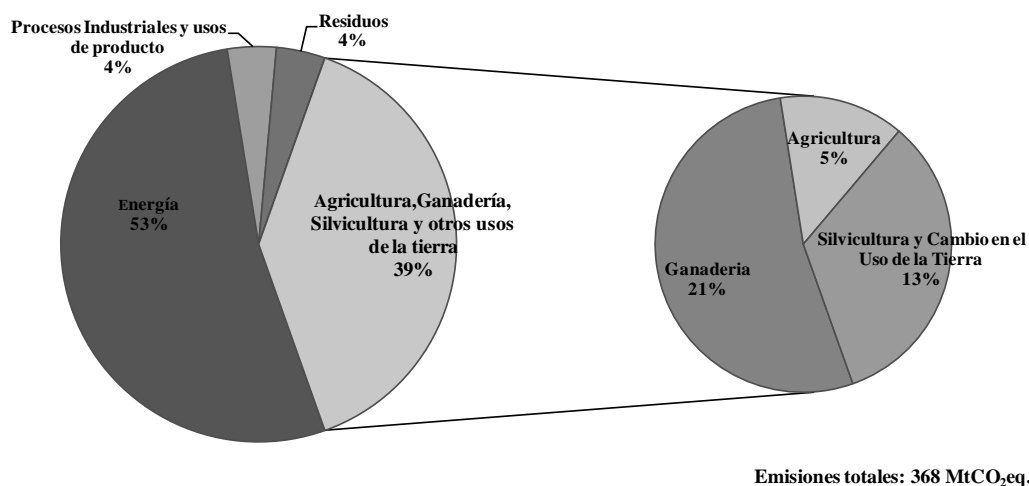


Figura 1. Emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de los diversos sectores en la República Argentina. Año 2014 (MAyDS, 2017).

En las Figuras 1 y 2 los GEI son expresados en una unidad conocida como dióxido de carbono (CO₂) equivalente. Esta medida resulta de la suma de las emisiones de cada gas multiplicadas por su potencial de calentamiento global (PCG), es decir, la capacidad de contribuir al efecto de calentamiento relativo al CO₂ en una proyección de 100 años (IPCC, 2007a). Los distintos GEI difieren en su PCG, donde el CH₄ y el N₂O aportan 25 y 298 veces más, respectivamente, que el CO₂ al calentamiento global (IPPC, 2007a; 2007b).

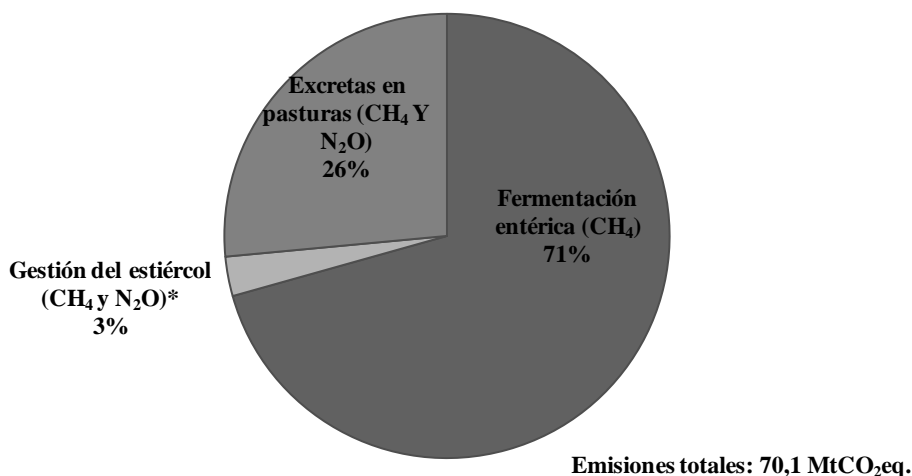


Figura 2. Emisiones de gases de efecto invernadero nacionales provenientes de los bovinos. Año 2014 (MAyDS, 2017). (*: incluye las otras categorías ganaderas además de bovinos).

En la Figura 2 se presentan las emisiones a nivel nacional de los bovinos, los cuales contribuyen al 91% de las emisiones totales correspondientes al sector ganadero (Figura 2; MAyDS, 2017). Las estimaciones del inventario nacional de GEI fueron obtenidas a través de la metodología propuesta por el IPCC 2006. Las emisiones de CH₄ provienen de la fermentación entérica, así como el CH₄ y N₂O de las excretas depositadas en suelos en pastoreo, representan en conjunto el 97% de las emisiones. Las emisiones de CH₄ del manejo del estiércol representan menos del 1% (Figura 2). Las emisiones directas de N₂O de los suelos proceden desde las heces y orina de animales mantenidos en pastoreo, mientras que las indirectas lo hacen a partir del nitrógeno excretado que se volatiliza y/o lixivía, y aparece luego en ríos y arroyos. Las emisiones de CO₂ (no contempladas en la parte de ganadería de los inventarios, pero sí se integran en análisis a nivel de cadena) del sector pecuario provienen básicamente de la utilización de combustibles fósiles para el transporte, de la generación de calor y de electricidad y los cambios en el uso de la tierra.

En el país, la preocupación ambiental vinculada al sector ganadero es emergente y existen iniciativas locales que han evaluado algunas de las emisiones de GEI provenientes del sector. Entre ellas cabe mencionar trabajos sobre emisiones de CH₄ provenientes de la fermentación entérica (Bárbaro *et al.*, 2008; Berra *et al.*, 2009; Berra *et al.*, 2010a y 2010b; Colombatto *et al.*, 2010; Finster *et al.*, 2010; Gere *et al.*, 2010; Jaurena *et al.*, 2013; Guzmán y Sager, 2013; Rearte y Pordomingo, 2014, entre otros) y sobre evaluaciones mediante cartografía satelital de las correlaciones entre la emisión de CH₄ con la población bovina en la Provincia de Buenos Aires (Huarte *et al.*, 2010). Estas iniciativas serán las que permitirán comprender tanto los riesgos actuales y la vulnerabilidad específica de cada territorio, así como los escenarios futuros a los que deberá adaptarse un determinado espacio geográfico en el corto, mediano y largo plazo.

Principales fuentes y sumideros de gases de efecto invernadero en los sistemas ganaderos pastoriles

I. METANO

Los rumiantes producen anualmente aproximadamente 80 millones de toneladas de CH₄ (80 Tg), que representan aproximadamente el 33% de las emisiones antropogénicas mundiales del gas mencionado (Lassey, 2007; Beauchemin *et al.*, 2008). A los sistemas de alimentación de base pastoril se les atribuye más del 50% (44 Tg año⁻¹) de la emisión anual (Clark *et al.*, 2005). Las emisiones de CH₄ en sistemas pastoriles pueden originarse a partir de diversas fuentes (De Klein *et al.* 2008): 1) la fermentación entérica, 2) la deposición de las heces y orina en el campo y 3) los suelos en pastoreo, y las plantas forrajeras (Figura 3), las cuales se describen a continuación.

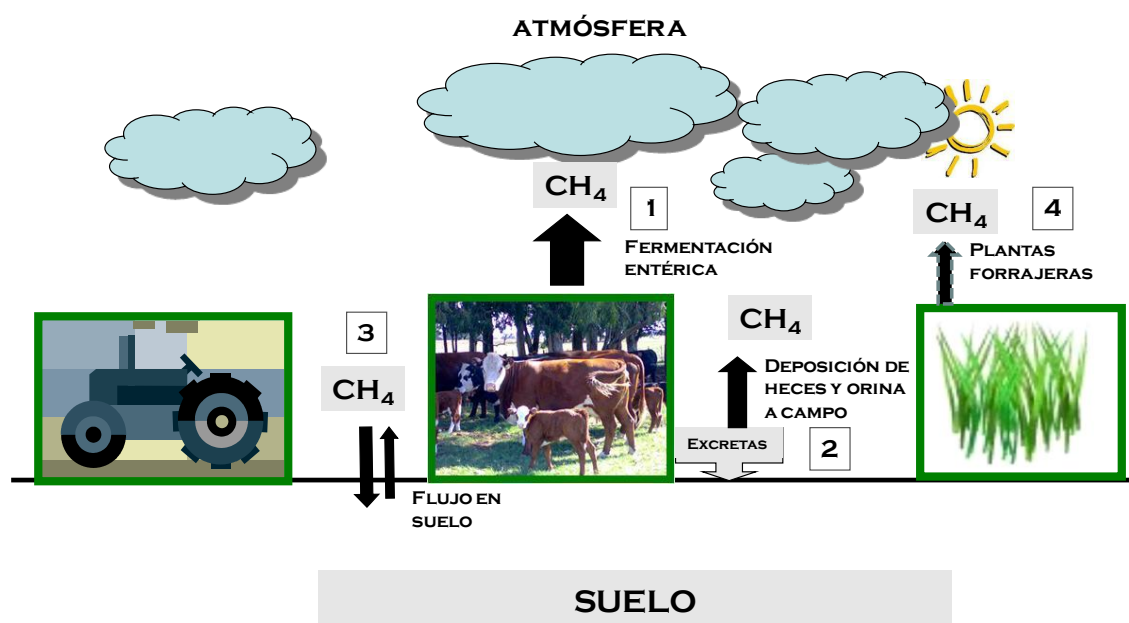


Figura 3. Diagrama esquemático de las fuentes de emisión y sumideros de metano en sistemas ganaderos pastoriles (los números indican el orden de las fuentes/sumideros desarrollados en el texto)

I.1 Fermentación entérica

La producción de CH_4 representa una pérdida de la energía de la dieta para el rumiante (Eckard *et al.*, 2010; De Klein *et al.*, 2008), que pueden variar entre 2 y 12% de la energía bruta (EB) ingerida (Johnson y Johnson, 1995) que para pasturas templadas es del orden del 6-7% de la EB consumida, y cerca del 10% de la energía absorbida (Waghorn y Woodward, 2006). Las emisiones de CH_4 entérico se producen como resultado de la fermentación de los componentes de la dieta. Durante el proceso de degradación del alimento, tanto en el rumen como en el intestino grueso, se forman ácidos grasos volátiles (AGV), H_2 , CO_2 , amonio y calor (McAllister *et al.*, 1996). Los principales AGV (acético, propiónico y butírico), constituyen la mayor fuente de energía para los rumiantes, son absorbidos y utilizados por los bovinos, donde la proporción sintetizada de cada uno de ellos dependerá del tipo de alimento consumido por el animal. La conversión de alimento a CH_4 en el rumen involucra diferentes especies microbianas, pero son las bacterias metanogénicas las que forman CH_4 a partir del CO_2 e H_2 , reduciendo el H_2 producido durante el metabolismo microbiano (McAllister y Newbold, 2008). La síntesis de CH_4 será más alta cuando las condiciones en el rumen favorezcan la producción de acético sobre la de propiónico, asociable a un excedente de H_2 (Moss *et al.*, 2000). La mayor producción de CH_4 por fermentación ocurre en el retículo-rumen (85-90%) (Nicol *et al.*, 2003), y es expulsado principalmente por eructación (Bertrand y Hacala, 2007); en tanto que la mayoría del CH_4 que surge de la fermentación en el intestino grueso es

absorbido en la sangre y exhalado con los gases respiratorios, de manera que los flatos presentan menos del 2% de la fermentación entérica total (Pinares-Patiño *et al.*, 2009).

I.1.a. Efecto de composición de la dieta y el consumo

Cuando las dietas están basadas en forrajes, la producción de CH₄ está positivamente correlacionada con la digestibilidad de la materia orgánica y la proporción de fibra detergente neutro (FDN) (Archimède *et al.*, 2011). Por la misma razón, se menciona menor producción de CH₄ con forrajes inmaduros (Blaxter y Clapperton, 1965; Moe y Tyrell, 1979; McAllister *et al.*, 1996) y menor emisión en leguminosas que en gramíneas (McCaughey *et al.*, 1999). En situaciones de pastoreo, la digestibilidad del forraje es un factor que está estrechamente relacionado con el consumo. Blaxter y Clapperton (1965) estimaron que al incrementar el nivel de alimentación desde el mantenimiento a dos veces este valor, el porcentaje de EB que se pierde como CH₄ se reduce cuando se incrementa la digestibilidad. Clark *et al.* (2011) mencionan que dado que el contenido de fibra y la digestibilidad de los forrajes se encuentran negativamente correlacionados, se podría esperar que la mejora en la digestibilidad del forraje permita disminuir la emisión en animales en pastoreo. Sin embargo, en un análisis integrando varias experiencias, Johnson y Johnson (1995) hallaron que la digestibilidad de la dieta sólo explicaba el 5% de la variación en el Ym, es decir, la proporción de EB que se pierde como CH₄ (Lassey, 2007). En otro trabajo, Hammond *et al.* (2009) evaluaron las emisiones de CH₄ sobre pasturas basadas en raigrás perenne y hallaron que la composición química podría explicar sólo el 19% de la producción de CH₄. Parte de esta aparente controversia puede ser explicada a través del consumo de alimentos. El consumo en rumiantes en pastoreo es el resultado complejo entre el nivel de oferta de alimentos, forma física, características de la calidad nutritiva que afectan la tasa de pasaje hacia tracto digestivo posterior, además de las características del animal, que suma factores adicionales cuando se incluyen suplementos (Forbes, 1995; Pittroff y Kothmann, 2011). Si bien su análisis excede a esta revisión, es necesaria una mención particular debido que el consumo de energía bruta (CEB) es considerado la principal variable integradora asociada a las emisiones de CH₄ entérico (IPCC, 2006; Ricci *et al.*, 2013). La cantidad absoluta de CH₄ (g d⁻¹) aumenta en la medida que aumenta el consumo (Lassey *et al.*, 1997), pero la producción de CH₄ expresado en g kg materia seca consumida (CMS)⁻¹ o KJ 100 KJ de EB⁻¹ consumida tiende a disminuir (Blaxter y Clapperton, 1965; Ulyatt y Lassey, 2000).

Otro aspecto a considerar cuando se analizan las fuentes de emisión de CH₄ es la relación forraje:concentrado de la dieta. La producción de CH₄ será mayor con dietas de tipo fibroso, intermedia cuando se trata de una dieta rica en azúcares solubles y más baja con dietas que

contengan una mayor proporción de almidón (IPCC, 2006; AAFUA, 2003) asociado a un incremento de la producción de propionato en el rumen (Beauchemin y McGinn, 2005), donde también hay una mayor tasa de pasaje y puede disminuir el pH ruminal (Moss *et al.*, 2000). Un buen resumen de los resultados de las interacciones entre la calidad de la dieta, tipo de animal, nivel de suplementación con concentrados altos en almidón, lo aporta el metaanálisis desarrollado por Ricci *et al.* (2013). Estos autores encontraron que las mejores variables explicativas ($R^2=96\%$) de la producción de CH_4 entérico fueron el CEB, el nivel de suplementación (bajo, alto) y el estado fisiológico del animal (seca o lactando) sin ser seleccionadas las variables de calidad del alimento.

I.1.b. Estimación de su producción

Una revisión efectuada sobre valores de CH_4 por kg de CMS para pasturas templadas muestra que las emisiones estarían en el orden de los 20 g kg MS^{-1} , siendo importantes las variaciones entre estudios (Tabla 1; De Klein *et al.*, 2008). Hammond (2011) informa valores entre 19,5 a 35,1 g $\text{CH}_4 \text{ kg MS}^{-1}$ para bovinos alimentados con dietas basadas tanto en pasturas como leguminosas para las condiciones de Nueva Zelanda. Bárbaro *et al.* (2008) mencionan para Argentina tasas de emisión para bovinos en pastoreo del orden de los 170 g de $\text{CH}_4 \text{ d}^{-1}$ (donde datos de la Segunda Comunicación Nacional menciona estudios que varían entre 160-162 g $\text{CH}_4 \text{ d}^{-1}$ para pasturas naturalizadas y no fertilizadas a 177 g $\text{CH}_4 \text{ d}^{-1}$ para pasturas implantadas y fertilizadas).

Tabla 1. Emisiones de metano de ganado alimentado con forrajes de buena calidad (datos basados en grupos de medias) (extraído de De Klein *et al.*, 2008).

Tipo de pastura	Nº de casos	CH_4 (g kg MS^{-1}) ¹ (media; rango)	Consumo (kg MS día^{-1}) (media; rango)	FDN (%)(fibra) ² (media; rango)	Proteína bruta (%) (media; rango)
Raigrás	24	20,4; 15,1–26,1	14,1; 3,6–19,1	44,6; 35–57	23,1; 15–30
Raigrás + otros forrajes	11	20,0; 16,6–26,4	17,4; 14,1–20,5	40; 35–44	21; 15–29

¹ CH_4 : metano; MS: material seca; ² FDN: fibra detergente neutra

Las mediciones de la producción de CH_4 en animales requieren de equipamientos complejos y costosos (como por ejemplo, cámaras respiratorias, utilización de trazadores como el hexafluoruro de azufre-SF₆), por lo cual las ecuaciones de predicción han sido utilizadas para estimar su emisión. Las mismas pueden tener distinto grado de complejidad (desde el animal a procesos en el rumen). Los modelos propuestos involucran relaciones simples entre parámetros de la dieta (por

ejemplo: Moe y Tyrrel, 1979; Blaxter y Clapperton, 1965) a modelos mecánicos y dinámicos (Baldwin *et al.*, 1987; Mills *et al.*, 2001).

El IPCC (siglas en inglés de Panel Intergubernamental para el Cambio Climático) en sus documentos de referencia utilizados para la elaboración de los inventarios nacionales (el más reciente es del año 2006) plantea tres métodos para estimar las emisiones de CH₄ entérico que poseen distintos niveles de complejidad y detalle que dependen de la base de datos de cada país. Los métodos van desde el Nivel 1 (el más simple) al Nivel 3 (más complejo y que requiere datos propios). En caso del Nivel 1 (o Tier 1) se utilizan factores de emisión (FE) que son provistos por el IPCC con una perspectiva regional y que provienen de estudios previos (IPCC, 2006). En el caso de América Latina el valor propuesto de FE es de 56 kg CH₄ cabeza⁻¹ año⁻¹ para bovinos no lecheros y está basado en un valor de Ym de 6,5%, tomado de estimaciones realizadas en Brasil (IPCC, 2006). Sin embargo, el inventario nacional utiliza el Nivel 2 (o Tier 2) para la estimación de emisiones de CH₄ entérico para los bovinos, donde el FE anual (kg CH₄ cabeza⁻¹ año⁻¹) depende de la cantidad de animales, el consumo de EB (MJ cabeza⁻¹) y del Ym por categoría. Los valores de Ym propuestos por el IPCC (2006) varían entre 3% ± 1% (vacunos alimentados a corral con 90% o más de la dieta como concentrado) a 6,5% ± 1% (vacunos en pastoreo). Por ejemplo, para Argentina el FE es en promedio de 51,78 kg CH₄ cabeza⁻¹ año⁻¹ para bovinos para carne; no obstante, este valor puede variar según la categoría, el consumo y el nivel de producción (SAyDS, 2007). Por último, el método de Nivel 3 también requiere información propia para la determinación de Ym, donde se apunta a desarrollo de modelos propios del país, pero su aprobación para uso oficial depende del acuerdo y publicación de las ecuaciones en revistas internacionales (IPCC, 2006).

I.2. Deposición de heces y orina a campo

Otra fuente de emisión de CH₄ la constituyen las provenientes de las heces y orina depositadas a campo (Figura 3: 2); sin embargo, esta fuente es considerada relativamente pequeña cuando es comparada con la fermentación entérica (Pinares-Patiño *et al.*, 2009) (Figura 2). La mayor contribución a las emisiones es cuando el estiércol se maneja en sistemas líquidos, usuales en corrales de engorde de vacunos, en producción lechera, en cría intensiva de cerdos, y en almacenamiento húmedo de estiércol en producciones avícolas (SAyDS, 2007). Específicamente, el inventario de la República Argentina considera que el FE promedio es 1 kg CH₄ cabeza⁻¹ año⁻¹ para los bovinos no lecheros (SAyDS, 2007).

En el caso particular de sistemas de producción pastoril, las deposiciones que realizan los animales a campo se secan rápidamente bajo condiciones aeróbicas, y en consecuencia, se produce poco CH_4 . Por ejemplo, Flessa *et al.* (2002) mencionan que la emisión total de CH_4 de los parches de estiércol en vacunos en pastoreo se encontraría en el orden de los 0,5 g kg de MS de heces⁻¹. En tanto, Jarvis *et al.* (1995) indican valores de 0,14-1,10 g de CH_4 kg de MS de estiércol⁻¹ para vacas alimentadas con dietas de forraje con baja proporción en C/N. El CH_4 de las heces puede provenir de dos fuentes potenciales, una de ellas es el gas atrapado en la MS originado en la fermentación entérica y la otra por la propia fermentación microbiana de las excretas (De Klein *et al.*, 2008). Las condiciones de calor y humedad de las excretas, la microflora apropiada y los sustratos contenidos en ellas proveen un ambiente favorable para la producción de H_2 y la formación de CH_4 por vía fermentativa (De Klein *et al.*, 2008). Sin embargo, la cantidad de CH_4 emitido dependerá de la forma física (forma, tamaño, solidez, humedad), la cantidad de materia digestible, el clima (temperatura y humedad) y por cuánto tiempo permanecieron las heces sin perturbación (González-Ávalos y Ruiz-Suarez, 2001; Saggar *et al.*, 2004; De Klein *et al.*, 2008).

Un aspecto a considerar es que en los sistemas pastoriles o semipastoriles si bien se reduce el riesgo de la contaminación localizada por la acumulación del estiércol y la infiltración o escorrentía de efluentes líquidos, se incrementa el riesgo de contaminaciones semilocalizadas, alrededor de aguadas y áreas donde se suministran los suplementos (Pordomingo, 2002).

I.3. Suelo y plantas forrajeras

Otros dos factores que involucran los flujos de CH_4 son su producción y oxidación en el suelo y emisiones por las plantas, los cuales inciden mucho menos que la fermentación entérica (De Klein *et al.*, 2008) (Figura 3: 3 y 4). Los suelos pueden actuar como fuentes o sumideros de CH_4 atmosférico (Dasselmar *et al.*, 1999; Dutaur y Verchot, 2007). Sin embargo, la mayoría de los estudios consideran las tierras cultivadas como una fuente de poca importancia o un sumidero muy pequeño de CH_4 a lo largo del año productivo (Chianese *et al.*, 2009a). Los flujos de CH_4 del suelo son determinados por el balance entre la oxidación de CH_4 por bacterias metanotróficas y la emisión por Archaea metanogénicas (Dasselmar *et al.*, 1999). Las bacterias aeróbicas metanotróficas (metano-oxidativas) están presentes en los suelos aireados donde contribuyen a la oxidación del CH_4 proveniente desde la atmósfera y que difunde en el suelo, así como del que difunde desde zonas metanogénicas (Le Mer y Roger, 2001). Las emisiones netas de CH_4 del suelo pueden ocurrir en microambientes anóxicos y también en suelos aeróbicos bien drenados (Nicol *et*

al., 2003). Cuando el CH₄ se forma en suelos anaeróbicos, la mayor parte es oxidado por bacterias metanotróficas en la interfase aeróbica de la zona saturada (Le Mer y Roger, 2001).

Los suelos con pasturas (sin depósito de heces frescas) pueden ser sumidero de CH₄ (Mosier *et al.*, 1997; Chan y Parkin, 2001) o actuar como pequeñas a moderadas fuentes (Yamulki *et al.*, 1999; Flessa *et al.* 2002; Allard *et al.*, 2007), dependiendo de los factores que regulen la actividad de las bacterias responsables de la producción y consumo de CH₄ atmosférico (Paul y Clark, 1996). De Klein *et al.* (2008) mencionan valores aproximadamente de 1,1 kg CH₄ ha⁻¹ año⁻¹ para las pasturas en Nueva Zelanda. Por otra parte, los pastizales son considerados sumideros de CH₄ (Dasselaar *et al.*, 1999; De Klein *et al.*, 2008) variando las tasas entre 0,4-1,9 kg CH₄ ha⁻¹ año⁻¹ (Gregorich *et al.*, 2005; Dutaur y Verchot, 2007; Johnson *et al.*, 2007). En relación a las plantas como emisoras de CH₄ (Figura 3: 4) en condiciones aeróbicas (Keppler *et al.*, 2006) es un punto que permanece en discusión (Hurkuck *et al.*, 2012) y, aún si fuera el caso, la bibliografía menciona que esta fuente emitiría menos del 3% del que es emitido por fermentación entérica (De Klein *et al.*, 2008).

I.4. Estrategias de mitigación de CH₄

Las estrategias de mitigación planteadas en la bibliografía son numerosas, pero aquellas referidas al CH₄ entérico es donde se han realizado mayores esfuerzos por el peso relativo del mismo en la emisión global. En los últimos años se han realizado muchos trabajos de investigación para comprender las emisiones de CH₄ (punto I.1), sus alternativas de mitigación y algunas se encuentran en desarrollo (Smith *et al.*, 2007; Eckard *et al.*, 2010; Beauchemin *et al.*, 2011; Buddle *et al.*, 2011; Gerber *et al.*, 2013; Hristov *et al.*, 2013a y 2013b; entre otros). Las mismas, pueden diferir por su factibilidad, costo y posibilidad de aplicación por los usuarios finales (Buddle *et al.*, 2011), donde particularmente algunas de ellas pueden ser aplicadas en sistemas de producción intensiva, pero no así, en sistemas de base pastoril (Pinares-Patiño *et al.*, 2009; Eckard *et al.*, 2010).

Las propuestas de mitigación mencionadas pueden clasificarse en categorías generales tales como: prácticas de alimentación mejorada (por ejemplo, utilización de concentrados (Beauchemin y McGinn, 2005; Sauvant y Giger-Reverin, 2009), adición de lípidos (Johnson y Johnson, 1995; Beauchemin *et al.*, 2008; Martin *et al.*, 2010)) y mejoras en la calidad de las pasturas (McCaughy *et al.*, 1999; Hammond *et al.*, 2009), uso de agentes específicos o aditivos dietarios (ionóforos (Beauchemin *et al.*, 2008), compuestos halogenados (Cottle *et al.*, 2011), la utilización de taninos condensados como en el caso de *Lotus* (Woodward *et al.*, 2004), saponinas (Goel y Makkar, 2012), aceites esenciales y probióticos (Hristov *et al.*, 2013a), entre otros) y el desarrollo de vacunas para la supresión de *Archaea* del rumen (Hristov *et al.*, 2013c). También existen estudios que han

tratado de capitalizar la variabilidad animal a través de la selección de animales individuales que producen menores emisiones de emisión de CH₄ por unidad de MS consumida. La selección por animales por bajo consumo residual se desarrolla en Australia desde 1994 (Arthur, 2010) y su contribución a la reducción de las emisiones se estima en un 3,4% (Alford *et al.*, 2006).

Las medidas orientadas a la mejora de la dieta y las condiciones de alimentación (Grainger y Beauchemin, 2011; Gerber *et al.*, 2013; Hristov *et al.*, 2013a) resultan en las alternativas de mayor potencial para aquellos sistemas con posibilidades importantes de mejora en esas variables, como es el caso de Argentina (Rearte y Pordomingo, 2014). Se estima que la mejora en la calidad del forraje puede tener un potencial de mitigación de hasta el 30%, sostenible en el largo plazo y con efectos amigables con el medio ambiente (Hristov *et al.*, 2013a). Por otro lado, en países con alta adopción efectiva de buenas prácticas de manejo forrajero y animal (asociadas a menor emisión de CH₄ producido por kg de carne o leche) como el caso de Nueva Zelanda y Australia, no se vislumbran métodos rentables para alcanzar en el corto plazo reducciones substanciales adicionales de las emisiones actuales (Waghorn y Clark, 2006; Pinares-Patiño *et al.*, 2009; Eckard *et al.*, 2010).

El aumento en proporción de concentrado resulta en este contexto como una alternativa interesante para lograr reducciones en la producción de CH₄. Sauvart y Giger-Reverin (2009) hallaron que la relación entre la producción de CH₄ por unidad de energía consumida y la proporción de concentrado en la dieta es curvilínea, con pérdidas de CH₄ de 6-7% relativamente constantes cuando el nivel de concentrado es de 30-40%, y que decrecen a 2-3% de la energía consumida cuando el nivel de concentrado es de 80-90%, cifras que se reflejan el Ym diferencial que aplica IPCC (2006).

Aunque por lo expuesto los concentrados puede visualizarse inicialmente como una forma de mitigación de CH₄ con respecto a los forrajes (Hristov *et al.*, 2013c), su impacto positivo disminuye de forma importante si se incluye la emisión de GEI asociada a la producción del concentrado (Gerber *et al.*, 2013). Es así que las estrategias de mitigación no deben ser examinadas en forma aislada, sino en un contexto sistémico, donde su aplicación debe ser evaluada en contexto y, asimismo es necesario considerar como puede repercutir la reducción de un gas con respecto a los otros (Hristov *et al.*, 2013c).

Es importante entonces realizar un análisis sistémico del impacto de las medidas mencionadas. Las mejoras en la calidad de la dieta, inducen un aumento de la CEB y, por ende, en la emisión total por animal o por unidad de superficie (Clark *et al.*, 2005). Por lo tanto, la intensidad de la emisión

de CH₄ por unidad de producto (kg de CH₄ producido por kg de carne) es un buen indicador de eficiencia del sistema (Rearte y Pordomingo, 2014). Es así que asegurar animales más productivos y fértiles, y la adopción de sistemas de manejo que aseguren una buena utilización de alimento surgen como alternativas para la reducción de las emisiones por unidad de producto (Waghorn, 2011; Hristov *et al.*, 2013 a y b). En mediciones locales se han documentado importantes variaciones en el rendimiento de CH₄ por kg de ganancia de peso vivo (Bárbaro *et al.*, 2008).

A partir de un 59% de destete y una tasa de extracción de 25% del rodeo nacional, Rearte y Pordomingo (2014) estimaron 36 kg CH₄ como CO₂ equivalente por kg de res para el rodeo nacional. Este valor estimado de emisión por kg de res, es alto cuando se lo compara con las estimaciones internacionales (Tabla 2), de todas formas pone en evidencia el gran impacto positivo que se podría tener en mitigación si se mejoraran los índices de eficiencia de producción del rodeo nacional mediante la adopción de tecnologías de procesos, muchas de las cuales son de bajo costo y obedecen a las mismas buenas prácticas para lograr una mejor conversión de alimento en producto.

II. ÓXIDO NITROSO

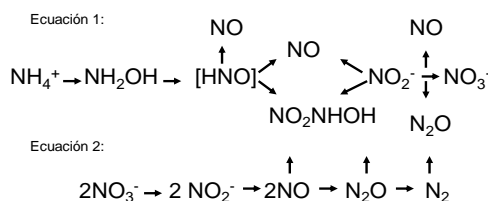
Las emisiones de óxido nitroso constituyen aproximadamente el 10% de las emisiones mundiales de GEI, y el 85-90% provienen de las prácticas agropecuarias (EPA, 2006; Smith *et al.*, 2007). Existen dos fuentes principales de N₂O en los sistemas pastoriles que derivan: a) del nitrógeno dietario excretado y b) de los fertilizantes sintéticos aplicados (Figura 4). No es considerada aquí la utilización del estiércol como abono porque esta práctica, en general, no es utilizada extensivamente en los sistemas de producción vacuna de la Argentina.

II.1. Emisiones directas de N₂O: excretas y fertilizantes sintéticos

En sistemas pastoriles las fuentes de N provienen del uso de fertilizantes y de la aplicación del estiércol (Figura 4: 2), de la fijación biológica de N por leguminosas (Figura 4: 3) y de las heces y orina depositadas a campo por los animales (Figura 4: 1). Los rumiantes son relativamente poco eficientes en convertir el N ingerido en producto, donde la retención de N en carne, lana o leche puede variar entre 3-25% del N ingerido (Whitehead, 1995) mientras que el remanente es excretado en heces y orina (De Klein *et al.*, 2008) (Figura 4: 1). Esto implica que grandes cantidades de N se reciclan en las pasturas y el suelo vía las excreciones depositadas por el ganado. Las emisiones directas de las excretas depositadas en el campo derivan la mayor parte del N urinario, más que del N en heces (Pinares-Patiño *et al.*, 2009). De Klein *et al.* (2008) mencionan que los factores de emisión de N₂O (como porcentaje de N excretado) son en promedio de 1,5% para la orina y de

0,2% para las heces. Sin embargo, la cantidad de N_2O producido es altamente variable (Mosier *et al.*, 1997), ya que depende de la composición del estiércol y la orina, del tipo de bacterias involucradas en el proceso y de la cantidad del oxígeno y del líquido en el sistema de manejo de las excretas (Garnett, 2007).

Las prácticas agrícola-ganaderas introducen compuestos nitrogenados por la utilización de fertilizantes, leguminosas y residuos de cultivos (Figura 4: 2 y 3). Los procesos de pérdidas de N en esos sistemas incluyen la volatilización, nitrificación (ecuación 1), y desnitrificación (ecuación 2) que da lugar a la liberación a la atmósfera de gases nitrogenados, tal como se detalla en las siguientes ecuaciones (Robertson y Groffman, 2007):



El N_2O se produce naturalmente en los suelos durante los procesos microbiológicos de nitrificación (ecuación 1) y desnitrificación (ecuación 2) (Saggar *et al.*, 2004) (Figura 4), especialmente de los parches de orina (Pinares-Patiño *et al.*, 2009) que pueden explicar la mayoría de las emisiones en muchos ambientes (De Klein *et al.*, 2008). La desnitrificación es la fuente primaria de emisiones de N_2O de los suelos en pastoreo, y ocurre en anaerobiosis, en suelos inundados y en micrositios anaeróbicos aún en suelos aireados (Bertrand y Hacala, 2007), y es más alta cuando está disponible NO_3^- y el carbono orgánico está presente como reductor (Niklaus *et al.*, 2006) (Figura 4). Aunque el proceso aeróbico de nitrificación es una fuente de menor importancia en la producción de N_2O , esta provee el NO_3^- y es un prerequisite frecuentemente crítico para la desnitrificación (Pinares-Patiño *et al.*, 2009) (Figura 4).

La compactación del suelo conduce a mayores tasas de desnitrificación y emisiones de N_2O debido a que la baja porosidad de estas zonas incrementa la proporción de espacios porosos llenos de agua y limita la tasa de difusión de oxígeno, lo cual da lugar a un incremento en el volumen del suelo en estado anaeróbico (Gregorich *et al.*, 2006; Ball *et al.*, 2008). La aireación reducida del suelo incrementa la tasa de desnitrificación de N_2O a N_2 (Bolan *et al.*, 2004). No obstante, las emisiones dependerán no sólo de la compactación de suelo, sino también de la lluvia caída o el riego y del sistema de manejo (De Klein y Eckard, 2008). En este contexto, las emisiones de N_2O

pueden ser reducidas evitando la compactación, mejorando la estructura del suelo y, controlando el drenaje y el riego para evitar una excesiva humedad (Beauchamp, 1997).

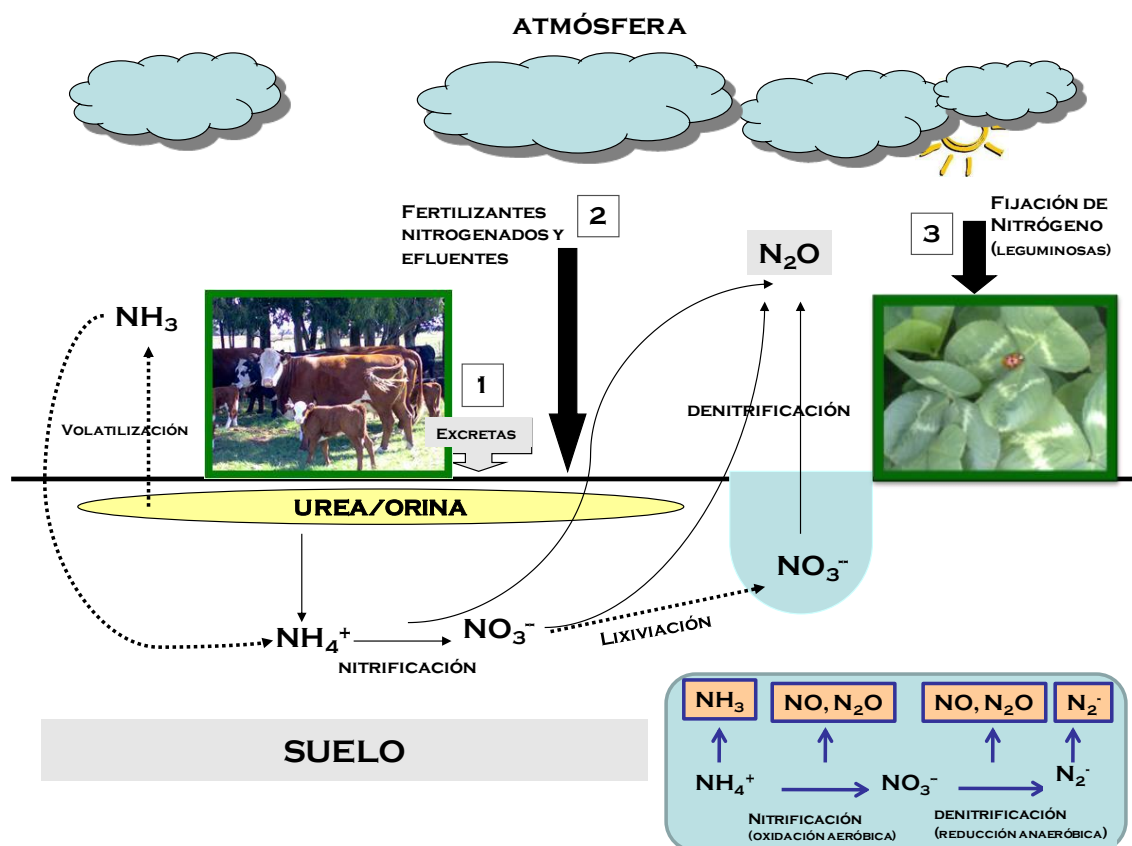


Figura 4. Diagrama esquemático del ciclo del nitrógeno y de las emisiones de óxido nítrico en sistemas ganaderos pastoriles en el extremo inferior derecho se presenta una breve descripción de los procesos de desnitrificación y nitrificación (adaptado de De Klein *et al.*, 2008) (los números indican el orden de las fuentes/sumideros desarrollados en el texto)

Otra fuente de emisión de N_2O puede darse después de la aplicación de fertilizantes nitrogenados y antes que el N sea utilizado por el sistema planta-animal (De Klein *et al.*, 2008). Particularmente, las emisiones de este gas en suelos ganaderos son altamente variables, no sólo espacial sino temporalmente, y se han observado altas tasas de emisión circunscriptas a pequeñas áreas, atribuibles a los aportes de N recibidos por fertilización y por las excretas (Oenema *et al.*, 1997), por lo que resultan muy difíciles y costosas las mediciones de emisiones de este gas (Soussana, 2005; Bertrand y Hacala, 2007).

II.2. Emisiones indirectas de N₂O: lixiviación y volatilización de compuestos nitrogenados

Además de las emisiones directas de N₂O de las deposiciones de excretas y de la fertilización, pueden ocurrir emisiones indirectas desde estas fuentes que se deben a pérdidas de NO₃⁻ por lixiviación o volatilización de NH₃ y óxidos de N, los que posteriormente retornan a aguas superficiales o son redepositados como NH₃ en la suelo (Bertrand y Hacala, 2007; De Klein *et al.*, 2008) (Figura 4). Las mediciones indirectas de la cantidad de N₂O a partir de NH₃ que es volatilizado y redepositado en suelos pastoriles, son muy limitadas (De Klein *et al.*, 2008). Lo mismo ocurre con la fracción de N que es lixiviado y que se convierte en N₂O, lo cual se refleja en los altos grados de incertidumbre que informa el IPCC (2006) sobre estas fuentes. Las pérdidas de N de los sistemas a través de lixiviación y escorrentía entran en las aguas subterráneas y superficiales, zonas ribereñas, ríos y, eventualmente, el océano (Mosier *et al.*, 1997). De Klein *et al.* (2008) señalan que aunque existe información disponible sobre la cantidad de nitratos que se pierden por lixiviación y escorrentía en suelos pastoreados, poco se sabe acerca de la fracción del N lixiviado que es convertido en N₂O.

En conclusión, el óxido nitroso proviene de los procesos biológicos de nitrificación y desnitrificación del N orgánico principalmente depositado en el suelo a través de la orina y secundariamente de las heces del ganado y de la aplicación de fertilizantes nitrogenados. El N que se deposita en el suelo puede alcanzar mayores concentraciones de lo que el sistema suelo-planta puede utilizar, dando origen a la formación de N₂O.

II.3. Estimación de su producción

Los inventarios actuales del sector ganadero argentino sólo incluyen las emisiones de N₂O relacionadas con las aplicaciones en el suelo de diferentes fuentes. El inventario nacional considera las emisiones directas de N₂O de los suelos debido al N excretado por los bovinos mantenidos en pastoreo y las emisiones indirectas de N₂O de los suelos a partir de volatilización y lixiviación del nitrógeno contenido en heces y orina del ganado.

Las fuentes mencionadas, así como otras emisiones producidas fuera de los límites de la empresa agropecuaria (ej. producción de fertilizantes nitrogenados) también deberían ser consideradas cuando se efectúa una evaluación de emisiones a nivel de establecimiento ganadero. No obstante, existen discrepancias metodológicas a nivel de inventarios entre las estimaciones que utilizaron la metodología recomendada por el IPCC hace unos años (IPCC, 1997; IPCC, 2001) y la que se recomienda en la actualidad (IPCC, 2006; IPCC, 2007b). Particularmente, Rochette y Janzen

(2005) demostraron una doble contabilidad entre el N aportado por la fijación biológica de las leguminosas y el aportado por los residuos de los cultivos. Por consiguiente, la nueva metodología de IPCC (2006), la cual será adoptada en el próximo inventario nacional, no incluirá la fijación simbiótica como fuente.

II.4. Estrategias de mitigación de N₂O

Las estrategias para reducir las emisiones de N₂O deberían enfocarse a mejorar la eficiencia del uso del N de las excretas y/o de los fertilizantes, a reducir la cantidad total de N que retorna a la pastura en forma de excretas y evitar las condiciones del suelo que favorezcan las emisiones. En el caso de los fertilizantes se deberían ajustar las aplicaciones, los momentos y la forma de aplicación a los requerimientos de las pasturas. Sin embargo, para las condiciones de la ganadería de base pastoril de Argentina usualmente con uso de fertilizante reducido y baja carga animal, sería factible esperar que las emisiones de N₂O fueran menores a las de sistemas extensivos de otros países con altas tasas de aplicación de fertilizantes nitrogenados (ej. Nueva Zelanda).

Por otra parte, De Klein y Eckard (2008) mencionan como una medida de mitigación el uso de inhibidores de la nitrificación. Uno de los inhibidores utilizado en varios países es la diciandiamida (DCD), cuya eficacia en la reducción de emisiones de N₂O en las pasturas y en parches de orina ha sido razonablemente establecida (Smith *et al.*, 2008; Qiu *et al.* 2010; Misselbrook *et al.*, 2014). Este producto ha sido usado comercialmente en Nueva Zelanda en forma directa sobre las pasturas entre 2004 y 2013. Sin embargo, cierta controversia sobre su traspaso a la leche ha hecho que el DCD haya sido retirado del mercado en Nueva Zelanda, aún cuando los niveles detectados en leche no significarían una amenaza a la seguridad alimentaria.

III. DIÓXIDO DE CARBONO

El balance de CO₂ está relacionado con procesos naturales y con aquellos vinculados al desarrollo humano; en el último caso los flujos antropogénicos circulan en una sola dirección lo que genera un desequilibrio en el balance global de carbono (Steinfeld *et al.*, 2006). Este último tipo de emisiones son adicionales netas al ciclo biológico o el resultado de modificaciones de los flujos dentro del ciclo. Las principales fuentes de emisión provienen del uso de combustibles fósiles (petróleo, carbón y gas natural) para producir energía a ser utilizada en el transporte, generación de calor y de electricidad, y de cambios en el uso de la tierra, fundamentalmente deforestación, que destruyen el carbono orgánico del suelo (Steinfeld *et al.*, 2006).

En el caso particular de los sistemas agropecuarios, varios procesos son los que incorporan y emiten CO_2 . En primer lugar, los procesos naturales, tales como la *fotosíntesis* y la *respiración de las plantas, animales y de los microorganismos* responsables de la descomposición de la materia orgánica de los excrementos y de los residuos de cultivos (IPCC, 2007a) (Figura 5: 1). En segundo lugar, las emisiones asociadas a las actividades humanas, como las resultantes de la utilización de los combustibles fósiles en los establecimientos (Figura 5:2) y, en un sentido más amplio, las emisiones indirectas debidas a la producción de los insumos utilizados en los mismos.

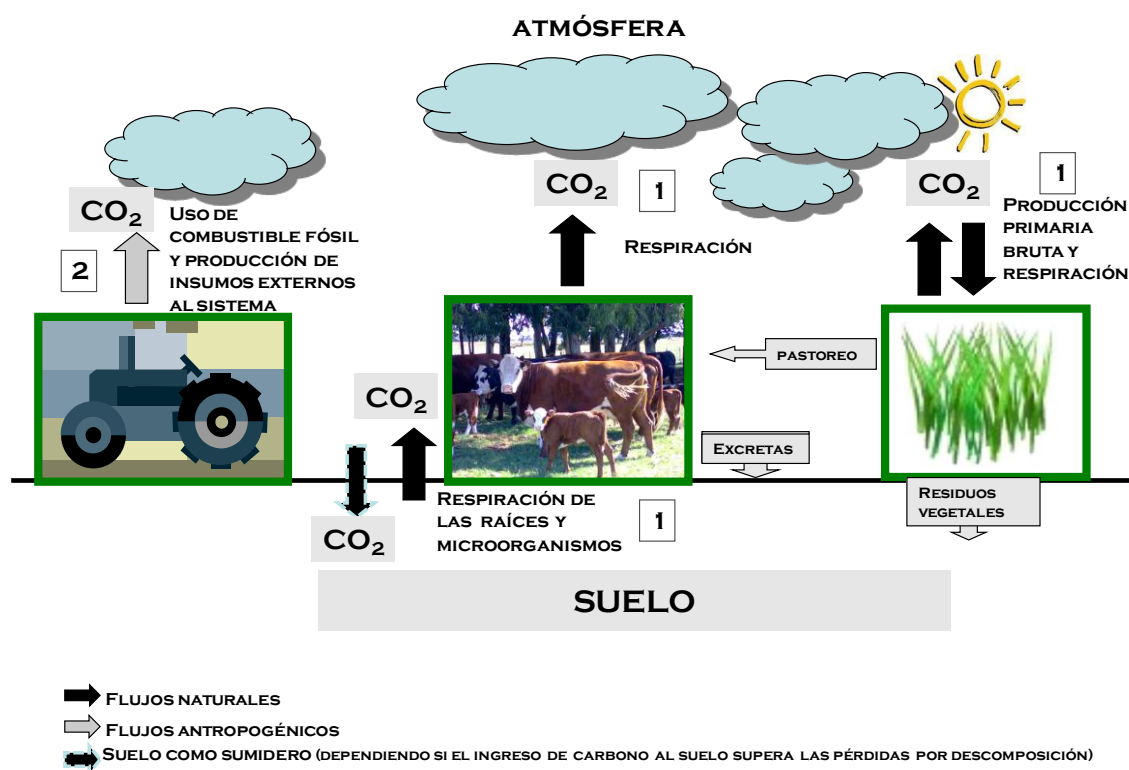


Figura 5. Diagrama esquemático de las fuentes de emisión y sumideros de dióxido de carbono en sistemas ganaderos pastoriles (los números indican el orden de las fuentes/sumideros desarrollados en el texto)

III.1. Fotosíntesis y respiración

La materia orgánica del suelo representa el principal reservorio de carbono terrestre y contribuye a mantener su estructura, retener la humedad, prevenir la erosión y puede actuar como reservorio de nutrientes y como fuente y sumidero de CO_2 . En su estado nativo, las praderas son ecosistemas estables, los suelos se encuentran en estado estacionario (no son una fuente neta de carbono atmosférico) (AAFUA, 2003). Smith *et al.* (2007) señalan que aunque los suelos de uso

agropecuario generan flujos muy grandes de CO₂ hacia y desde la atmósfera, el flujo neto es pequeño (menos del 1% de las emisiones antropogénicas de CO₂). Existen algunas prácticas de manejo, tal como la labranza reducida, la aplicación de fertilizantes y el uso mejorado de residuos y rotaciones extendidas de cosechas, especialmente con leguminosas y forrajes, que pueden incrementar el contenido de carbono orgánico del suelo (Follet, 2001). La posibilidad de lograr el incremento dependerá del contenido inicial de carbono del suelo, del balance entre ingreso y egresos de carbono bajo las nuevas condiciones de manejo y de la duración de la práctica antes de que el incremento de carbono orgánico del suelo comience a declinar.

En el caso particular de los suelos pastoreados, los mismos también pueden actuar como sumidero de CO₂ atmosférico dependiendo si el ingreso de carbono al suelo desde los residuos vegetales y heces supera las pérdidas de carbono por la descomposición de la materia orgánica del suelo (De Klein *et al.*, 2008). El factor clave para controlar la cantidad de carbono que retornará a los suelos pastoriles es la cantidad de estructuras fotosintéticas responsables de la producción primaria neta que son removidas por los animales en pastoreo (De Klein *et al.*, 2008). Además de las prácticas de manejo que fueron mencionadas, las acciones que favorezcan la tasa de crecimiento de las pasturas pueden también afectar la relación entre lo emitido y lo secuestrado de CO₂ (intensidad de pastoreo, condiciones climáticas) y determinar que el suelo sea fuente o sumidero del carbono durante un año determinado. A pesar de que los suelos en pastoreo suelen acumular materia orgánica, lo cual favorece la estructura del suelo, los procesos de pisoteo y de compactación del suelo pueden disminuir la aireación e infiltración del suelo, causar el deterioro de las plantas y una disminución del forraje cosechable (Greenwood y McKenzie, 2001; Cuttle *et al.*, 2008), lo cual puede impactar sobre el flujo de CO₂.

El CO₂ es a veces ignorado en la evaluación de las emisiones de GEI procedentes de los establecimientos agropecuarios (IPCC 2001; IPCC, 2007a), así como en la evaluación de los inventarios nacionales, salvo por efecto de cambios en el uso de la tierra (Pinares-Patiño *et al.*, 2009). Esto se debe a que, excepto por el carbono del CH₄, la mayoría del carbono del forraje es reciclado a la atmósfera como CO₂, directamente a través de la respiración o indirectamente a través de la oxidación del carbono de las excretas y de la utilización del carbono en productos de origen animal (Pinares-Patiño *et al.*, 2009).

III.1. Uso de energía fósil en el predio y emisiones indirectas

Cuando la evaluación de emisiones de CO₂ se efectúa a nivel de empresa ganadera, se deberían considerar fuentes directas e indirectas de origen antropogénico. Dentro de las **directas** se puede

mencionar la utilización de combustibles fósiles para las distintas actividades realizadas en el predio (ej. distribución de alimentos, confección de rollos, etc.) (Figura 5: 2), mientras que entre las **indirectas** se cuentan las emisiones externas al establecimiento, pero que tienen su impacto en el proceso de producción. Según la FAO, la liberación indirecta sería mucho mayor que la directa (Steinfeld *et al.*, 2006). La contribución del ganado a la liberación *indirecta* de carbono proviene de procesos tales como la quema de combustibles fósiles para la producción de fertilizantes minerales destinados a la producción de alimentos, la liberación de CH₄ procedente de la descomposición de fertilizantes y del estiércol animal, de los cambios en el uso de la tierra por la expansión de pastos y cultivos forrajeros, uso de combustibles fósiles para la producción pecuaria y de alimentos para el ganado, así como para los procesos de producción y transporte de productos elaborados y refrigerados (Steinfeld *et al.*, 2006).

En consecuencia, la ganadería no es considerada una fuente importante de CO₂ a nivel de establecimiento ganadero (Tablas 2a y b). Las fuentes primarias de emisión provienen del suelo, de las plantas y de animales. Por lo general, este gas no ha sido incluido en los inventarios en el sector ganadero, y lo mismo ocurre en algunos trabajos de investigación vinculados con este tipo de evaluación. Pero, para obtener una contabilidad completa y un balance de todos los flujos de carbono en el establecimiento, es aconsejable considerar todas las fuentes de emisión de carbono (Chianese *et al.*, 2009b). No obstante, no todas las medidas de mitigación apuntan a reducir las tasas de emisiones netas de GEI a la atmósfera, sino que otras están enfocadas a incrementar la tasa de secuestro de carbono en el suelo, y así contribuir a mitigar el aumento en la concentración atmosférica de CO₂. Es así que las pasturas y las pastizales son considerados importantes sumideros de carbono, que puede medirse por cambios en el stock de carbono orgánico del suelo o indirectamente por el balance neto de flujos de carbono (Soussana *et al.*, 2010). Asimismo, el secuestro de carbono por el suelo puede brindar beneficios adicionales como la mejora en la calidad, estructura y la capacidad de retención de agua del suelo, así como en el ciclo de nutrientes y una menor erosión, que pueden redundar en mayores ingresos potenciales para los productores.

PARTE II: MODELACIÓN Y CUANTIFICACIÓN DE EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN SISTEMAS PASTORILES

A la luz del desafío global de producir más alimentos se vislumbra una mayor demanda internacional en la mitigación de GEI, por lo cual gran parte de los esfuerzos se enfocan a reducir las intensidades de emisión por unidad de producto (kg de GEI por unidad de producto). Los inventarios nacionales de GEI, en general, usan las directrices propuestas por el IPCC e informan las emisiones sectoriales pero no las estimaciones por producto. Un informe elaborado por la FAO

denominado *La larga sombra del ganado* (Steinfeld *et al.*, 2006) que se basa en un enfoque de cadena alimentaria llamó la atención sobre la considerable huella ambiental de la ganadería mundial. En un trabajo más reciente (Gerber *et al.*, 2013), se modera la información al destacar el rol de la función de la ganadería en aspectos socio-económicos y su potencialidad para reducir las emisiones globales hasta en un 30%. Particularmente, este documento menciona que las emisiones de GEI de origen antropogénico asociadas a las cadenas productivas sería de 14,5% de todas las emisiones de GEI, donde se enfatiza la relación entre la eficiencia en el uso de los recursos y la intensidad de emisiones (Gerber *et al.*, 2013). Si bien existen discrepancias en las estimaciones globales de GEI en los informes elaborados por el IPCC y la FAO, y aunque esto puede crear confusión entre los responsables de las políticas y el público, las estimaciones son consideradas confiables y similares, donde las diferencias conciernen al uso de la tierra y a los cambios asociados a las actividades productivas desarrolladas (Herrero *et al.*, 2011).

En el caso particular de la guía del IPCC se encuentra dividida en sectores/categorías responsables de emisiones y es sometida a un proceso de revisión continua por expertos a escala mundial. Si bien es utilizada para la estimación de las emisiones mundiales y/o nacionales de GEI, esta guía necesita ser adaptada si se la utiliza para realizar un análisis integrado a nivel de establecimiento ganadero (Crosson *et al.*, 2011). Las emisiones provenientes del sector agropecuario están informadas en tres sectores de acuerdo a la guía de IPCC del año 1996² (agricultura, cambios en el uso de la tierra y silvicultura, y energía) y las emisiones indirectas pueden surgir de las categorías de procesos industriales y desechos (Crosson *et al.*, 2011)³. En tanto, en las directrices de IPCC 2006 (IPCC, 2006) el sector agropecuario fue amalgamado en un única categoría que se denomina AFOLU (siglas en inglés de *Agriculture, Forestry and Other Land Use*) Uso de la Tierra, Cambio de Uso de la Tierra y Silvicultura) con el de agricultura. Los comentarios previamente mencionados sobre la contribución de otros sectores son también aplicables para esta guía.

Una herramienta comúnmente utilizada en estudios internacionales para la estimación de variables productivas, económicas y de emisión son los modelos de simulación. Los modelos, con la debida calibración y evaluación, constituyen una herramienta muy útil para contribuir al análisis de

² Guía usada para la 2da. Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (2007). Se informa en 6 categorías: energía, procesos industriales, solventes y uso de otros productos, agricultura, cambios en el uso de la tierra y silvicultura, y residuos (IPCC, 1997)

³ La guía 2006 (IPCC, 2006) redujo el número de categorías a cuatro. En el caso de los sistemas agropecuarios, las categorías de agricultura y cambios en el uso de la tierra y silvicultura fueron unidos en una sola categoría.

sistemas bajo condiciones donde la experimentación a campo no es factible por una cuestión de costos, recursos humanos y económicos, tiempo, variabilidad climática, entre otros (Bryant y Snow, 2008). Asimismo, en algunos modelos es posible incorporar elementos de incertidumbre propios de los sistemas biológicos y de la toma de decisiones, así como trabajar de manera simultánea con gran cantidad de variables, lo cual permite obtener resultados en relativamente poco tiempo en comparación con la evaluación de sistemas reales (Woodward *et al.*, 2008). Los modelos permiten obtener un enfoque integral a nivel de establecimiento, lo cual es muy importante ya que a menudo los intentos por reducir las emisiones en una parte del sistema de producción pueden conducir a un aumento de las emisiones procedentes de otro sector (Janzen *et al.*, 2006; Stewart *et al.*, 2009). En este sentido, en general, los modelos son utilizados desde el punto de vista ambiental para evaluar el costo y la efectividad de las opciones de mitigación de GEI (Crosson *et al.*, 2011).

La modelación a nivel de establecimiento ganadero (MEG), se realiza mediante modelos denominados “*whole-farm models*”, y se justifica debido a que es el nivel organizacional desde donde se pueden tomar las decisiones de mitigación (Del Prado *et al.*, 2013). En particular, los MEG han sido ampliamente usados para evaluar las emisiones de GEI en sistemas ganaderos de producción de carne (Tabla 2) y de leche (Phetteplace *et al.*, 2001; Haas *et al.*, 2001; Cederberg y Stadig, 2003; Schils *et al.*, 2005; Olesen *et al.*, 2006; Thomassen *et al.*, 2008; Beukes *et al.*, 2010 y 2011; Rotz *et al.*, 2010). Muchos de los estudios a nivel internacional sobre emisiones de GEI con MEG apuntan a comparar distintos sistemas de producción (Tabla 2) y/o evaluar estrategias de mitigación (Chianese *et al.*, 2009b; Salètes *et al.*, 2004; Schils *et al.*, 2005; Soussana *et al.*, 2005). Otros trabajos han resumido estas estrategias y evaluado la posibilidad de reducir las emisiones en el corto, mediano y largo plazo (Beauchemin *et al.*, 2008; De Klein y Eckard, 2008; Eckard *et al.*, 2010; Schils *et al.*, 2007). En muchos casos, las aproximaciones usadas para las evaluaciones con MEG, se basan en el uso integrado de más de un modelo, donde las salidas de uno son los datos de ingreso de otro. Este abordaje se ha desarrollado en producción de carne (Crosson *et al.*, 2010; Peters *et al.*, 2010 citado por Crosson *et al.*, 2010; Veysset *et al.*, 2010) y también para producción lechera (Salètes *et al.*, 2004; Schils *et al.*, 2005; Del Prado *et al.*, 2006; Olesen *et al.*, 2006; Schils *et al.*, 2007; Beukes *et al.*, 2010; Rotz *et al.*, 2010).

Tabla 2. Resumen de estudios de modelación de emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de sistemas de producción de carne (A. Cría, B. Recría y Engorde y C. Ciclo Completo)

A. Cría

Autor/es	País	Descripción del sistema/estudio de caso	Unidad de referencia	Emisión total	CH ₄	N ₂ O	CO ₂
Phetteplace <i>et al.</i> (2001)	USA	Basado en niveles promedio de producción para los principales estados productores de carne	Kg CO ₂ eq. kg GDPV ⁻¹	20,6	8,65 (8,4)	10,99	0,94
			Kg CO ₂ eq. animal ⁻¹	2788	1174 (1140)	1487	127
			Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	37,5*			
Ogino <i>et al.</i> (2007)	Japón	Estimaciones basadas en un sistema de cría. Metodología: ACV	Kg CO ₂ eq. animal ⁻¹	4550	2962	662	926
Browne <i>et al.</i> (2011)	Australia	Modelo biofísico mecanístico a nivel de establecimiento (GrassGro model). Establecimientos de base pastoril	Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	22,8 (promedio)	17,7 (promedio)	5,1 (promedio)	--
				22,4 (Top)	16,9 (Top)	5,5 (Top)	
Becoña <i>et al.</i> (2014)	Uruguay	Estimaciones de 20 sistemas reales del norte y este del país (diversidad de establecimientos).	Kg CO ₂ eq. Kg PV ⁻¹	20,8 (11 a 32)	68 a 78% del total	22 a 30% del total	Aprox. 1% (no informado)
			Kg CO ₂ eq. ha ⁻¹	2030 (1490 a 2827)			
Alemu <i>et al.</i> (2017)	Canadá	Evaluación de 295 establecimientos con un modelo <i>whole-farm</i> (HOLOS).	Kg CO ₂ eq. Kg PV vendido ⁻¹	23,9 (16,3 a 37,8)	69,5% (promedio)	24,1% (promedio)	6,4% (promedio)
			Kg CO ₂ eq. ha ⁻¹	2178 (266 a 9782)			

B. Recría y Engorde

Autor/es	País	Descripción del sistema/estudio de caso	Unidad de referencia	Emisión total	CH ₄	N ₂ O	CO ₂
Phetteplace <i>et al.</i> (2001)	USA	Basado en niveles promedio de producción para los principales estados productores de carne. <i>Recría</i>	Kg CO ₂ eq. kg GDPV ⁻¹	14,4	6,58 (6,4)	6,41	1,4
			Kg CO ₂ eq. animal ⁻¹	3874	1773 (1725)	1721	380
Phetteplace <i>et al.</i> (2001)	USA	Basado en niveles promedio de producción para los principales estados productores de carne. <i>Feedlot</i>	Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	26,2*	1,32 (1,3)	2,22	2,1
			Kg CO ₂ eq. kg GDPV ⁻¹	5,66	1,32 (1,3)	2,22	2,1
Ogino <i>et al.</i> (2004)	Japón	Estimaciones basadas en un sistema de engorde a terminación japonés. Metodología: ACV	Kg CO ₂ eq. animal ⁻¹	3294	755 (743)	1294	1245
			Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	10,3*	2985 (2860)	912	2062
Browne <i>et al.</i> (2011)	Australia	Modelo biofísico mecanístico a nivel de establecimiento (GrassGro model). Establecimientos de base pastoril	Kg CO ₂ eq./animal ⁻¹	5959	2985 (2860)	912	2062
			Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹ (rendimiento 40%)	32,3	16,2	4,9	11,2
Browne <i>et al.</i> (2011)	Australia	Modelo biofísico mecanístico a nivel de establecimiento (GrassGro model). Establecimientos de base pastoril	Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	6,7	5,1	1,6	--
				(promedio) 6,3 (Top)	(promedio) 4,6 (Top)	(promedio) 1,7 (Top)	

C. Ciclo Completo

Autor/es	País	Descripción del sistema/estudio de caso	Unidad de referencia	Emisión total	CH ₄	N ₂ O	CO ₂
Phetteplace <i>et al.</i> (2001)	USA	Basado en niveles promedio de producción para los principales estados productores de carne	Kg CO ₂ eq. kg GDPV ⁻¹	15,5	6,28 (6,1)	7,84	1,3
			Kg CO ₂ eq. animal ⁻¹	2944	1201(1167)	1490	252
Cassey & Holden (2006a)	Irlanda	Modelo a nivel de establecimiento. Basado en un establecimiento típico de cría a terminación irlandés. Un año. Metodología: ACV	Kg CO ₂ eq. kg PV ⁻¹ año ⁻¹	11,3			
			Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	20,1*			
Cassey & Holden (2006b)	Irlanda	Modelo a nivel de establecimiento. Basado en un establecimiento típico de cría a terminación irlandés. Un año. Sistema convencional. Metodología: ACV	Kg CO ₂ eq. kg PV ⁻¹ año ⁻¹	12,7-13,3			
			Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	23,2*			
			Kg CO ₂ eq. kg PV ⁻¹ año ⁻¹	11,9-12,5			
			Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	21,8*			
Ogino <i>et al.</i> (2007)	Japón	Estimaciones basadas en un sistema de cría y engorde	Kg CO ₂ eq. kg PV ⁻¹ año ⁻¹	10,5-11,7			
			Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	15,9*			
Cederberg <i>et al.</i> (2009)	Brasil	Estimaciones nacionales promedio (año 2005)	Kg CO ₂ eq. animal ⁻¹	10500			
Beauchemin <i>et al.</i> (2010)	Canadá	Modelo a nivel de establecimiento. Usado para estimar la contribución de la cría y feedlot a las emisiones. Basado en un establecimiento típico de Canadá. Establecimientos que incluyen cultivos-ganadería. Varios años durante la vida útil de los vientres. Metodología: LCA	Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	36,4			
			Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	28	21,6	6,3	0,3
			Kg CO ₂ eq. kg PV ⁻¹	13,04	8,9	3,5	0,7
			Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	21,73	14,8	5,9	1,1

Autor/es	País	Descripción del sistema/estudio de caso	Unidad de referencia	Emisión total	CH ₄	N ₂ O	CO ₂	
Pelletier <i>et al.</i> (2010)	USA	Un año. Modelo de sistema a nivel de establecimiento donde los terneros son terminados a grano o en pasturas. Sistemas de producción de carne en el Medio Oeste superior de USA. Metodología: ACV. Terminados en <i>feedlot desde el destete</i>	Kg CO ₂ eq. kg PV ⁻¹	14,8				
			Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	26,9*				
			Mismo estudio. Terminados en <i>backgrounded /feedlot</i>	Kg CO ₂ eq. kg PV ⁻¹	16,2			
			Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	29,5*				
Beauchemin <i>et al.</i> (2011)	Canadá	Modelo a nivel de establecimiento. Usado para estimar la el impacto de establecimientos y prácticas de manejo seleccionadas de la cría y <i>feedlot</i> en el oeste de Canadá. Varios años durante la vida útil de los vientres. Metodología: ACV. Escenario base el de Beauchemin <i>et al.</i> (2010)	Mismo estudio. Terminados en pasturas	Kg CO ₂ eq. kg PV ⁻¹	19,2			
			Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	34,9*				
			Kg CO ₂ eq. kg PV ⁻¹	13,04	8,9	3,5	0,7	
			Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	21,73	14,8	5,8	1,1	
			Mismo estudio. Varios escenarios de mitigación aplicados a <i>feedlot</i>	Kg CO ₂ eq. kg PV ⁻¹	12,8-13,9	8,7-9,6	3,5-3,7	0,6-0,7
			Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	21,35-23,14	14,5-15,9	5,8-6,2	1-1,1	
Foley <i>et al.</i> (2011)	Irlanda	Modelación de sistemas contrastantes de producción de carne en sistemas pastoriles. <i>Sistema representativo</i>	Mismo estudio. Varios escenarios de mitigación aplicados a la <i>cría</i>	Kg CO ₂ eq. kg PV ⁻¹	11,94-12,98	7,8-8,9	3,4-3,5	0,7
			Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	19,89-21,63	13,1-14,8	5,7-5,8	1,1-1,2	
			Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	23,1				
			Mismo estudio. Sistema alternativos de reducción y rentabilidad	Kg CO ₂ eq. kg res ⁻¹	18,9-22,0			

Crosson *et al.* (2011) categorizan a los MEG utilizados para la estimación de GEI en dos tipos: modelos para el análisis de sistemas (ej. Schils *et al.*, 2005) y modelos de evaluación de ciclos de vida (ej. Ogino *et al.*, 2004, 2007; Thomassen *et al.*, 2008). Sin embargo, aun tratándose de modelos distintos, en el caso que los supuestos subyacentes de análisis sean los mismos (por ejemplo, límites, unidad funcional, método de asignación, factores de emisión), se espera que ambos proporcionen resultados similares (Crosson *et al.*, 2011). Las metodologías siguen aproximaciones semejantes, aunque la evaluación de *Ciclo de Vida del Producto* (ACV) está formalizada en las normas como las ISO 14040 y 14044 (ISO, 2006a, 2006b). Ambos tipos de modelos han sido aplicados en un amplio rango de estudios para establecer las emisiones en sistemas de producción ganadera para carne (Tabla 2). El ACV, comúnmente utilizado para el cálculo de la huella de carbono de un producto, es una herramienta que compila un inventario parcial o completo de los ingresos y egresos al sistema durante el curso de vida de un producto, y que permite evaluar y valorar los impactos ambientales relevantes mediante un pequeño número de indicadores. Las diferencias entre estas evaluaciones se basan fundamentalmente en la elección de la unidad de referencia o indicadores (Unidad Funcional en el caso de ACV) y el límite del sistema a estudiar, en su forma de modelación y, fundamentalmente, en que las evaluaciones de ACV ofrecen la posibilidad de clasificar las cargas ambientales (emisiones y consumos de recursos) y asignarlas a una categoría de impacto ambiental específica (ej. calentamiento global, eutroficación, acidificación, consumo de energía) (Ogino *et al.*, 2007). Sin embargo, independientemente de la metodología, distintos autores destacan que se requieren métodos eficientes que combinen indicadores adecuados y que permitan comprender y evaluar los impactos ambientales (Haas *et al.*, 2001; Halberg *et al.*, 2005). Recientemente, Del Prado *et al.* (2013) destacan la potencialidad de los MEG para cuantificar no sólo la emisión de GEI y posibles medidas de mitigación, sino también de las alternativas de adaptación de los sistemas a las condiciones de CC.

Los estudios de ACV pueden abarcar toda la cadena productiva de la carne bovina, por ejemplo desde la extracción y pre-proceso de materias primas necesarias para la producción de la carne y su proceso de producción, hasta su uso, reciclaje y/o gestión final. Este tipo de análisis se conoce como de la cuna a la tumba (“*cradle to grave*”); sin embargo, las evaluaciones efectuadas con frecuencia en sistemas de producción de alimentos son aquellas

que van desde la cuna hasta la tranquera del establecimiento (“*cradle to farm-gate*”) (Tabla 2). Cederberg y Stadig (2003) la definen como las que incluye “*la producción de todos los insumos de entrada al sistema de producción y todas las emisiones salidas desde el sistema. El borde geográfico es la tranquera del establecimiento*”. Asimismo, las emisiones de la producción de insumos externos al establecimiento (en particular, fertilizantes y alimentos concentrados) pueden ser incluidas tanto en los modelos de análisis de sistemas como en los ACV (Phetterplace *et al.*, 2001; Ogino *et al.*, 2004; Schils *et al.*, 2005; Olesen *et al.*, 2006; Ogino *et al.*, 2007; Pelletier *et al.*, 2010; Beukes *et al.*, 2010; Tabla 2). Los estudios mencionados en la Tabla 2 realizaron evaluaciones hasta la tranquera y en su mayoría anuales, excepto Beauchemin *et al.* (2010) cuyo estudio involucró varios años ya que usó la vida útil de la vaca como tiempo de referencia.

Los indicadores utilizados en los MEG para expresar las emisiones de GEI pueden ser muy diversos (Tabla 2), ya sea en referencia a las emisiones de gases individuales o totales en unidades de CO₂ equivalente en relación al animal, la superficie o al producto. En el caso de los sistemas de bovinos para carne, en general, la unidad de referencia es el kilogramo de carne o de res, en otras palabras, la masa del producto que sale de la tranquera del establecimiento (Crosson *et al.*, 2011) (Tabla 2). Habitualmente la unidad de referencia, particularmente en el caso de ACV, es elegida dependiendo de la forma en que cada “*commodity*” es comercializada y se evita favorecer prácticas que reducen las emisiones a expensas de la productividad (Beauchemin *et al.*, 2010). En el caso de los modelos de análisis de sistemas, en general los indicadores utilizados pueden ser de área o de producto (Crosson *et al.*, 2011). En la Tabla 2 también fueron incluidas las emisiones de GEI por kg de peso vivo, ganancia de peso vivo y por animal cuando fueron informadas. Sin embargo, aun cuando la unidad de referencia sea, por ejemplo, el kg de carne o de res, las estimaciones de GEI pueden variar ampliamente, lo cual refleja las diferencias atribuibles en la forma de modelar, a los objetivos del establecimiento, y a los distintos objetivos, propósitos y límites impuestos, por ejemplo en los estudios de ACV (Beauchemin *et al.*, 2010; Tabla 2). Otro punto a considerar es que algunos estudios difieren en los valores de PCG considerados al momento de estimar los valores de emisiones por CO₂ equivalente; el IPCC en el año 2007 propuso un incremento en PCG del CH₄ de 21 a 25 y una reducción para el N₂O de 310 a 298 (Forster *et al.*, 2007).

De acuerdo a lo expuesto en la Tabla 2, los rangos e intensidades de emisión hasta la tranquera (kg CO_2 equivalente kg res^{-1}) para los sistemas de cría pueden variar entre 22,4 a 37,5, para los de recría y/o engorde entre 6,3 a 32,2 y para los de ciclo completo entre 15,9 a 36,4. Grainer y Beauchemin (2011) mencionan que, aunque las metodologías varían, el consenso es que la fase de cría contribuye en mayor proporción a las emisiones totales de GEI de la producción de bovinos para carne (60% a 84%), en contraste con las fases de crecimiento y terminación. Las estimaciones presentadas en la Tabla 2 no pueden ser estrictamente comparadas debido a la diversidad de los sistemas considerados, sin embargo confirman que el CH_4 resultó el principal gas emitido en todos los estudios, especialmente en sistemas de producción de base pastoril. En tanto, en las publicaciones que involucraron alimentos concentrados, es decir, sistemas más intensivos, se presentaron comparativamente mayores emisiones de N_2O y CO_2 y menores de CH_4 (Tabla 2). Sin embargo, tanto en sistemas pastoriles como con mayor uso de insumos, el CH_4 contribuyó a las emisiones en mayor proporción. Por lo cual, Beauchemin *et al.* (2010) plantean que reducir las emisiones de CH_4 de la fermentación entérica en esta fase sería una forma muy efectiva de mitigación. En general, algunos aspectos que diferenciaron los estudios fueron su duración, el límite de los establecimientos, las fuentes y factores de emisión, los rendimientos de la res, y la unidad funcional utilizada; sin embargo, la mayor parte de la variación de los resultados puede ser atribuida a las diferencias en el proceso de producción (Crosson *et al.*, 2011). Otro aspecto importante para cuantificar el peso relativo de diferentes modificaciones dentro del sistema modelado es el análisis de incertidumbre o la sensibilización de variables (Olesen *et al.*, 2006).

Las metodologías de análisis presentadas para la evaluación de las emisiones de GEI no son excluyentes, sino complementarias. Waghorn y Clark (2006) y Eckard *et al.* (2010) señalan que para evaluar el potencial neto de reducción de GEI, cada estrategia debe ser sometida tanto a MEG como de ACV para asegurar que la reducción en las emisiones se refleje de modo integral en los GEI y a nivel de sistema productivo. El trabajo realizado por Gregorini *et al.* (2010) evidencia la importancia de la integralidad, ya que estos autores encontraron que la modificación de la alimentación con el propósito de reducir el N urinario podría resultar en una contraparte negativa que involucró un incremento colateral en las emisiones de CH_4 entérico. En consecuencia, tal como fue mencionado, en el contexto de las reducciones de

emisiones de GEI a nivel de establecimiento, es importante tener en cuenta que las evaluaciones de las prácticas de mitigación que tengan como propósito reducir las emisiones de un GEI determinado puede llegar a aumentar otro o causar incrementos o decrementos en la emisión del mismo GEI, y por ende las interacciones potenciales a nivel de sistema completo de producción (Del Prado *et al.*, 2013; Hristov *et al.*, 2013c).

Diferentes modelos internacionales han sido aplicados a evaluaciones en Sudamérica. Por ejemplo, Gerber *et al.* (2013) estudiaron mediante el uso de GLEAM (*Global Livestock Environmental Assessment Model*) distintas intervenciones para mitigar las emisiones de GEI en sistemas especializados en la producción de carne en América del Sur, la mejora en la calidad de las pasturas, la mejora en la salud de los animales y en la cría, y la mejora el secuestro de carbono por el suelo a través de un manejo intensivo del pastoreo. Estos autores informan que el mayor impacto podría ser logrado por una reducción de la mortalidad (entre un 20 a un 28%), la mejora en la fertilidad de los rodeos (7,5 a 12%), mejoras en la calidad del alimento (4,4 a 20%) y la retención de carbono del suelo (7,5%) (éste último es especialmente importante en esta región). En nuestro país existen diferentes MEG orientados a producción de carne (Feldkamp, 2004; Romera *et al.*, 2004; Machado *et al.*, 2010), pero centrados en la evaluación de sistemas productivos desde el punto de vista biofísico y económico sin incluir la dimensión de GEI. Debido a que los mismos han mostrado flexibilidad para el estudio de diferentes estrategias de manejo de los sistemas nacionales, la incorporación de esta funcionalidad podría abrir una oportunidad de incluir criterios de evaluación y/o mitigación de GEI bajo diferentes alternativas tecnológicas, incluso como herramienta de planificación estratégica a escala regional o nacional, en este caso, y/o contribuir a la priorización de líneas de investigación desde una perspectiva ambiental (Janssen y van Ittersum, 2007; Del Prado *et al.*, 2013; Vogeler *et al.*, 2014). Otra opción de evaluación que involucra la utilización de balances de nutrientes a nivel de establecimiento, tal como el OVERSEER⁴ que fue desarrollado para las condiciones de Nueva Zelanda (Wheeler *et al.*, 2006). Este modelo es utilizado para brindar recomendaciones para la toma de decisiones y brinda el balance para los nutrientes principales del suelo (N, P, K, S, Ca, Mg y Na) además de las emisiones de GEI.

⁴ <http://www.overseer.org.nz/OVERSEERModel.aspx>

CONCLUSIONES

La producción bovina es de gran importancia y enorme potencialidad para la Argentina. La preocupación internacional en las emisiones de GEI ha estado determinada principalmente por el aumento creciente en la demanda mundial de alimentos, lo cual también es visto con preocupación por países productores y que comercializan productos agropecuarios como nuestro país. Según el inventario nacional, la ganadería aporta el 20,7% de las emisiones nacionales, donde la mayoría proviene de los bovinos para carne. Sin embargo, si bien es sumamente importante tener evaluaciones nacionales sobre los GEI en los sistemas ganaderos, sobre lo que se está avanzando, es claro que los esfuerzos de investigación deben estar enfocados a mejorar la eficiencia en el uso de los recursos, y en consecuencia así potencialmente reducir las externalidades ambientales negativas que son atribuidas al sector.

Es recurrente en los distintos trabajos el destacar la importancia de una evaluación holística de las emisiones de GEI por unidad de producto. De la comparación relativa de múltiples evaluaciones internacionales, surge que las emisiones para los sistemas de cría, recría y/o engorde y ciclo completo están en el orden de 22,4-37,5, 6,3-32,2 y 15,9-36,4 kg CO₂ equivalente kg res⁻¹, respectivamente. Sin duda que los estudios de campo en marcha en Argentina, permitirán confirmar o refinar estas cifras, de modo de mejorar modelos MEG o ACV para estudios complementarios de oportunidades de mitigación.

La reducción de GEI debería ser una consecuencia (más que un fin) de mejoras en la eficiencia, en las prácticas que estimulen la producción y que aseguren un ingreso adecuado para los productores, asociadas a políticas sectoriales y/o incentivos y donde estén involucrados todos los actores involucrados.

BIBLIOGRAFÍA

AAFUA (Alberta Agriculture and Food and University of Alberta). (2003). Development of a Farm-Level Greenhouse Gas Assessment: Identification of Knowledge Gaps and Development of a Science Plan –AARI Project Number 2001J204. 203 p. http://agrienvarchive.ca/bioenergy/download/GHG_Report_AB_2003.pdf.

Alemu, A.W.; Amiro, B.D.; Bittman, S.; MacDonald, D.; Ominski, K.H. (2017). Greenhouse gas emission of Canadian cow-calf operations: A whole-farm assessment of 295 farms. *Agricultural Systems* 151, 73–83.

Alford, A.R.; Hegarty, R.S.; Parnell, P.F.; Cacho, O.J.; Herd, R.M.; Griffith, G.R. (2006). The impact of breeding to reduce residual feed intake on enteric methane emissions from the Australian beef industry. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 46, 813–820.

Allard, V.; Soussana, J.-F.; Falcimagne, R.; Berbigier, P.; Bonnefond, J.M.; Ceschia, E.; D'Hour, P.; Henault, C.; Laville, P.; Martin, C.; Pinares-Patiño, C. (2007). The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO₂, CH₄, N₂O) of semi-natural grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121, 47–58.

Archimède, H.; Eugène, M.; Magdeleine, M.; Boval, M.; Martin, C.; Morgavi, D.P.; Lecomte, P.; Doreau, M. (2001). Comparison of methane production between C3 and C4 grasses and legumes. *Animal Feed Science and Technology* 166–167, 59–64.

Arthur, P.F.; Herd, R.M.; Basarab, J.A. (2010). The role of cattle genetically efficient in feed utilisation in an Australian carbon trading environment. *AFBM Journal* 7(2), 5-14 Disponible en: <http://www.csu.edu.au/faculty/science/saws/afbmnetwork/>.

Baldwin, R.L.; Thornley, J.H.M.; Beever, D.E. (1987). Metabolism of the lactating cow. II. Digestive elements of a mechanistic model. *Journal of Dairy Science* 54, 107-131.

Ball, B.C.; Crichton, I.; Horgan, G.W. 2008. Dynamics of upward and downward N₂O and CO₂ fluxes in ploughed or no-tilled soils in relation to water-filled pore space, compaction and crop presence. *Soil y Tillage Research* 101, 20–30.

Bárbaro, N.; Gere, J.; Gratton, R.; Rubio, R.; Williams, K. (2008). First measurements of methane emitted by grazing cattle of the Argentinean beef system. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 51, 209–219.

Basso, L.R.; Pascale Medina, C.; De Obschatko, E.S.; Preciado Patiño, J. (2013). Agricultura Inteligente: la iniciativa de la Argentina para la sustentabilidad de la producción de alimentos

y energía. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación, Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. Buenos Aires. 124 p.

Beauchamp, E.G. (1997). Nitrous oxide emission from agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 77, 113-123.

Beauchemin, K.A.; McGinn, S.M. (2005). Methane emissions from feedlot cattle fed barley or corn diets. *Journal of Animal Science* 83, 653-661.

Beauchemin, K.A.; Kreuzer, M.; O'Mara, F.; McAllister, T.A. (2008). Nutritional management for enteric methane abatement: a review. *Aust. J. Exp. Agric.* 48, 21–27.

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(6), 371-379.

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, 663-677.

Becoña, G.; Astigarraga, L.; Picasso, V.D. (2014). Greenhouse gas emissions of beef cow-calf grazing systems in Uruguay. *Sustain. Agri. Res.* 3(2), 89–105.

Berra, G.; Finster, L.; Valtorta, S.E. (2009). Una técnica sencilla para la medición de emisiones de metano entérico en vacas. *Revista FAVE - Ciencias Veterinarias* 8 (1), 49-56.

Berra, G.; Valtorta, S.; Bualo, R.; Finster, L. (2010^a). Determinación de gases de efecto invernadero “on line” por telemetría. En: Jornadas de Nutrición Animal. Programa Nacional de Carnes. Proyecto Integrado Nutrición. Rearte, D.; Santini, F. (eds.) Ediciones INTA. pp: 19-23.

Berra, G.; Bualo, R.; Finster, L.; Valtorta, S.E. (2010^b). Measurement of bovine enteric methane emission: an on-line recording technique. Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference. Banff-Canadá. 3-8 October 2010. p: 54.

Bertrand, S.; Hacala, S. (2007). Generation and sources of greenhouse gases in the dairy industry. In: Reduction of Greenhouse gases emissions at farm and manufacturing levels. *Bulletin of the International Dairy Federation* 422, 10-21.

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, Ecosystem and Environment* 136, 358-365.

Beukes, P.C.; Gregorini, P.; Romera, A.J. (2011). Estimating greenhouse gas emissions from New Zealand dairy systems using a mechanistic whole farm model and inventory methodology. *Animal Feed Science and Technology* 166– 167, 708– 720.

Blaxter, K.L.; Clapperton, J.L. (1965). Prediction of the amount of methane produced by ruminants. *British Journal of Nutrition* 19, 511–521.

Bolan, N.S.; Surinder, S.; Luo, J.; Rita, B.; Jagrati, S. (2004). Gaseous emissions of nitrogen from grazed pastures: processes, measurements and modelling, environmental implications, and mitigation. *Advances in Agronomy* 84, 37-120.

Browne, N.A.; Eckard, R.J.; Behrendt, R.; Kingwell, R.S. (2011). A comparative analysis of on-farm greenhouse gas emissions from agricultural enterprises in south eastern Australia. *Animal Feed Science and Technology* 166, 641-652.

Bryant, J.R.; Snow, V.O. (2008). Modelling pastoral agro-ecosystems: a review. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 51, 349-363.

Buddle, B.M.; Denis, M.; Attwood, G.T.; Altermann, E.; Janssen, P.H.; Ronimus, R.S.; Pinares-Patiño, C.S.; Muetzel, S.; Wedlock, N. (2011). Strategies to reduce methane emissions from farmed ruminants grazing on pasture. *The Veterinary Journal* 188, 11-17.

Cassey, J.W.; Holden, N.M. (2006a). Greenhouse gas emissions from conventional agri-environmental scheme and organic Irish suckler-beef units. *J. Environ. Qual.* 35, 231-239

Cassey, J.W.; Holden, N.M. (2006b). Quantification of GHG emissions from suckler-beef production in Ireland. *Agricultural Systems* 90, 79-98.

Cederberg, C.; Stadig, M. (2003). System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *Int. J. LCA* 8, 350-356.

Cederberg, C.; Meyer, D.; Flysjö, D. (2009). Life cycle inventory of greenhouse gas emissions and use of land and energy in Brazilian beef production. SIK Report N° 792. 77 p.

Clark, H.; Pinares-Patiño, C.; De Klein, C.A.M. (2005). Methane and nitrous oxide emissions from grazed grasslands. In: McGilloway, D.A. (ed.) *Grassland: A global resource. Plenary and Invited Papers from the XX International Grassland Congress Dublin Ireland 26 June-1 July 2005*. Wageningen Academic Publishers. Wageningen, the Netherlands, pp: 279-293.

Clark, H.; Kelliher, F.; Pinares-Patiño, C. (2011). Reducing CH₄ emissions from grazing ruminants in New Zealand: Challenges and opportunities. *Asian-Australian Journal of Animal Science* 24 (2), 295-302.

Colombatto, D.; Moscoso, M.R.; Feldkamp, C.R. (2010). Assessment of methane emissions from cattle as affected by different future scenarios in Argentina: A methodological approach. Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference. Banff-Canadá. 3-8 October 2010. pp: 164-165.

Cottle, D. J.; Nolan, J.V.; Wiedemann, S.G. (2011). Ruminant enteric methane mitigation: a review. *Animal Production Science* 51, 491-514.

Crosson, P.; Foley, P.A.; Shalloo, L.; O'Brien, D.; Kenny, D.A. (2010). Greenhouse gas emissions from Irish beef and dairy production system. Proceedings of the British Society of Animal Science and the Agricultural Research Forum 2010. Advances in Animal Biosciences.p:350.

Crosson, P.; Shalloo, L.; O'Brien, D.; Lanigan, G.J.; Foley, P.A.; Boland, T.M. (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, 29-45.

Cuttle, S.P. (2008). Chapter 2. Impacts of pastoral grazing on soil quality. pp. 33-74 En: McDowell, R.W (ed.) Environmental Impacts of Pasture-based Farming. CAB International, Wallingford, UK.

Chianese, D.S.; Rotz, C.A.; Richards, T.L. (2009a). Whole-farm greenhouse gas emissions: A review with applications to a Pennsylvania dairy farm. *Applied Engineering in Agriculture* 25, 431-472.

Chianese, D.S.; Rotz, C.A.; Richard, T.L. (2009b). Simulation of carbon dioxide emissions from dairy farms to assess greenhouse gas reduction strategies. *Trans. ASABE* 52(4), 1301-1312.

Chan, A.S.K.; Parkin, T.B. 2001. Methane oxidation and production activity in soils from natural and agricultural ecosystems. *J. Environ. Qual.* 30,1896–1903.

Dasselmar, A.P.; Van Beusichem, M.L.; Oenema, O. (1999). Effects of nitrogen input and grazing on methane fluxes of extensively and intensively managed grassland in the Netherlands. *Biology and Fertility of Soils* 29, 24-30.

De Klein, C.A.M.; Eckard, R.J. (2008). Targeted technologies for nitrous oxide abatement from animal agriculture. Proceedings of the 3rd Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference. *Aust. J. Exp. Agric.* 48, 14–20.

De Klein, C.A.M.; Pinares-Patiño, C.S.; Waghorn, G.C. (2008). Chapter 1. Greenhouse gas emissions. pp. 1-32 En: McDowell, R.W (ed.) Environmental Impacts of Pasture-based Farming. CAB International, Wallingford, UK.

Del Prado, A.; Scholefield, D.; Chadwick, D.; Misselbrook, T.; Haygarth, P.; Hopkins, A.; Dewhurst, R.; Davison, P.; Lord, E.; Turner, M.; Aikman, P.; Schröder, J. (2006). A modeling framework to identify new integrated dairy production systems. EGF: 21st General Meeting on “Sustainable Grassland Productivity”, Badajoz, Spain. 3–6 April.

Del Prado, A.; Crosson, P.; Olesen, J.E.; Rotz, C.A. (2013). Whole-farm models to quantify greenhouse gas emissions and their potential use for linking climate change mitigation and adaptation in temperate grassland ruminant-based farming systems. *Animal* 7:s2: 373-385.

Dutaur, L.; Verchot, L.V. (2007). A global inventory of the soil CH₄ sink. *Global Biogeochemical Cycles* 2 (GB4013): 1-9.

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.

EPA. (2006). Global Anthropogenic Non-CO₂ Greenhouse Gas Emissions: 1990-2020. United States Environmental Protection Agency. June 2006. Disponible en <http://www.epa.gov/methane/pdfs/GreenhouseGasReport.pdf>.

Feldkamp, C.R. (2004). Cow-calf operation in Argentina. A systems approach to intervention assessment. Pro-Business Verlag, Berlin, Alemania. 205 p.

Finster, L.; Berra, G.; Bualo, R.; Valtorta, S. (2010). Enteric methane emission factors for dairy and beef cattle in Argentina. Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference. Banff-Canada. 3-8 October 2010. pp: 7-8.

Flessa, H.; Ruser, R.; Dorsch, P.; Kamp, T.; Jimenez, M.A.; Munch, J.C.; Beese, F. (2002). Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two farming systems in southern Germany. *Agric. Ecosyst. Environ.* 91,1175–1189.

Foley, P.A.; Crosson, P.; Lovett, D.K.; Boland, T.M.; O'Mara, F.P.; Kenny, D.A. (2011). Whole-farm systems modeling of greenhouse gas emissions from pastoral suckler beef cow production systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 142, 222-230.

Follet, R.F. (2001). Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. *Soil and Tillage Research* 61, 77-92.

Forbes, J.M. (1995). The voluntary feed intake of farm animals. Wallingford. CAB International. 532 p.

Forster, P.; Ramaswamy, V.; Artaxo, P.; Berntsen, T.; Betts, R.; Fahey, D.W.; Haywood, J.; Lean, J.; Lowe, D.C.; Myhre, G.; Nganga, J.; Prinn, R.; Raga, G.; Schulz, M.; Van Dorland, R. (2007). Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. Disponible en <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-chapter2.pdf>.

Friedrich, J.; Ge, M.; Pickens, A. (2017). This Interactive Chart Explains World's Top 10 Emitters, and How They've Changed. World Resources Institute. <http://www.wri.org/print/47041>.

Garnett, T. (2007). Meat and dairy production y consumption. Exploring the livestock sector's contribution to the UK's greenhouse gas emissions and assessing what less greenhouse gas intensive systems of production and consumption might look like. Centre for Environmental Strategy University of Surrey: 169. Disponible en <http://www.fcrrn.org.uk/fcrrnPublications/index.php?id=6>.

Gerber, P.J.; Steinfeld, H.; Henderson, B.; Mottet, A.; Opio, C.; Dijkman, J.; Falcucci, A.; Tempio, G. (2013). Hacer frente al cambio climático a través de la ganadería. Evaluación global de las emisiones y las oportunidades de mitigación. Organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura (FAO), Roma. 129 p.

Gere, J.I.; Williams, K.E.; Gratton, R.; Juliarena, M.P.; Pinares-Patiño, C. (2010). The SF6 tracer technique for methane emission estimation: The normalized mixing ratio of SF6 across days of breath sampling. Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference. Banff-Canadá. 3-8 October 2010. p: 61.

Goel, G.; Makkar, H.P. (2012). Methane mitigation from ruminants using tannins and saponins. *Trop. Anim. Health Prod.* 44(4), 729-739.

González-Avalos, E.; Ruiz-Suárez, L.G. (2001). Methane emission factors from cattle manure in México. *Bioresource Technology* 80, 63-71.

Grainer, C.; Beauchemin, K.A. (2011). Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production? *Animal Feed Science and Technology* 166-167, 308-320.

Greenwood, K.L.; McKenzie, M. (2001). Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Animal Production Science* 41, 1231-1250.

Gregorich, E.G.; Rochette, P.; Vandenbygaart, A.J.; Angers, D.A. (2005). Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. *Soil and Tillage Research* 83, 53-72.

Gregorich, E.G.; Rochette, P.; Hopkins, D.W.; McKim, U.F.; St-Georges, P. (2006). Tillage-induced environmental conditions in soil and substrate limitation determine biogenic gas production. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 2614–2628.

Gregorini, P.; Beukes, P.C.; Bryant, R.H.; Romera, A.J. (2010). A brief overview and simulation of the effects of some feeding strategies on nitrogen excretion and enteric methane emission from grazing dairy cows. Proceeding of the 4th Australasian Dairy Symposium 29-43.

Guzmán, M.L.; Sager, R.L. (2013). Inventario de metano entérico de los sistemas de producción de carne para San Luis en el año 2009. *RIA* 39 (1), 88-94.

Haas, G.; Wetterich, F.; Kopke, U. (2001). Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83, 43–53.

Halberg, N.; Van Der Werf, H.M.G.; Basset-Mens, C.; Dalgaard, R.; De Boer, I.J.M. (2005). Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. *Livestock Production Science* 96, 33–50.

Hammond, K. J.; Muetzel, S.; Waghorn, G.C.; Pinares-Patiño, C.S.; Burke, J.L.; Hostin, S.O. (2009). The variation in methane emissions from sheep and cattle is not explained by the

chemical composition of ryegrass. *Proceedings of the New Zealand of Animal Production* 69,174-178.

Hammond, K.J. (2011). Methane emissions from ruminants fed white clover and perennial ryegrass forages. PhD Thesis. Massey University, Palmerston North, New Zealand.

Herrero, M.; Gerber, P.; Vellinga, T.; Garnett, T.; Leip, A.; Opio, C.; Westhoek, H.J.; Thornton, P.K.; Olesen, J.; Hutchings, N.; Montgomery, H.; Soussana, J.F.; Steinfeld, H.; McAllister, T.A. (2011). Livestock and greenhouse gas emissions: The importance of getting the numbers right. *Animal Feed Science and Technology* 166– 167, 779– 782.

Hristov, A.N.; Oh, J.; Firkins, J.L.; Dijkstra, J.; Kebreab, E.; Waghorn, G.; Makkar, H.P.; Adesogan, A.T.; Yang, W.; Lee, C.; Gerber, P.J.; Henderson, B.; Tricarico, J.M. (2013a). Special topics-Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: I. A review of enteric methane mitigation options. *Journal of Animal Science* 91(11) ,5045-5069.

Hristov, A.N.; Ott, T.; Tricarico, J.; Rotz, A.; Waghorn, G.; Adesogan, A.; Dijkstra, J.; Montes, F.; Oh, J.; Kebreab, E.; Oosting, S.J.; Gerber, P.J.; Henderson, B.; Makkar, H.P.; Firkins, J.L. (2013b). Special topics-Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: III. A review of animal management mitigation options. *Journal of Animal Science* 91(11), 5095-5113.

Hristov, A.N.; Oh, J.; Lee, C.; Meinen, R.; Montes, F.; Ott, T.; Firkins, J.; Rotz, A.; Dell, C.; Adesogan, A.; Yang, W.Z.; Tricarico, J.; Kebreab, E.; Waghorn, G.; Dijkstra, J.; Oosting, S. (2013c). Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production—A review of technical options for non-CO₂ emissions. Gerber P., Henderson B., Makkar H., editors. FAO Animal Production and Health Paper No. 177. FAO, Rome, Italy.

Huarte, A.; Cifuentes, V.; Gratton, R.; Clause, A. (2010). Correlation of methane emissions with cattle population in Argentine Pampas. *Atmospheric Environment* 44, 2780-2786.

Hurkuck, M.; Althoff, F.; Jungkunst, H.F.; Jugold, A.; Keppler, F. (2012). Release of methane from aerobic soil: an indication of a novel chemical natural process? *Chemosphere* 86(6), 684-689.

IPCC. (1997). Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Workbook, vol.2. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

IPCC. (2001). Climate Change 2001: The Scientific Basis. Working Group I, Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linder, X. Dai, K. Maskell, and H.L. Miller, Eds.) New York, N.Y.: Cambridge University Press. Disponible en http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.shtml.

IPCC. (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. In: Eggleston, H., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), The National Greenhouse Gas Inventories Programme, Intergovernmental Panel on Climate Change IGES, Hayama, Kanagawa, Japan. Disponible en <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>.

IPCC. (2007a). Climate Change 2007: The physical Science Basis. Contribution of Working Group I. Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Avery, M. Tignor, and Miller, H.L. eds.) New York, N.Y.: Cambridge University Press. Disponible en <http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg1.htm>.

IPCC. (2007b). Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. IPCC, Ginebra, Suiza, 104 págs. Disponible en http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr_sp.pdf.

IPCC. (2009). Historical Overview of Climate Change Science: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC, Geneva, Switzerland. Disponible en <http://ipcc-wg1.ucar.edu/wg1/wg1-report.html>.

IPCC. (2014). Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo principal de redacción, R.K. Pachauri y L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 157 págs. Disponible en https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/syr/SYR_AR5_FINAL_full_es.pdf

ISO. (2006a). ISO 14040. Environmental Management. Life Cycle Assessment. Principles and Framework.

ISO. (2006b). ISO 14044. Environmental Management. Life Cycle Assessment. Requirements and Guidelines.

Janzen, H.H.; Angers, D.A.; Boehm, M.; Bolinder, M.; Desjardins, R.L.; Dyer, J.A.; Ellert, B.H.; Gibb, D.J.; Gregorich, E.G.; Helgason, B.L.; Lemke, R.; Massé, D.; McGinn, S.M.; McAllister, T.A.; Newlands, N.; Pattey, E.; Rochette, P.; Smith, W.; Vandenbygaart, A.J.; Wang, H. (2006). A proposed approach to estimate and reduce net greenhouse gas emissions from whole farms. *Can. J. Soil Sci.* 86, 401–418.

Janssen, S.; Van Ittersum, M.K. (2007). Assessing farm innovations and responses to policies: A review of bio-economic farm models. *Agricultural Systems* 94, 622–636.

Jarvis, S.C.; Lovell, R.D.; Panayides, R. (1995). Patterns of methane emission from excreta of grazing animals. *Soil Biology and Biochemistry* 27, 1581–1588.

Jaurena, G.; Cantet, J.M.; Colombatto, D.; Arroquy, J.I.; Palladino, A.R.; Wawrzkievicz, M. (2013). Modelo predictivo del factor de conversión de metano (Y_m). 36 Congreso Argentino de Producción Animal. *Revista Argentina de Producción Animal* 33 (Supl. 1), 150.

Johnson, K.A.; Johnson, D.E. (1995). Methane emissions from cattle. *Journal of Animal Science* 73, 2483-2492.

Johnson, J.M.F.; Franzleubbers, A.J.; Weyers, S.L.; Reicosky, D.C. (2007). Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emissions. *Environmental Pollution* 150, 107-124.

Keppler, F.; Hamilton, J.T.G.; Bra, M.; Röckmann, T. (2006). Methane emissions from terrestrial plants under aerobic conditions. *Nature* 439, 187–191.

Lassey, K.R.; Ulyatt, M.J.; Martin, R.J.; Walker, C.F.; Shelton, I.D. (1997). Methane emissions measured directly from grazing in New Zealand. *Atmospheric Environment* 31, 2905-2914.

- Lassey, K.R. (2007). Livestock methane emissions: from the individual grazing animal through national inventories to the global methane cycle. *Agricultural and Forest Meteorology* 142, 120-132.
- Ledgard, S.F.; Menneer, J.C.; Dexter, M.M.; Kear, M.J.; Lindsey, S.; Peters, J.S.; Pacheco, D. (2008). A novel concept to reduce nitrogen losses from grazed pastures by administering soil nitrogen process inhibitors to ruminant animals: A study using sheep. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125, 148-158.
- Le Mer, J.; Roger, P. (2001). Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. *European Journal of Soil Biology* 37, 25-50.
- Machado, C.F.; Morris, S.T.; Hodgson, J.H.; Arroqui, M.A.; Mangudo, P.A. (2010). A web-based model for simulating whole-farm beef cattle systems. *Computers and Electronics in Agriculture* 74 (1), 129-136.
- Martin, C.; Morgavi, D.P.; Doreau, M. (2010). Methane mitigation in ruminants: from microbe to the farm scale. *Animal* 4:3, 351–365.
- McCaughey, W.P.; Wittenberg, K.; Corrigan, D. (1999). Impact of pasture on methane production by lactating beef cows. *Canadian Journal Animal Science* 79, 221-226
- McAllister, T.A.; Okine, E.K.; Mathison, G.W.; Cheng, K.J. (1996). Dietary, environmental and microbiological aspects of methane production in ruminants. *Canadian Journal of Animal Science* 76, 231-243.
- McAllister, T.A.; Newbold, C.J. (2008). Redirecting rumen fermentation to reduce methanogenesis. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48, 7-13.
- Mills, J.A.N.; Dijkstra, J.; Bannink, A.; Cammell, S.B.; Kebreab, E.; France, J. (2001). A mechanistic model of whole tract digestion and methanogenesis in the lactating dairy cow: model development, evaluation and application. *Journal of Animal Science* 79, 1584-1597.

Misselbrook, T.H.; Cardenas, L.M.; Camp, V.; Thorman, R.E.; Williams, J.R.; Rollett, A.J.; Chambers, B.J. (2014). An assessment of nitrification inhibitors to reduce nitrous oxide emissions from UK agriculture. *Environ. Res. Lett.* 9, 1-11.

Moe, P.W.; Tyrrell, H.F. (1979). Methane production in dairy cows. *Journal of Dairy Science* 62, 1583–1586.

Mosier, A.R.; Delgado, J.A.; Cochran, V.L.; Valentine, D.W.; Parton, W.J. (1997). Impact of agriculture on soil consumption of atmospheric CH₄ and a comparison of CH₄ and N₂O flux in subarctic, temperate and tropical grasslands. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 49,71–83.

Moss, A.R.; Jouany, J.P.; Newbold, J. (2000). Methane production by ruminants: its contribution to global warming. *Ann. Zootech.* 49, 231-253.

Nicol, G.W.; Anne Glover, L.; Prosser, J.I. (2003). Molecular analysis of methanogenic archaeal communities in managed and natural upland pasture soils. *Global Change Biology* 9, 1451-1457.

Niklaus, P.A.; Wardle, D.A.; Tate, K.R. (2006). Effects of plant species diversity and composition on nitrogen cycling and trace gas balance of soils. *Plant and Soil* 282, 83–98.

Oenema, O.; Velthof, G.L.; Yamulki, S.; Jarvis, S.C. (1997). Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use and Management* 13, 288–295.

Ogino, A.; Kaku, K.; Osada, T.; Shimada, K. (2004). Environmental impacts of the Japanese beef-fattening system with different feeding lengths as evaluated by a life-cycle assessment method. *Journal of Animal Science* 82, 2115–2122.

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.

Olesen, J.E.; Schelde, K.; Weiske, A.; Weisbjerg, M.R.; Asman, W.A.H.; Djurhuus, J. (2006). Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112, 207–220.

Paul, E.A.; Clark, F.E. (1996). Soil microbiology and biochemistry. 2nd ed. Academic Press, San Diego, CA.

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.

Phetteplace, H.W.; Johnson, D.E.; Seidl, A.F. (2001). Greenhouse gas emissions from simulated beef and dairy livestock systems in the United States. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 60, 99-102.

Pinares-Patiño, C.S.; Waghorn, G.C.; Hegarty, R.S.; Hoskin, S.O. (2009). Effects of intensification of pastoral farming on greenhouse gas emissions in New Zealand (Review Article). *New Zealand Veterinary Journal* 57, 252–261.

Pittroff, W.; Kothmann, M.M. (2001). Quantitative prediction of feed intake in ruminants. II. Conceptual and mathematical analysis of models for cattle. *Livestock Production Science* 71, 151-169.

Pordomingo, A.J. (2002). Efectos Ambientales de la Intensificación Ganadera. *IDIA XXI*: 208-211.

Rearte, D.H.; Pordomingo, A.J. (2014). The relevance of methane emissions from beef production and the challenges of the Argentinean beef production platform. *Meat Science* 98(3), 355-360.

Ricci, P.; Rooke, J.A.; Nevison, I.; Waterhouse, A. (2013). Methane emissions from beef and dairy cattle: Quantifying the effect of physiological stage and diet characteristic. *Journal of Animal Science* 91, 5379-5389.

Robertson, G.P.; Groffman, P.M. (2007). Nitrogen transformations. p. 341-364. In E.A. Paul (ed.) Soil microbiology, biochemistry and ecology. 3rd ed. Academic Press, New York, USA.

Rochette, P.; Janzen, H.H. (2005) Towards a revised coefficient for estimating N₂O emissions from legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 73, 171-179.

Romera, A.J.; Morris, S.T.; Hodgson, J.; Stirling, W.D.; Woodward, S.J.R. (2004). A model for simulating rule-based management of cow-calf systems. *Computers and Electronics in Agriculture* 42, 67-86.

Rotz, C.A.; Montes, F.; Chianese, D.S. (2010). The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment. *Journal of Dairy Science* 93, 1266-1282.

Saggar, S.; Bolan, N.S.; Bhandral, R.; Hedley, C.B.; Luo, J. (2004). A review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 47, 513-544.

SAyDS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación). (2007). Segunda Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Buenos Aires. 201 p. Disponible en <http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UCC/File/Segunda%20Comunicacion%20Nacional.pdf>.

Salètes, S.; Fiorelli, J.; Vuichard, N.; Cambou, J.; Olesen, J.E.; Hacala, S.; Sutton, M.; Fuhrer, J.; Soussana, J.F. (2004). Greenhouse gas balance of cattle breeding farms and assessment of mitigation options. In: Kaltschmitt, M., Weiske, A. (Eds.), *Greenhouse Gas Emissions from Agriculture. Mitigation Options and Strategies*. Institute for Energy and Environment, Leipzig, pp. 203–208.

Sauvant, D.; Giger-Reverdin, S. (2009). Modélisation des interactions digestives et de la production de méthane chez les ruminants. *INRA Prod. Anim.* 22, 375–384.

Schils, R.L.M.; Verhagen, H.F.M.; Sebek, L.B.J. (2005). A farm level approach to define successful mitigation strategies for GHG emissions from ruminant livestock systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 71, 163-175.

Schils, R.L.M.; Olesen, J.E.; Del Prado, A.; Soussana, J.F. (2007). A review of farm level modelling approaches for mitigating greenhouse gas emissions from ruminant livestock systems. *Livestock Science* 112, 240-251.

SENASA (Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria). (2017). Sistema de Gestión Sanitaria. Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria, Buenos Aires, Argentina. Disponible en <http://www.senasa.gob.ar/cadena-animal/bovinos-y-bubalinos/informacion>

Smith, L.C.; De Klein, C.A.M.; Catto, W.D. (2008). Effect of dicyandiamide applied in a granular form on nitrous oxide emissions from a grazed dairy pasture in Southland, New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 51, 387-396.

Smith, P.; Martino, D.; Cai, Z.; Gwary, D.; Janzen, H.; Kumar, P.; McCarl, B.; Ogle, S.; O'Mara, F.; Rice, C.; Scholes, B.; Sirotenko, O. (2007). Agriculture. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Soussana, J.F. (2005). Sources and sinks of greenhouse gases from European grasslands and mitigation option. The GreenGass project. XX International Grassland Congress: Offered papers, Wageningen Academic Publishers, pp: 564.

Soussana, J.F.; Tallec, T.; Blanfort, V. (2010). Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* 4 (3), 334-350.

Steinfeld, H.; Gerber, P.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; De Haan, C. (2006). *La larga sombra del ganado. Problemas ambientales y opciones*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). Roma, 493 p.

Stewart, A.A.; Little, S.M.; Ominski, K.H.; Wittenberg, K.M.; Janzen, H.H. (2009). Evaluating greenhouse gas mitigation practices in livestock systems: an illustration of a whole-farm approach. *J. Agr. Sci.* 147, 367–382.

Thomassen, M.A.; Van Calster, K.J.; Smits, M.C.J.; Iepema, G.I.; De Boer, I.J.M. (2008). Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricultural Systems* **96**, 95-107.

Ulyatt, M.J.; Lassey, K.R. (2000). Methane emissions from pastoral systems: the situation in New Zealand. XVI Meeting of the Archivos Latinamericanos de Producción Animal, Montevideo, March, 2000. pp: 118-126.

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.

Vogeler, I.; Vibart, R.; Mackay, A.; Dennis, S.; Burggraaf, V.; Beutrais, J. (2014). Modelling pastoral farm systems--scaling from farm to region. *Sci. Total Environ.* **482-483**, 305-17.

Waghorn, G.C. (2011). Can livestock production be increased without increasing greenhouse gas emissions? *Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production* **71**, 156-162.

Waghorn, G.C.; Clark, D.A. 2006. Greenhouse gas mitigation opportunities with immediate application to pastoral grazing for ruminants. *Int. Congr. Series* **1293**, 107-110.

Waghorn, G.C.; Woodward, S.L. (2006). Ruminant contributions to methane and global warming—a New Zealand perspective. In: J.S. Bhatti, R. Lal, M.J. Apps and M.A. Price, Editors, *Climate Change and Managed Ecosystems*, CRC Press, Taylor y Francis Group, Boca Raton, Florida. pp. 233–260.

Wheeler, D.M.; Ledgard, S.F.; Monaghan, R.M.; McDowell, R.; De Klein, C.A.M. (2006). OVERSEER: nutrient budget model – what it is, what it does. In: L.D. Currie, J.A. Hanly (Eds.), *Implementing Sustainable Nutrient Management Strategies in Agriculture*. Occasional Report No. 19 Fertilizer and Lime Research Centre, Massey University, Palmerston North, New Zealand, pp. 231–236.

Whitehead, D.C. (1995). *Grassland nitrogen*. CAB International, Wallingford, UK. 397 p.

Woodward, S.L.; Waghorn, G.C.; and Laboyrie, P.G. (2004). Condensed tannins in birdsfoot trefoil (*Lotus corniculatus*) reduce methane emissions from dairy cows. *Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production* 64, 160-164.

Woodward, S.J.R.; Romera, A.J.; Beskow, W.B.; Lovatt, S.J. (2008). Better simulation modelling to support farming systems innovation: review and synthesis. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 51, 235-252.

Yamulki, S.; Jarvis, S.C.; Owen, P. (1999). Methane emission and uptake from soils as influenced by excreta deposition from grazing animals. *J. Environ. Qual.* 28, 676–682.

CAPÍTULO 2. TIPOLOGÍA Y CARACTERIZACIÓN DE ESTABLECIMIENTOS DE CRÍA BOVINA EN LA PAMPA DEPRIMIDA⁵

INTRODUCCIÓN

La Pampa Deprimida tiene gran relevancia en la cadena de producción de carne en Argentina y representa aproximadamente 9 millones de hectáreas en la provincia de Buenos Aires (Cid *et al.*, 2011). Los sistemas de cría pastoriles son tradicionales en la región, donde el stock de terneros alcanza los 2,7 millones de cabezas, lo que representa el 48% del stock de la provincia de Buenos Aires (MinAgro, 2015). La Pampa Deprimida incluye las áreas conocidas como Cuenca del Salado (CS) y Depresión de Laprida (DL), que representan aproximadamente el 75 y el 25% de la región total, respectivamente. Los sistemas de producción ganadera de CS y DL han sido caracterizados globalmente con datos del censo 2002 (Vázquez *et al.*, 2008) y con paneles de expertos (Mosciaro *et al.*, 2011). Del mismo modo, en los informes gubernamentales se definen establecimientos de cría promedio para estimar sus márgenes brutos (Arzubi *et al.*, 2015) o emisiones de gases de efecto invernadero (TCN, 2015). A pesar que desde hace mucho tiempo se realizan importantes esfuerzos institucionales en la zona para una mayor transferencia tecnológica, en la región se observa una brecha enorme entre el conocimiento, la adopción de tecnología y las oportunidades de mercado (Arelovich *et al.*, 2011; Pacin y Oesterheld, 2015; TCN, 2015). En este contexto, una descripción más precisa de las similitudes y diferencias de los sistemas ganaderos zonales puede contribuir al diseño y promoción de alternativas para lograr más eficiencia en el sector.

En la caracterización de un "establecimiento ganadero promedio", es importante considerar no sólo las condiciones productivas, sino también las sociales, culturales, económicas y/o ambientales (Solano *et al.*, 2000; Milán *et al.*, 2011). En ese sentido, el análisis tipológico de los productores es una herramienta de simplificación más integral que cuando solo se

⁵ Faverin, C.; Machado, C.F. Tipologías y caracterización de sistemas de cría bovina de la Pampa Deprimida. *Chilean Journal of Agricultural and Animal Science* 35 (1): 3-13.

establecen sistemas modales basados solamente en análisis económicos (ej. Alemu *et al.*, 2016). Por lo tanto, este trabajo se orienta a clasificar los sistemas de cría de la Pampa Deprimida con base en variables productivas y socio-económicas disponibles y de este modo generar información para facilitar el proceso de transferencia tecnológica en la región.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio está ubicada en el Centro-Oeste de la Provincia de Buenos Aires, Argentina, en el área de influencia de las Estaciones Experimentales Agropecuarias (EEA) del INTA, Cuenca del Salado y un área de la EEA INTA Balcarce llamado Territorio Centro Oeste. En este trabajo la **CS** totaliza 6,5 millones de hectáreas incluyendo los partidos de Ayacucho, Maipú, General Madariaga, Tordillo, Castelli, General Guido, Mar Chiquita, General Lavalle, Dolores, Pinamar, Villa Gesell, Partido de la Costa, Pila, General Belgrano, Chascomús, Lezama, Punta Indio, Magdalena, Azul, Rauch, General Alvear, Tapalqué, Saladillo y Las Flores de la Pcia de Bs As. Para el caso de la **DL** con 2,12 millones de hectáreas, se incluyen los partidos de Benito Juárez, Laprida, Olavarría, Gral. Lamadrid (Figura 6).

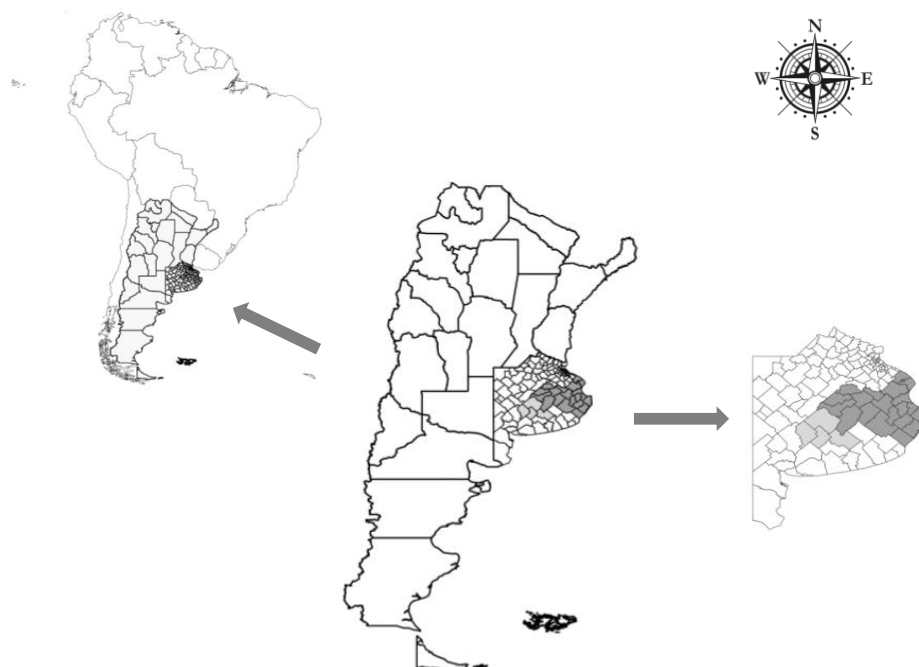


Figura 6. La Pampa Deprimida incluye dos áreas: Cuenca del Salado (gris oscuro) y Depresión de Laprida (gris claro) (QGIS, 2009)

La actividad ganadera bovina es la principal producción agropecuaria en ambas áreas, con predominancia de las razas Angus, Hereford y sus cruza. El clima es templado y húmedo, con veranos e inviernos bien definidos, y heladas en invierno y primavera con un período libre de heladas de 200-260 días (Otondo, 2011). La temperatura promedio anual varía entre 14-16 °C y las precipitaciones disminuyen al sur-oeste (1.000-700 mm anuales). No hay una estación seca definida, pero las sequías son frecuentes en verano (altas temperaturas y vientos fuertes). La Pampa Deprimida posee una topografía plana, problemas de escurrimiento y de posibles encharcamientos.

La información utilizada corresponde a la Red de Información Agropecuaria Nacional (RIAN) del INTA y al período 1/7/2009 al 30/6/2010. La muestra corresponde a cuatro estratos de establecimientos definidos por el número de cabezas registradas en el Registro Nacional Sanitario de Productores Agropecuarios (RENSPA) (70-399, 400-1499, 1500-2999 and 3000 o más cabezas). La base de datos tenía 276 encuestas (221 para **CS** y 64 para la **DL**), realizadas a individuos, empresas y cooperativas de productores. Se trabajó con 115 (84 para **CS** y 31 para **DL**) debido a que este trabajo se restringió a productores con un solo establecimiento.

El cuestionario original incluyó información cualitativa y cuantitativa perteneciente a los tópicos: 1) Régimen de tenencia de la tierra, uso y superficie; 2) Caracterización del sistema productivo y de su manejo; 3) Alimentación del sistema ganadero; 4) Aspectos sanitarios; 5) Productos ganaderos; 6) Mejoras ganaderas; 7) Aspectos socio-económicos; 8) Asesoramiento técnico; 9) Capacitación de la empresa; 10) Aspectos que afectaron a la empresa en los últimos tres años. En la Tabla 3 se muestran todas las variables seleccionadas y analizadas. Se realizó un análisis descriptivo de las variables (mediana, mediana y frecuencia) por zona y para el área total. Las diferencias entre zonas fueron evaluadas mediante el test de T para muestras independientes para las variables continuas usando el PROC TTEST (SAS, 2009); y para las variables cualitativas se usó el test de Chi-Cuadrado (se usó el Test Exacto de Fisher cuando las frecuencias de las celdas fueron menores de 5) mediante el PROC FREQ (SAS, 2009).

Después de estimar las correlaciones entre variables continuas, se aplicó un análisis multivariado para identificar factores potenciales para una mejor caracterización de los establecimientos. Posteriormente, se realizó un análisis de agrupamiento jerárquico para

separar los establecimientos, donde la matriz de distancia se construyó usando la métrica de Gower (Gower, 1971) con valores entre 0 (semejanza máxima) y 1 (semejanza mínima) y permite el uso combinado de variables cuantitativas y cualitativas. Los dendrogramas se infirieron usando el método de la Mínima Varianza de Ward (Ward, 1963). La selección de variables finales se realizó en dos etapas: 1) mediante la selección de las variables significativas en cada uno de los seis conjuntos (Tabla 3 y Figura 7) selección de las variables representativas y significativas relacionadas a los conglomerados. Se aplicaron tests de Chi-Cuadrado para las tablas de contingencia entre conglomerados y cada variable cualitativa para cada etapa. Los procedimientos utilizados fueron el PROC DISTANCE para calcular la matriz de distancia, y PROC CLUSTER y PROC TREE para realizar el conglomerado y el dendrograma (SAS, 2009). El número de conglomerados seleccionado se determinó por apreciación visual y diferentes criterios: RMSSTD (desviación estándar agrupada de todas las variables que forman el grupo), SPRSQ (R cuadrado semi-parcial) y RSQ (R cuadrado). Después de obtener los conglomerados, se aplicó un modeló mixto usando el PROC MIXED (SAS, 2009) para el análisis de variables cuantitativas. El modelo incluyó el efecto del número del conglomerado y, cuando fue necesario, se modelo la varianza de los mismos para

Tabla 3. Variables productivas y socio-económicas consideradas para la caracterización de establecimientos de cría en la Cuenca del Salado y Depresión de Laprida

Variables	Nombre de la variable	Unidad o estado de la variable	Descripción
VARIABLES ESTRUCTURALES			
Zonas	Z	CS, DL	Localización de los establecimientos de cría: Cuenca del Salado (CS) o Depresión de Laprida (DL)
Forma legal	FL	PER,SOC	Establecimientos donde el propietario es una persona (PER) o una sociedad (SOC)
Área total del establecimiento	AREAT	Hectáreas	Superficie total de los establecimientos
Área ganadera	POR_GAN	%	Porcentaje del AREAT dedicada a la ganadería
Animales totales	ANIMALES	Cabezas	Número total de bovinos para carne en cada establecimiento
Carga animal	EV_TOTAL	EV por hectárea	Carga animal en equivalente vaca (EV) por unidad de área. EV representa los requerimientos promedio de una vaca preñada y lactando de 400 kg de peso vivo mientras cría un ternero de 160 kilos de peso vivo hasta su destete a los 6 meses de edad. 1 EV ha ⁻¹ equivale aproximadamente a 0,88 cabezas ha ⁻¹
INDICADORES PRODUCTIVOS			
Vientres entorados	VE	Cabezas	Número de hembras en servicio en 2008-2009
Toros	PT	%	Porcentaje de toros usados en el establecimiento
Duración del servicio	DS	≤3, 3-4, >4 meses	Porcentaje de hembras en reproducción que estuvieron en servicio durante 3 meses o menos entre 3-4 meses o 4 meses o más en 2008-2009
Porcentaje de preñez	PP	%	Porcentaje de preñez en 2008-2009
Porcentaje de parición	PPar	%	Porcentaje de parición en 2009
Porcentaje de destete	PD	%	Porcentaje de destete en 2010
Tipo de destete	TD	TA, N,T	Tipo de destete realizado en el establecimiento en 2010: temprano (≤ 3 meses) y anticipado (3 a 5 meses) (TA), normal (5 a 7 meses) (N) o tardío (más de 7 meses) (T)
Inseminación artificial en vacas *	IAV	%	Porcentaje de vacas que fueron inseminadas artificialmente
Inseminación artificial en vaquillonas *	IAVQ	%	Porcentaje de vaquillonas que fueron inseminadas artificialmente
Peso del ternero para invernada*	PVTe	Kg	Peso vivo promedio de los terneros a engorde

Variables	Nombre de la variable	Unidad o estado de la variable	Descripción
Peso de las vacas para consumo *	PVVcon	Kg	Peso vivo promedio de las vacas cuando son destinadas para carne
Peso de las vaca para conserva *	PVVcva	Kg	Peso vivo promedio de las vacas cuando son destinadas a procesamiento por la industria
Peso de las vaquillonas de reposición *	PVVQr	Kg	Peso vivo promedio de vaquillonas de reposición
Peso de los toros de descarte*	PVTo	Kg	Peso vivo promedio de los toros de descarte
RECURSOS FORRAJEROS Y ALIMENTACIÓN DE LOS ANIMALES			
Campo Natural	CN	%	Porcentaje del AREAT con campo natural
Pasturas Cultivadas	P	%	Porcentaje del AREAT con pasturas cultivadas
Verdeos de Invierno	VI	%	Porcentaje del AREAT usada para verdes de invierno para la alimentación animal (uso directo, cortado, heno, silaje de pastura o silaje de grano húmedo). Su ciclo dura menos de un año con los cultivos de otoño – invierno.
Verdeos de Verano	VV	%	Porcentaje del AREAT usada para verdes de verano para la alimentación animal (usados en forma similar a los verdes de invierno). Corresponde a la siembra de invierno-primavera.
Método de siembra de pasturas/cultivos	S	SC, SD, SCD, SNO	Establecimientos donde se usó siembra convencional (SC), directa (SD), ambas (SCD) o no sembraron (SON)
Fertilización de pasturas y cultivos forrajeros	F	FERTP, FERTN, FERTPN, FERTNO	Establecimientos donde se usó fósforo (FERTP), nitrógeno (FERTN), ambos (FERTPN) o no se fertilizó (FERTNO)
Suplementación de terneros *	SUPTe	SI, NO	Variable binomial que indica si los terneros recibieron algún tipo de suplementación o ninguna
Suplementación de vacas	SUPV	SI, NO	Variable binomial que indica si las vacas recibieron algún tipo de suplementación o ninguna
Suplementación de vaquillonas	SUPVQ	SI, NO	Variable binomial que indica si las vaquillonas recibieron algún tipo de suplementación o ninguna.
Suplementación de toros*	SUPTo	SI, NO	Variable binomial que indica si los toros recibieron algún tipo de suplementación o ninguna.
Uso de concentrados por los terneros *	CONTe	SI, NO	Variable binomial que indica si los terneros recibieron algún tipo de

Variables	Nombre de la variable	Unidad o estado de la variable	Descripción
Uso de concentrados por las vacas *	CONV	SI, NO	concentrado o ninguno. Variable binomial que indica si las vacas recibieron algún tipo de concentrado o ninguno.
Uso de concentrados por las vaquillonas *	CONVq	SI, NO	Variable binomial que indica si las vaquillonas recibieron algún tipo de concentrado o ninguno.
Uso de concentrados por los toros *	CONTo	SI, NO	Variable binomial que indica si los toros recibieron algún tipo de concentrado o ninguno.
INDICADORES Y PRÁCTICAS SANITARIAS			
Porcentaje de mortalidad de vacas y toros *	MORTR	%	Porcentaje de vacas y toros muertos.
Porcentaje de mortalidad de terneros *	MORT	%	Porcentaje de terneros muertos.
Vacunación para enfermedades infecciosas	PRINF	Valores entre 1 y 4	Suma del número de prácticas usadas en los establecimientos para el control/prevención de enfermedades infecciosas. Se incluyeron las vacunaciones para mancha y gangrena, carbuncho, diarrea neonatal y queratoconjuntivitis.
Control de enfermedades reproductivas	PRREP	Valores entre 0 y 3	Suma del número de prácticas usadas en los establecimientos para el control/prevención de enfermedades reproductivas. Se incluyeron las enfermedades reproductivas, control de enfermedades venéreas y serología de la brucelosis.
Control de deficiencias minerales y parásitos internos	PRDP	Valores entre 0 y 2	Suma del número de prácticas usadas en el establecimiento para el control/prevención de enfermedades metabólica y parásitos internos.
RESIDENCIA DEL PRODUCTOR Y SU FAMILIA Y MANO DE OBRA			
Lugar de residencia del productor	LRP	C,UC,UL	Lugar de residencia del productor: campo (C), urbana cercana al campo (UC) y urbana lejana al campo (UL).
Lugar de residencia de la familia del productor	LRF	C,UC,UL	Lugar de residencia de la familia del productor: campo (C), urbana cercana al campo (UC) y urbana lejana al campo (UL).
Mano de obra permanente	MOP	MOPF, MOPNF, MOPFNF,	Indica si en el establecimiento hubo mano de obra permanente o no (MOPNO). Si la respuesta fue afirmativa, ésta fue categorizada como: familiar (MOPF), no familiar (MOPNF) o familiar-no

Variables	Nombre de la variable	Unidad o estado de la variable	Descripción
Mano de obra temporaria	MOT	MOPNO MOTF, MOTNF, MOTFNF, MOTNO	familiar (MOPFNF). Indica si en el establecimiento hubo trabajadores temporarios o no (MOTNO). Si la respuesta fue afirmativa, esta fue categorizada como: familiar (MOTF), no familiar (MOTNF) o familiar-no familiar (MOTFNF).
Producción ganadera como principal fuente de ingresos *	FI	SI,NO	Porcentaje de respuesta donde consideraron a la producción ganadera como la principal fuente de ingresos.
ASESORAMIENTO Y CAPACITACIÓN			
Asesoramiento veterinario	VET	PTE, REG, OCA, NO	Indica si recibieron algún tipo de asesoramiento veterinario o no lo recibieron (NO). Si la respuesta fue afirmativa, se consideró la frecuencia del asesoramiento como: permanente (PTE), regular (REG) u ocasional (OCA).
Asesoramiento agronómico	AGR	PTE, REG, OCA, NO	Indica si recibieron algún tipo de asesoramiento agronómico o no lo recibieron (NO). Si la respuesta fue afirmativa, se consideró la frecuencia del asesoramiento como: permanente (PTE), regular (REG) u ocasional (OCA).
Capacitación del productor y empleados	CAP	SI, NO	Variable binomial que expresa si el productor y/o sus empleados recibieron algún tipo de asesoramiento o no lo recibieron.

* Variables que no fueron incluidas en el análisis de conglomerados por baja representatividad y significancia.

solucionar problemas de heterogeneidad. La comparación de la proporción para las variables cualitativas se realizó mediante el Test de Chi-Cuadrado utilizando PROC FREQ (SAS, 2009) y se aplicó la corrección de Fisher cuando las frecuencias en las celdas resultaron inferiores a 5.

RESULTADOS

Caracterización de los establecimientos por zona

La forma legal de las propiedades fue similar entre zonas, donde en promedio el 53% de los establecimientos perteneció a personas físicas (Tabla 4). No se encontraron diferencias entre zonas en las escalas de los establecimientos, las cuales fueron altamente variables (media y CV: 1058 ha y 105%, respectivamente) y estuvieron principalmente dedicadas al sistema de cría (90%) con una carga animal promedio de 0,72 EV ha⁻¹ (Tabla 4). La duración del servicio fue principalmente estacional, siendo inferior a 4 meses en el 91,2% de los establecimientos. Los porcentajes de preñez, de parición y de destete fueron similares entre las zonas (Tabla 4). En la **DL** se presentó una mayor adopción del destete temprano y anticipado que en **CS** (menos de 5 meses, Tabla 4). La alimentación animal se basó principalmente en pastizales naturales, con mayor representación en la **CS** (79% de la superficie de los establecimientos, mientras que **DL** tuvo una mayor contribución de los verdeos de verano que **CS**, Figura 7). Las pasturas cultivadas fueron el segundo recurso alimenticio en importancia (14% del área de los establecimientos) y similar entre las zonas (Figura 7), siendo festuca (*Festuca arundinacea* Schreb), agropiro (*Thinopyrum ponticum*) y *Lotus tenuis* las más comúnmente utilizadas. Los verdeos de invierno y verano más comunes fueron avena (*Avena sativa*) y raigrás (*Lolium multiflorum*), y sorgo (*Sorghum bicolor*), maíz (*Zea mays*) y moha (*Setaria itálica*), respectivamente. El 49% de los productores (porcentaje similar entre las zonas) no aplican fertilizantes (Tabla 4). Las vacas y los toros, independientemente de la zona, fueron las categorías con mayor suplementación (50,4 y 20,0%, respectivamente, Tabla 4). Las tasas de mortalidad de las vacas y los toros fueron similares entre zonas (3,9%), y las de mortalidad de terneros fue de alrededor del 5,8% (Tabla 4). El resto de variables relacionadas con la sanidad animal fueron similares entre zonas, con un uso mayor de suplementos minerales y antiparasitarios internos en la **DL** (Tabla 4). En ambas zonas, casi la mitad de los productores y sus familias viven cerca de sus establecimientos (Tabla 4), y en la **CS**, fue más frecuente que

los productores vivan en el campo (17,9%, Tabla 4). La mano de obra permanente y la contribución de empleados fueron similares en ambas zonas (Tabla 4). El asesoramiento técnico fue muy variable, y el más frecuente fue el veterinario (Tabla 4).

Tipología de los establecimientos

El análisis de conglomerados (las variables significativas están indicadas con un asterisco en la Tabla 4) permitió identificar cuatro grupos (Tabla 4). Los valores promedios para todas las variables productivas y socioeconómicas por grupo se muestran en la Tabla 4 y la Figura 8, y a continuación se mencionan las características principales de cada grupo.

El grupo 1 (Empresa tecnificada de escala media) estuvo integrado por el 31% de la muestra e incluyó los productores con establecimientos de menor superficie (junto con el Grupo 2, Tabla 4) de **CS** y de **DL** y con el productor y su familia residiendo en lugares urbanos cercanos. La base forrajera incluía campo natural, verdeos de invierno y el mayor porcentaje de verdeos de verano (Figura 8). Aproximadamente la mitad de los productores aplicaron fertilizantes N y/o P (Tabla 4). En el 89% de los casos la duración del servicio fue inferior a 4 meses, con un porcentaje de preñez del 83% y con porcentajes de parición y destete de 79,3 y 75,1%, respectivamente (Tabla 4). Este grupo presentó el mayor nivel de suplementación (heno o ensilaje) a vacas y vaquillonas (75 y 27%, respectivamente). Los controles de enfermedades infecciosas, deficiencias minerales y el uso de antiparasitarios internos fueron prácticas de sanidad animal aplicadas con frecuencia moderada (Tabla 4), y la mano de obra fue contratada temporalmente. El asesoramiento veterinario fue cercano al 80% (Tabla 4).

El grupo 2 (Productores tradicionales de escala media) se localizó principalmente en la **CS**, y los propietarios fueron básicamente personas físicas con la mayor proporción de productores y sus familias viviendo en la zona rural (Tabla 4). Este grupo incluye también los establecimientos de menor escala (junto con el grupo 1) con una media de 600 ha (Tabla 4). La mayor parte de la superficie fue de pastizales naturales (Figura 8). El grupo presentó el nivel más bajo de asistencia veterinaria, agronómica y de capacitación del productor y sus empleados (Tabla 4). La duración del servicio fue la más extendida, pero el 70% de los productores aplicó un período inferior a 4 meses. Los porcentajes de preñez, parición y destete fueron los más bajos con valores del 76, 74 y 69%, respectivamente. Una baja proporción de

productores utilizó heno y/o ensilaje como suplementos de las vacas. Se observó una baja adopción de las prácticas de sanidad animal (Tabla 4).

El grupo 3 (Empresa local tecnificada de escala grande) incluyó a los establecimientos más grandes (junto con el grupo 4) de la **CS** y de la **DL**, con una media de 1450 ha y la superficie ganadera más baja (Tabla 4). El lugar de residencia de los productores y sus familias fue principalmente en una ciudad cercana, el reclutamiento de mano de obra fue principalmente temporal y de tipo no familiar y presentó asesoramiento veterinario más permanente (Tabla 4). La base forrajera estuvo constituida por campo natural, pasturas cultivadas y verdeos (Figura 8), teniendo las pasturas con ligeramente menor representación con respecto a los Grupos 1 y 4. Las fertilizaciones P y N se utilizaron en el 53% de los casos. La duración del servicio fue usualmente de 3 meses o menos (Tabla 4). Los porcentajes de preñez, parición y destete fueron altos con valores del 86, 82 y 81 %, respectivamente (Tabla 4). El destete se ejecuta a los 5 y 7 meses de edad (Tabla 4). Este grupo aplicó el mayor control sanitario (Tabla 4).

El grupo 4 (Empresa tecnificada de escala grande) estuvo presente principalmente en la **CS** e involucró a los establecimientos de mayor escala (junto con el grupo 3) con una media de 1620 hectáreas (Tabla 4). La superficie estuvo dedicada a campo natural, pasturas cultivadas y verdeos en proporciones similares al Grupo 1 (Figura 8). La duración del servicio fue usualmente de 3 meses o menos de duración (Tabla 4). Los porcentajes de preñez, parición y destete fueron las más altos de todos los grupos (87,1, 83,1 y 80,8 %, respectivamente, Tabla 4). El momento de destete fue cuando los terneros tenían entre 5 y 7 meses de edad o más tarde (Tabla 4). El lugar de residencia de los productores y sus familias estuvo situado lejos de los establecimientos (Tabla 4). La mano de obra se basó en empleados temporales no familiares y el asesoramiento veterinario (con diferente frecuencia) fue cercano al 95% y con la mayor consulta permanente a agrónomos (Tabla 4).

Tabla 4. Promedios y errores estándar para variables cuantitativas, porcentajes para variables cualitativas y significancias consideradas para la caracterización de establecimientos de cría bovina en la Cuenca del Salado (CS) y en la Depresión de Laprida (DL) y grupos obtenidos a partir del análisis de conglomerados.

Variables	Estado de la variable	CS	DL	Global	Sg	G1	G2	G3	G4	Sg
Cantidad de Establecimientos		84	31	115		36	21	19	39	
Porcentaje de Establecimientos		73,0	27,0			31,3	18,3	16,5	33,9	
Zona	CS					58,3	81,0	57,9	89,7	*
(% de establecimientos)	DL					41,7	19,1	42,1	10,3	
Forma Legal	Persona	51,2	58,1	53,0	ns	52,8	90,5	42,1	38,5	*
(% de establecimientos)	Sociedad	48,8	41,9	47,0		47,2	9,5	57,9	61,5	
Área total del establecimiento (ha)		1128	871	1058 ± 105	ns	499 ^a	603 ^a	1454 ^b	1627 ^b	
Área ganadera (% del área total)		91,1	89,4	90,7 ± 1,5	ns	91,7	96,7	83,9	89,8	
Animales totales (cabezas)		891	774	859 ± 89,4	ns	410 ^a	416 ^a	1209 ^b	1343 ^b	
Carga animal (EV ha ⁻¹ total)		0,72	0,72	0,72 ± 0,02	ns	0,73	0,65	0,66	0,78	
Indicadores Productivos										
Vientres entorados (cabezas)		593	413	544 ± 53	ns	286 ^a	298 ^a	728 ^b	826 ^b	
Toros (%)		3,9	3,8	3,9 ± 0,1	ns	3,6 ^a	4,3 ^b	3,9 ^b	3,8 ^b	
Duración del servicio	≤ 3 meses	59,0	67,7	61,4	ns	50,0	35,0	79,0	76,9	*
	3-4 meses	32,5	22,6	29,8		38,9	35,0	21,1	23,1	
	> 4 meses	8,4	9,7	8,8		11,1	30,0	0	0	
Porcentaje de preñez (%)		83,5	85,5	84,1 ± 1,2	ns	83,2 ^a	75,7 ^a	85,9 ^{ab}	87,1 ^b	
Porcentaje de parición (%)		79,7	81,0	80,1 ± 1,2	ns	79,3 ^a	73,6 ^a	82,6 ^{ab}	83,1 ^b	
Porcentaje de destete (%)		75,9	80,0	77,0 ± 1,4	ns	75,1 ^{ab}	69,0 ^b	81,2 ^a	80,8 ^a	
Tipo de destete	TA	4,8	9,7	6,1	*	5,6	0	21,1	2,6	*
	N	55,4	83,3	63,2		69,4	50,0	73,7	59,0	

Variables	Estado de la variable	CS	DL	Global	Sg	G1	G2	G3	G4	Sg
	T	39,8	6,5	30,7		25,0	50,0	5,3	38,5	
Inseminación artificial (IA) en vacas (%)#		4,8	3,2	4,4	ns					
IA en vaquillonas (%)#		6,0	3,2	5,2	ns					
Peso del ternero para invernada (kg) #		188,3	194,5	190,6 ± 2,7	ns					
Peso de las vacas para consumo (kg) #		430,3	415,0	426,5 ± 8,1	ns					
Peso de las vaca para conserva (kg) #		371,9	404,3	379,2 ± 17,4	ns					
Peso de las vaquillonas de reposición (kg) #		283,8	265,0	277,5 ± 19,8	ns					
Peso de los toros de descarte (kg) #		580,8	544,5	570,4 ± 20,5	ns					
Recursos forrajeros y alimentación de los animales										
Método de siembra de pasturas/cultivos (% establecimientos)	Convencional	13,1	32,3	18,3	*	36,1	4,7	0	18,0	*
	Directa	39,3	38,7	39,1		33,3	0	68,4	51,3	
	Ambas	13,1	16,1	13,9		25,0	0	5,3	15,4	
	Ninguna	34,5	12,9	28,7		5,6	95,2	26,3	15,4	
Fertilización de pasturas y cultivos forrajeros (% de establecimientos)	Fósforo (P)	11,9	16,1	13,0	ns	19,4	0	10,5	15,4	*
	Nitrógeno (N)	7,1	---	5,2		11,1	0	0	5,1	
	N y P	33,3	32,3	33,0		13,9	0	52,6	59,0	
	Ninguno	47,6	51,6	48,7		55,6	100,0	36,8	20,5	
Suplementación de terneros (%)#		14,3	16,1	14,8	ns					
Suplementación de vacas (%)		46,4	61,3	50,4	ns	75,0	19,1	21,1	59,0	*
Suplementación de vaquillonas (%)		13,1	25,8	16,5	ns	27,3	0	0	23,1	*
Suplementación de toros (%)#		19,1	22,6	20,0	ns					
Uso de concentrados por los terneros (%)#		14,3	16,1	14,8	ns					
Uso de concentrados por las vacas (%)#		9,5	12,9	10,4	ns					
Uso de concentrados por las vaquillonas		13,1	25,8	16,5	ns					

Variables	Estado de la variable	CS	DL	Global	Sg	G1	G2	G3	G4	Sg
(%)#										
Uso de concentrados por los toros (%)#		15,5	19,4	16,5	ns					
Prácticas Sanitarias										
Mortalidad de vacas y toros (%)#		4,0	3,7	3,9 ± 0,7	ns					
Mortalidad de terneros (%)#		5,8	5,8	5,8 ± 1,1	ns					
Vacunación para enfermedades infecciosas (%)	1	8,3	9,7	8,7	ns	11,1	28,6	0	0	*
	2	26,2	19,4	24,3		30,6	33,3	5,3	23,1	
	3	35,7	29,0	33,9		38,5	15,4	2,6	43,6	
	4	29,8	41,9	33,0		16,7	9,5	89,5	33,3	
Control de enfermedades reproductivas (%)	0	17,9	22,6	19,1	ns	36,1	23,8	0	10,3	*
	1	17,9	19,4	18,3		16,7	38,1	5,3	15,4	
	2	32,1	22,6	29,6		41,7	23,8	15,8	28,2	
	3	32,1	35,5	33,0		5,6	14,3	79,0	46,2	
Control de deficiencias minerales y parásitos internos (%)	0	2,4	3,2	2,6	*	5,6	0	0	2,6	*
	1	39,3	64,5	46,1		52,8	76,2	21,1	35,9	
	2	58,3	32,3	51,3		41,7	23,8	79,0	61,5	
Residencia del productor y su familia y tipo de mano de obra										
Residencia del productor (%)	Campo	17,9	12,9	16,5	*	11,1	38,1	0	18,0	*
	Urbana cercana	41,7	67,7	48,7		83,3	33,3	94,7	2,6	
	Urbana lejana	40,5	19,4	34,8		5,6	28,6	5,3	79,5	
Residencia de la familia del productor (%)	Campo	14,3	16,1	14,8	ns	11,1	23,8	5,3	18,0	*
	Urbana cercana	44,1	64,5	49,6		83,3	42,9	89,5	2,6	
	Urbana lejana	41,7	19,4	35,7		5,6	33,3	5,3	79,5	
Mano de obra permanente (%)	Familiar	6,0	9,7	6,96	ns	8,3	9,5	5,3	5,1	ns

Variables	Estado de la variable	CS	DL	Global	Sg	G1	G2	G3	G4	Sg
Mano de obra temporaria (%)	No familiar	22,6	29,0	24,4		22,2	14,3	31,6	28,2	
	Ambos	3,6	9,7	5,2		8,3	9,5	0	2,6	
	No tiene	67,9	51,6	63,5		61,1	66,7	63,2	64,1	
	Familiar	16,7	12,9	15,7	ns	13,9	38,1	10,5	7,7	*
	No familiar	51,3	61,3	53,9		41,7	38,1	79,0	61,5	
	Ambos	23,8	6,5	19,1		19,4	19,1	10,5	23,1	
	No tiene	8,3	19,4	11,3		25,0	4,7	0	7,7	
Ganadería como principal fuente de ingresos (%)#		83,3	85,7	84,2	ns					
Asesoramiento y capacitación										
Asesoramiento veterinario (%)	Permanente	25,0	41,8	29,6	ns	19,4	9,5	63,2	33,3	*
	Regular	19,1	19,4	19,1		13,9	14,3	15,8	28,2	
	Ocasional	44,1	22,6	38,3		47,2	47,6	21,1	33,3	
	No tiene	11,9	16,1	13,0		19,4	28,6	0	5,1	
Asesoramiento agronómico (%)	Permanente	19,1	19,4	19,1	ns	11,1	0	26,3	33,3	*
	Regular	10,7	12,9	11,3		5,6	0	21,1	18,0	
	Ocasional	28,6	22,6	27,0		33,3	4,8	36,8	28,2	
	No tiene	41,7	45,2	42,6		50,0	95,2	15,8	20,5	
Capacitación del productor y empleados (%)		29,8	48,4	34,8	ns	41,7	4,7	42,1	41,0	*

G1 a G4=Grupos 1 a 4, respectivamente (Grupos resultantes del análisis de conglomerados); Sg (Significancia): Promedios con la misma letra dentro de fila difieren significativamente entre zonas o grupos ($P \leq 0.05$) y asterisco para variables cualitativas representa diferencias significativas ($P \leq 0,05$) y ns: no se detectaron diferencias significativas; EV: requerimientos promedio de una vaca preñada y lactando de 400 kg de peso vivo (PV) mientras cría un ternero de 160 kg PV hasta su destete a los 6 meses de edad (1 EV ha⁻¹ equivale aproximadamente a 0,88 cabezas ha⁻¹); TA: destete temprano (≤ 3 meses) y anticipado (3 a 5 meses), N: destete normal (5 a 7 meses), T: destete tardío (más de 7 meses); Vacunación para enfermedades infecciosas: sumatoria del número de prácticas usadas en los establecimientos para el control/prevención de enfermedades infecciosas (vacunaciones para mancha y gangrena, carbunco, diarrea neonatal y queratoconjuntivitis) (valores de 1 a 4), Control de enfermedades reproductivas: sumatoria del número de prácticas usadas en los establecimientos para el control/prevención de enfermedades reproductivas (enfermedades reproductivas, control de enfermedades venéreas y serología de la brucelosis) (Valores entre 0 y 3), Control de deficiencias minerales y parásitos internos: sumatoria del número de prácticas usadas en el establecimiento para el control/prevención de enfermedades metabólica y parásitos internos (valores entre 0 y 2). # Variables que no fueron incluidas en el análisis de conglomerados por baja representatividad.

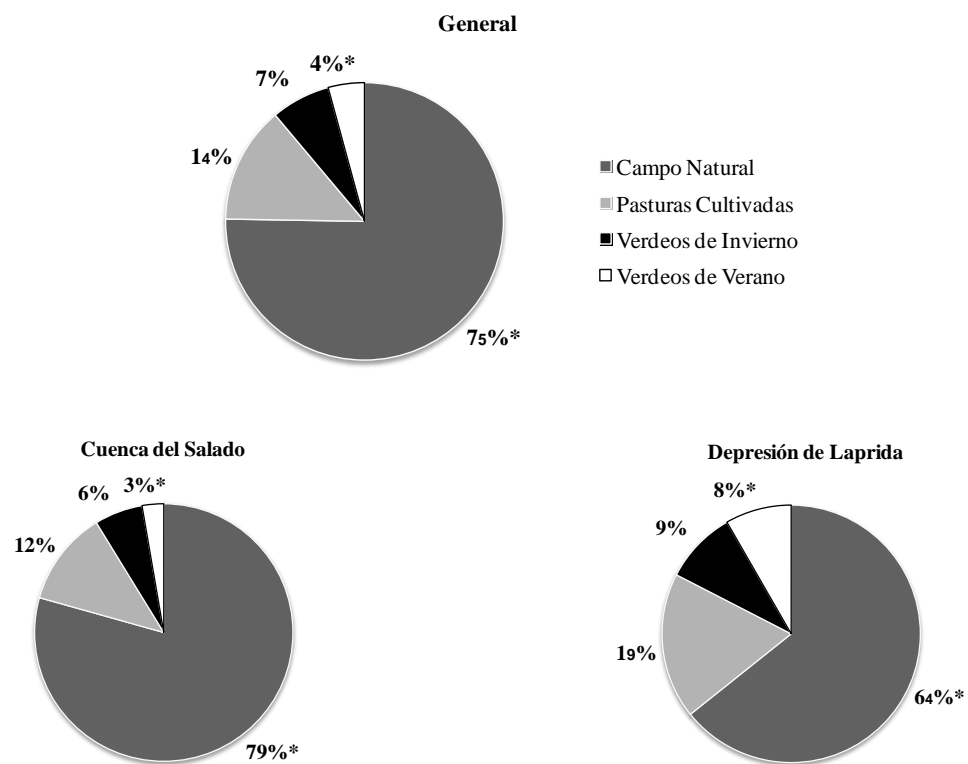


Figura 7. Uso de la tierra en establecimientos de cría bovina de la Depresión del Salado como promedio y por zona (Cuenca del Salado y Depresión de Laprida). Diferencias significativas entre de tipo de recurso forrajero entre zonas se indican con un asterisco ($P \leq 0,05$).

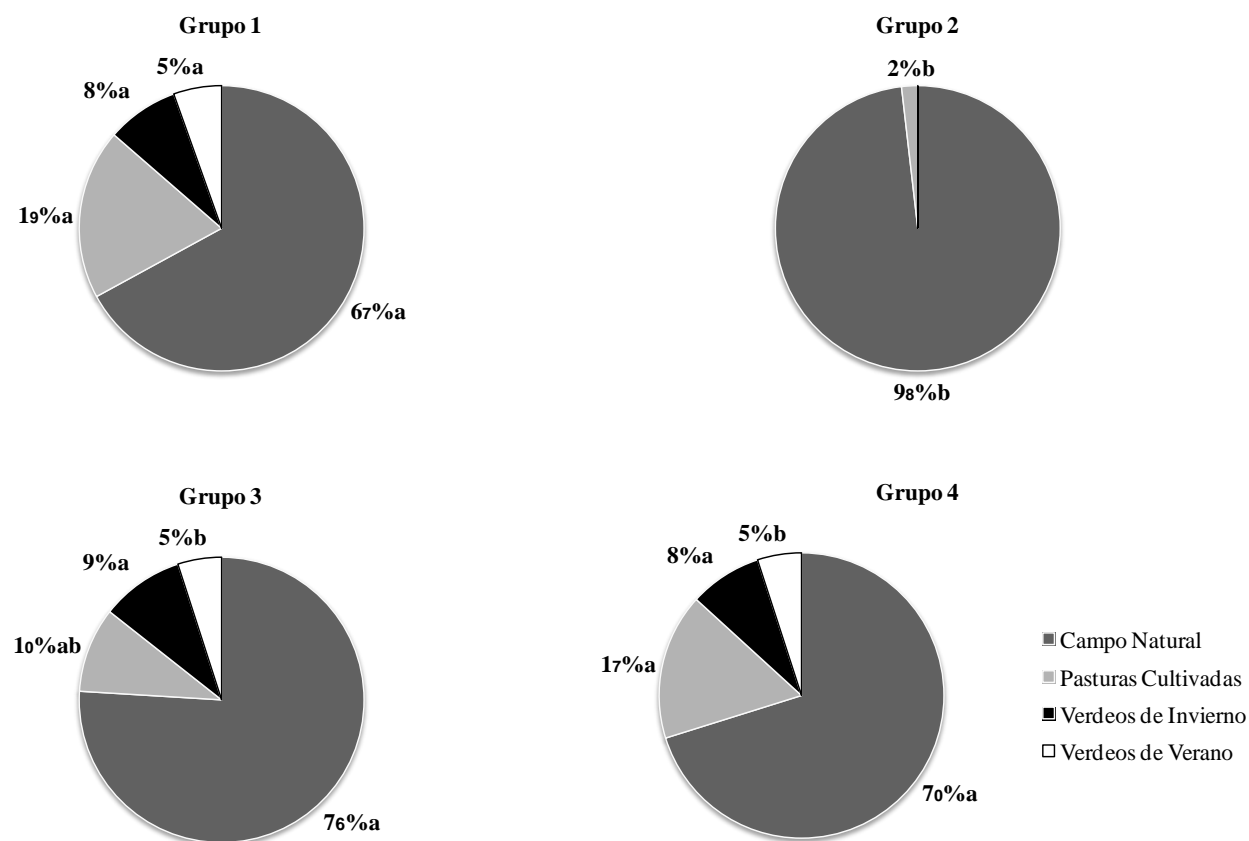


Figura 8. Composición (%) de la base de la alimentación de los grupos de establecimientos de cría bovina de la Depresión del Salado. Letras diferentes dentro de un tipo de recurso forrajero entre grupos muestran diferencias significativas ($P < 0,05$).

DISCUSIÓN

Enfoque metodológico

La variedad y rango de datos, tanto cuantitativos como cualitativos, proporcionados por la diversidad de variables permitieron construir una caracterización muy completa y consistente de los tipos de establecimientos en la Pampa Deprimida. A nivel internacional se han utilizado diferentes métodos para identificar tipos de sistemas agrícola-ganaderos (Solano *et al.*, 2000; Milán *et al.*, 2011; Alemu *et al.*, 2016). Para la zona de estudio se dispone de caracterizaciones simples (Mosciaro *et al.*, 2011; Némoz *et al.*, 2013) y basados en métodos multivariados (Costas *et al.* 2004, Vázquez *et al.* 2008), pero que incluyen menor número de variables y diferentes propósitos que en este estudio. La condición distintiva y original del presente trabajo es la aplicación del análisis de conglomerados (uno de los métodos más ampliamente utilizados) asociado con la estimación de la distancia de Gower. Esta última ha sido muy utilizada en estudios de biodiversidad genética en agricultura (Chávez Esponda *et al.*, 2010; Machado *et al.*, 2011) y en estudios ecológicos (Sautot *et al.*, 2015), y permite analizar conjuntamente las variables cuantitativas y cualitativas conservando su métrica inicial (SAS, 2013). Por lo tanto, el método estadístico utilizado aquí es innovador, robusto y eficiente para identificar conglomerados de establecimientos, y representa una herramienta prometedora para este tipo de encuestas, para otros sistemas de producción o regiones.

Tipología de los establecimientos

Los establecimientos de cría en este estudio no mostraron mayores diferencias entre las zonas de **CS** y **DL** (Tabla 4). Los límites geográficos entre las zonas son claros, pero a veces hay pequeñas diferencias entre las estadísticas gubernamentales e informes en relación a los partidos que incluyen (MAGyP, 2011; Arzubi *et al.*, 2015; MinAgro, 2015; TCN, 2015). Nuestras observaciones sobre las características productivas (carga animal, porcentajes de parición y destete, y de producción animal en peso vivo, etc., Tabla 4) confirman la información disponible de **CS** (Maresca *et al.*, 2011, Némoz *et al.*, 2013) y de **DL** (Recavarren, 2016) lo que constituye una buena base descriptiva de la cría bovina de la zona.

Uno de los objetivos de los sistemas de cría es aumentar los kg de terneros destetados por vaca, lo que se procura mediante la mejora del rendimiento reproductivo de las vacas y/o la tasa de supervivencia de los terneros y su crecimiento (Beauchemin *et al.*, 2011). La falta de concepción y las pérdidas de preñez oscilaron entre 13 y 24%, y de 2,1 y 4,0% respectivamente (Tabla 4). Las mermas entre parición y destete variaron entre 4,8 y 8,2% (Tabla 4), donde el porcentaje de mortalidad de terneros promedio informado por los productores varió entre 4,7 y 6,9% (Tabla 4). Estos porcentajes (y su importante variación) coinciden con lo informado por Maresca *et al.* (2011) a partir del monitoreo de la eficiencia reproductiva de rodeos de la **CS** (2004-2009), que mencionan porcentajes de mortalidad perinatal hasta los 20 días de edad de 3,9% en vacas múltiparas y 9,6% para primíparas. El campo natural es uno de los principales recursos alimenticios para el ganado (Figura 8, 79% de la superficie de los establecimientos), tal como se ha informado para la **CS** (Cid *et al.*, 2011). Sin embargo, la diversificación de la base forrajera a través de la inclusión de pasturas o cultivos anuales levemente mayor para **DL** (Figura 7), resulta una estrategia clave para mantener la carga con un buen rendimiento reproductivo, para poder hacer frente a la variabilidad estacional de la producción y de la calidad (Némoz *et al.*, 2013). Esta diversificación en la base de alimentación se muestra más claramente mediante el análisis de tipologías, donde el grupo 2 (Productores tradicionales de escala media) dependen mayormente de pastizales naturales (98%) mientras que en el grupo 1 representó solamente el 67% (Figura 8).

Los sistemas extensivos con baja adopción de tecnología son frecuentes para la región estudiada (Vázquez *et al.*, 2008; Némoz *et al.*, 2013; MinAgro, 2015; TCN, 2015). Un informe reciente categorizó los sistemas de cría de la región en tradicionales y mejorados (Arzubi *et al.*, 2015), donde los primeros se basan en pastizales naturales, tienen 0,58 EV ha⁻¹, 72% de destete y una producción de 92,1 kg PV ha⁻¹. Esta resulta similar a los 87,5 kg PV ha⁻¹ que pueden calcularse de nuestro grupo tradicional (Grupo 2, Tabla 4) que posee una gran dependencia de pastizales naturales, pero que en nuestro caso representan menos del 20% de la muestra (Tabla 4). En el caso de los establecimientos mejorados, Arzubi *et al.* (2015) observaron una carga animal de 0,91 EV ha⁻¹, un porcentaje de destete de 80% y 156,9 kg PV ha⁻¹. A partir de nuestro análisis de conglomerados, los grupos 1, 3 y 4 (82%

de la muestra) representaron a los establecimientos mejorados (aquellos en los que los productores presentaron mayor adopción diversas tecnologías, capacitación y contratación de asesoramiento técnico que los productores tradicionales). La producción estimada varió entre 110-117 kg PV ha⁻¹, muy inferior a los 156,9 kg PV ha⁻¹ descritos por Arzubi *et al.* (2015). Sin embargo, cuando la misma estimación se limitó al 15% superior en producción de carne de los establecimientos de nuestro estudio, se obtuvo una producción similar (152 kg PV ha⁻¹). Es importante destacar que Arzubi *et al.* (2015) no informaron sobre la proporción de ambos tipos de establecimientos, lo cual sería muy útil para diseñar políticas específicas de promoción y extensión considerando la importancia de la región.

La contratación de mano de obra (temporaria no familiar) se asocia a la escala de los establecimientos solo el caso de los tecnificados (Tabla 4). Estos hallazgos coinciden con Némoz *et al.* (2013), que mencionan que los productores de menor escala tratan de simplificar las actividades agropecuarias siendo más reacios a contratar mano de obra permanente y asesoramiento técnico. La consulta a profesionales se considera clave ya que tienen un impacto positivo en la productividad de los establecimientos (Pacin y Oesterheld, 2015) lo cual también se observa en los resultados de este trabajo. En promedio, el 57% de las establecimientos (Grupos 1, 3 y 4) contrataron veterinarios de forma permanente o regular, mientras que en los establecimientos tradicionales (Grupo 2) esta cifra se redujo al 23% (Tabla 4).

Se ha mencionado que es posible alcanzar una producción de 120 a 200 kg PV ha⁻¹ año⁻¹ en la región con un mejor manejo de sanitario y nutricional (Rearte y Pordomingo, 2014). Esta brecha tecnológica puede ser resuelta en gran medida por tecnologías de costo muy bajo (Arelovich *et al.*, 2011), aunque esta aseveración puede resultar en una simplificación excesiva ya que la información sobre la adopción de tecnología está fragmentada o no existe para la región estudiada (Cittadini *et al.*, 2001). Aunque no están claras las implicancias de las diferencias del lugar de residencia de los productores y las estrategias de contratación de mano de obra observadas, se puede especular que estos factores podrían afectar la adopción tecnológica (Hostiou y Dedieu, 2012; Solano *et al.*, 2006), pero claramente se requiere mayor investigación que aporte información específica sobre la temática.

CONCLUSIONES

El análisis de tipologías identificó cuatro grupos de establecimientos de los sistemas de cría bovina en la Pampa Deprimida según los aspectos estructurales, productivos y sociales, confirmando la información de base disponible. Los grupos identificados fueron un sistema tradicional (Grupo 2: Productor tradicional de escala media) y tres sistemas tecnificados (Grupos 1 y 4: Empresas tecnificadas de escala media y grande, respectivamente, y Grupo 3: Empresa local tecnificada de escala grande).

Esto posibilita el estudio complementario de los beneficios potenciales de la mejora la eficiencia en los sistemas ganaderos identificados, de modo de contribuir a disminuir la brecha tecnológica en los productores de la región. Adicionalmente, el método aplicado permitirá actualizar la información en la medida que se actualicen las bases de datos, tanto para sistemas de carnes como para adaptarlo al análisis de otras producciones.

BIBLIOGRAFÍA

Alemu, A.K.; Amiro, B.D.; Bittman, S.; MacDonald, D.; Ominiski, K.M. (2016). A typological characterization of Canadian beef cattle farms based on a producer survey. *Can. J. Anim. Sci.* 96, 187-202.

Arelovich, H.M.; Bravo, R.D.; Martínez, M.F. (2011). Development, characteristics, and trends for beef cattle production in Argentina. *Animal Frontiers* 1-2, 37-45.

Arzubi, A.; Vidal, R.; Moares, J. (2015). Boletín trimestral Bovino N°14. Subsecretaría de ganadería. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Buenos Aires, Argentina. 75 p.

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- 677.

Chávez Esponda, D.; Miranda Cabrera, I.; Varela Nualles, M.; Fernández, L. (2010). Utilización del análisis de cluster con variables mixtas en la selección de genotipos de maíz (*Zea mays*). *Revista Investigación Operacional* 31, 209-216.

Cid, M.S.; Fernández Grecco, R.C.; Oesterheld, M.; Paruelo, J.M.; Cibils, A.F.; Brizuela, M.A. (2011). Grass-fed beef production systems of Argentina's flooding pampas. Understanding ecosystem heterogeneity to improve livestock production. *Outlook on Agriculture* 40 (2), 181-189.

Cittadini, R.; Burges, J.; Hamdan, V.; Natinzon, P.; Pérez, R.; Dedieu, B. (2001). Diversidad de sistemas ganaderos y su articulación con el sistema familiar. *Revista Argentina de Producción Animal* 21 (2), 119-135.

Costas, A.M.; Abbiati, N.N.; Pereyra, A.M. (2004). Requerimientos y producción propia de alimentos de ganadería pastoril: una tipología en la Provincia de Buenos Aires. *Arch. Latinoam. Prod. Anim.* 12 (1), 28-4.

Gower, J.C. (1971). A general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics* 27, 857-874

Hostiou, N.; Dedieu, B. (2012). A method for assessing work productivity and flexibility in livestock farms. *Animal* 6:5, 852-862.

Machado, C. de F.; Souza, F.V.D.; Cabral, J.R.S.; Da Silva Leo, C.A.; De Matos, A.P.; Ritzinger, R. (2011). Cluster analysis using quantitative, qualitative and molecular traits for the study of the genetic diversity in pineapple genotypes. *Acta Horticulturae* 902, 159-162.

MAGyP (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación). (2011). Ganados y Carnes. Anuario 2010. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Subsecretaría de Ganadería. Compilado por Fedra Cuestas Acosta; Dirigido por Alejandro Lotti. 1ra. Ed. Buenos Aires, 480 p.

Maresca, S.; Quiroz García, J.; Plorutti, F. (2011). Eficiencia reproductiva en rodeos de cría de la Cuenca del Salado. Ediciones INTA, Centro Regional Buenos Aires Sur, Estación Experimental Agropecuaria Cuenca del Salado, Rauch, Argentina. 55 p.

Milán, M.J.; Caja, G.; González-González, R.; Fernández-Pérez, A.M.; Such, X. (2011). Structure and performance of Awassi and Assaf dairy sheep farms in northwestern Spain. *Journal of Dairy Science* 94, 771-784.

MinAgro (Ministerio de Agroindustria). (2015). Caracterización de la producción bovina. Buenos Aires – Corrientes – Chaco – Formosa – La Pampa– Misiones. Sistema de Monitoreo del Sector de la Carne Bovina. Serie 1. Presidencia de la Nación, Subsecretaría de Ganadería. Diciembre de 2015, 193 p.

Mosciaro, M.; Natinzon, P.; Tosi, J.C. (2011). Análisis de la situación actual y de la sustentabilidad económica de sistemas característicos de los territorios del CERBAS. Informe de PR BASUR 720071 y PE AESS-302443. Disponible en www.inta.gov.ar/sites/default/files/script-tmp-modelos_ucts.pdf (Consulta 14 Junio 2017).

Némoz, J.P.; Giancola, S.I.; Bruno, M.S.; De La Vega, M.B.; Calvo, S.; Di Giano, S.; Rabaglio, M.D. (2013). Causas que afectan la adopción de tecnología en la ganadería bovina para carne de la Cuenca del Salado: enfoque cualitativo. Estudios socioeconómicos de la adopción de tecnología N° 5, Ediciones INTA, Buenos Aires.

Otondo, J. (2011). Efectos de la introducción de especies megatérmicas sobre características agronómicas y edáficas de un ambiente halomórfico de la Pampa Inundable. Tesis de Magister Scientiae. Escuela para Graduados Alberto Soriano. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina.

Pacin, F.; Oosterheld, M. (2015). Closing the technological gap of animal and crop production through technical assistance. *Agricultural Systems* 137: 101-107.

QGIS Development Team. (2009). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL <http://qgis.osgeo.org>

Rearte, D.H.; Pordomingo, A.J. (2014). The relevance of methane emissions from beef production and the challenges of the Argentinean beef production platform. *Meat Science* 98, 355-360.

Recavarren, P. (2016). La producción agropecuaria en Olavarría, Benito Juárez, Laprida y Gral. La Madrid: evolución y desafíos a futuro. 1a ed. Balcarce, Buenos Aires: Ediciones INTA, 2016. Disponible en http://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_la_produccion_agropecuaria_en_olavarria_juarez_laprida_la_madrid_2016.pdf (Consulta 14 Junio 17).

SAS. (2009). Base SAS 9.2 Procedures Guide: Statistical Procedures, Second Edition, Cary, North Carolina, USA.

SAS. (2013). SAS Institute Inc. 2013.SAS/STAT® 13.1 User's Guide, Cary, North Caroline, USA.

Sautot, L.; Faivre, B.; Journaux, L.; Molin, P. (2015). The hierarchical agglomerative clustering with Gower index: A methodology for automatic design of OLAP cube in ecological data processing context. *Ecol. Inform.* 26, 217–230

Solano, C.; Bernués, A.; Rojas, F.; Joaquín, N.; Fernández, W. ; Herrero, M. (2000). Relationships between management intensity and structural and social variables in dairy and dual-purpose systems in Santa Cruz Bolivia. *Agricultural Systems* 65, 159-177.

Solano, C.; León, H.; Pérez, E.; Tole, L.; Fawcett, R.H.; Herrero, M. (2006). Using farmer decision-making profiles and managerial capacity as predictors of farm management and performance in Costa Rican dairy farms. *Agricultural Systems* 88, 395- 428.

TCN (Tercera Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático). (2015). Inventario de Gases de Efecto Invernadero de la República Argentina. Año 2012. Agricultura, Ganadería y Cambio de Uso de la Tierra. Asociación Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola (AACREA), Fundación Torcuato Di Tella (FTDT), Price Waterhouse & Co. Asesores de Empresas SRL (PwC), Buenos Aires, Argentina. 264 p.

Vázquez, P.; Rojas, M.; Burges, J.C. (20089). Caracterización y Tendencias de la Ganadería Bovina en la Cuenca del Salado. *Veterinaria Argentina XXV* (248), 572-584.

Ward, J.H. (1963). Hierarchical grouping to optimize an objective function. *J. Am. Stat. Assoc.* 58, 236-244.

CAPÍTULO 3: MODELACIÓN PRODUCTIVA, ECONÓMICA Y DE GASES DE EFECTO INVERNADERO DE SISTEMAS TÍPICOS CRÍA BOVINA DE LA PAMPA DEPRIMIDA⁶

INTRODUCCIÓN

La necesidad de cubrir la creciente demanda global de alimentos lleva asociada la preocupación por el cambio climático y la minimización del impacto ambiental, como la reducción de los gases de efecto invernadero (GEI) en los sistemas de producción (Godfray *et al.*, 2010). La agricultura, ganadería, silvicultura y otros usos de la tierra (AFOLU, acrónimo en inglés de *agriculture, forestry and other land use*) aportan el 39% a las emisiones nacionales (368 Mtn CO₂eq), donde el 20,7% de las emisiones de este sector se atribuyen a la ganadería en el Inventario Nacional de GEI 2014 (MAyDS, 2017). En nuestro país, los sistemas de cría aportan el 85% de las GEI asociadas a la producción de carne bovina, donde el 52% de las emisiones se generan en zonas templadas de la Pampa Húmeda (FAO y NZAGRC, 2017). Los GEI provenientes de la ganadería son el metano (CH₄), el óxido nitroso (N₂O) y el dióxido de carbono (CO₂) que tienen su origen en diferentes fuentes del sistema productivo (Faverin *et al.*, 2014).

La modelación de los sistemas de producción (*whole-farm modelling*) ha demostrado ser una valiosa herramienta para explorar oportunidades de innovación y cuantificación de impactos potenciales a esa escala (Berger *et al.*, 2017). Recientemente FAO y NZAGRC (2017) evaluaron estrategias de mitigación del CH₄ entérico y de heces (62% de las emisiones nacionales de GEI provenientes de los sistemas de producción de carne bovina) donde, por ejemplo se analizaron mejoras en la cantidad y calidad de alimento, en la salud del rodeo, respuesta reproductiva y dinámica del rodeo con oportunidades de mitigación costo eficientes.

⁶ Basado en Faverin, C.; Bilotto, F.; Fernández Rosso, C.; Machado, C.F. Modelación productiva, económica y de gases de efecto invernadero de sistemas típicos de cría bovina de la Pampa Deprimida. *Chilean Journal of Agricultural and Animal Science* 35(1): 14-25.

No obstante es relevante representar y analizar integralmente interacciones potenciales que incluyan NO₂ y CO₂ en estudios de modelación (Del Prado *et al.*, 2013).

La Pampa Deprimida es la zona de cría más importante del país con la mitad del stock de la Provincia de Buenos Aires (48%) y produce anualmente más de 2,5 millones de terneros (MinAgro, 2015). Estos sistemas son de bajos insumos y se basan principalmente en pastizales naturales complementados con verdes y pasturas en diferente proporción (Arelovich *et al.*, 2011; Faverin y Machado, 2018). La producción de carne en estos sistemas fluctúa entre 70–80 kg ha⁻¹ año⁻¹, aunque los productores más eficientes pueden alcanzar producciones de 150 kg ha⁻¹ año⁻¹ (Arzubi, 2015; Faverin y Machado, 2018), lo cual denota que existen posibilidades de mejora de la eficiencia de estos sistemas con una transferencia de tecnología efectiva. La incorporación de pasturas asociadas a buenas prácticas de manejo (BPM), que abarca desde la siembra, mantenimiento y la utilización, es una de las propuestas tecnológicas destacadas para la región (Agnusdei y Di Marco, 2015). Las especies forrajeras ampliamente utilizadas son agropiro (*Thinopyrum ponticum*) y festuca (*Festuca arundinacea*) (Cid *et al.*, 2008; Cid *et al.*, 2011). La festuca puede lograr tasas de producción razonables de forraje de alta calidad (Lattanzi *et al.*, 2007; Berger *et al.*, 2014). Una mejora en la oferta forrajera podría no sólo tener efectos positivos *per se*, sino también adelantar la edad al primer servicio de las vaquillonas, promoviendo mejoras productivas y reducción de la intensidad de emisión (IE) de GEI por unidad de producto (Nguyen *et al.*, 2013) al reducir la presencia de categorías improductivas en el rodeo (Beauchemin *et al.*, 2010).

En un estudio de clasificación comparativa de sistemas de cría bovina de la Pampa Deprimida (Faverin y Machado, 2018) se identificaron 4 tipos de establecimientos. Como una primera aproximación se observó la existencia de un sistema tradicional (Grupo 2) y tres tipos de sistemas tecnificados (Grupos 1, 3 y 4). En general, las tipologías no solo pueden reflejar la heterogeneidad de los establecimientos de una forma más precisa, sino también ser el punto de partida para representar los sistemas ganaderos base y valorar integralmente distintas estrategias de innovación como el caso de pasturas BMP.

En este estudio se plantearon dos objetivos: a) simular dinámicamente los indicadores productivos, económicos y de IE de GEI/huella de carbono a nivel de dos tipos de establecimientos contrastantes de la Pampa Deprimida; b) evaluar integralmente los cambios

en los mismos indicadores del objetivo anterior cuando se incorporan algunas propuestas tecnológicas recomendadas regionalmente (inclusión del 5 y el 10% de la superficie del establecimiento de festuca BPM y anticipación de la época de primer servicio de vaquillonas, pasando de 27 meses a 15 meses con el 10% de festuca BMP).

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se ubica en la Pampa Deprimida⁷, región de clima templado y húmedo, con veranos e inviernos bien definidos, y heladas en invierno y primavera. El período libre de heladas es de 200-260 días (Otondo, 2011). La temperatura promedio anual varía entre 14-16°C y las precipitaciones disminuyen al sur-oeste (1000-700 mm anuales). Las sequías son frecuentes en verano, período caracterizado por altas temperaturas y vientos fuertes. Basados en estudios previos de tipologías por Faverin y Machado (2018), en relación a recursos forrajeros, variables productivas y sociales, para este trabajo se seleccionaron los 2 planteos más contrastantes productivamente según en escala, base forrajera (Tabla 5) y porcentaje de destete (69% vs. 81%). Estos planteos (Tabla 5) se denominaron Productores tradicionales de escala media (en adelante **Tr**) y Empresa local tecnificada de escala grande (en adelante **Te**). A partir de **Tr** y **Te** (utilizados como sistemas base de las simulaciones), se evaluaron tres niveles adicionales de intensificación basados en la mejora de la oferta forrajera con 5 y 10% de la superficie total de pasturas de festuca con BPM (**Tr5%**, **Te5%**, **Tr10%** y **Te10%**, respectivamente). Adicionalmente se incluyeron dos planteos con 10% de pasturas BMP más el adelanto del servicio de las vaquillonas a los 15 meses de edad (**Tr10%15m** y **Te10%15m**) (Tabla 5).

Se utilizó un modelo de simulación biofísico a nivel de establecimiento ganadero denominado SIMUGAN (Machado *et al.*, 2010). SIMUGAN es un modelo web de dinámica diaria, basado en criterios/reglas de manejo y en computación distribuida para una mayor poder de cálculo (Arroqui *et al.*, 2015). Para cada planteo ganadero se simuló diariamente un año calendario (01/07-30/06) acorde a lo realizado en estudios previos (Berger *et al.*, 2017). Las tasas de

⁷ Cuenca del Salado, CS (6,5 millones de ha) y Depresión de Laprida, DL (2,12 millones de ha), en el área de influencia de las Estaciones Experimentales (EEA) del INTA, Cuenca del Salado y una zona de la EEA INTA Balcarce llamado Territorio Centro Oeste, acorde a lo descripto por Faverin y Machado (2019)

acumulación forrajera aérea ($\text{Kg MS ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) de los recursos forrajeros zonales, se obtuvieron del monitoreo satelital de pasturas y verdeos provistos por AACREA e INTA (LART-FAUBA, 2016). Las tasas de crecimiento mensuales de festuca BPM fueron extraídas de Berger *et al.* (2017) tomando el valor para un año promedio. La siembra de avena (*Avena sativa*) se realizó a fin de verano y se consumió de fines de marzo a septiembre. El sorgo (*Sorghum bicolor*) diferido doble propósito azucarado y/o silero azucarado se utilizó para la alimentación de las vacas en invierno, en el periodo abril a julio (Recavarren, 2007). Las producciones medias anuales, calidad, vida útil, régimen y tasas de fertilización, y el uso de combustible fósil por recurso se muestran en la Tabla 6.

El pastoreo fue rotativo diario y la asignación forrajera se basó en valores mensuales asumidos (entre 3 y 11 $\text{Kg MS 100 kg PV d}^{-1}$). La masa forrajera (MF) de los establecimientos (MF promedio, kg MS ha^{-1} en un momento dado para todos los potreros) fue monitoreada semanalmente y se vinculó a reglas de manejo como las aplicadas por Berger *et al.* (2017). En principio, el modelo compara la MF con la masa mínima definida para cada mes (en promedio: 1660 kg MS ha^{-1} para otoño-invierno y 1830 kg primavera-verano). SIMUGAN dispone de una regla de masa forrajera que identifica los desvíos entre la MF actual del sistema (Kg MS ha^{-1}), con una MF objetivo promedio para cada mes que le otorga flexibilidad al manejo, incrementando o disminuyendo la asignación forrajera inicialmente definida, y así permite recuperar o disminuir MF (Machado *et al.*, 2010). A partir de los datos simulados se estimó la intensidad de pastoreo (IP) que representa el nivel de utilización forrajera a partir de la relación entre proporción de la masa forrajera consumida con la disponible para pastorear en momento determinado, tomando valores mínimos y máximos entre 0 y 1 (Petz *et al.*, 2014).

El margen bruto (MB, $\text{U\$S ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) definido por la diferencia entre ingresos netos y los costos directos (AACREA, 1990) se estimó utilizando la información de precios de la revista Márgenes Agropecuarios (Arbolave, 2017). Adicionalmente se calculó la relación de ingreso neto a costos directos (Ingreso/Costo) según FAO y NZAGRC (2017). Cada planteo consideró un empleado permanente y los empleados temporarios de 7 y 12 jornales año^{-1} para los planteos tradicionales y para tecnificados, respectivamente. El nivel de la prevención sanitaria aplicada fue acorde a Arbolave (2016).

Para la estimación de las emisiones de GEI (CH_4 , N_2O , CO_2) se incorporó al modelo SIMUGAN diferentes ecuaciones que representan las distintas fuentes de emisión dentro de

sistema productivo (“hasta la tranquera”) con un enfoque de análisis de ciclo de vida (Guinée *et al.*, 2002). Este enfoque relaciona el impacto ambiental de un determinado sistema de producción a una unidad funcional (UF), la cual representa el principal producto del sistema analizado, definida en este estudio como kg de peso vivo (PV) producido. Las emisiones de GEI se expresaron en unidades de dióxido de carbono equivalente (CO₂eq) teniendo en cuenta el potencial de calentamiento global (PCG) de cada gas (IPCC, 2006) asumiendo un horizonte temporal de 100 años. Los PCG fueron 25, 298 y 1 para el CH₄, N₂O y CO₂, respectivamente (Forster *et al.*, 2007). Las emisiones fueron estimadas calculando el CH₄ entérico y de heces depositadas en pastoreo, N₂O directas e indirectas provenientes de orina y heces depositadas durante el pastoreo, de residuos agrícolas y de fertilizantes nitrogenados sintéticos, CO₂ del uso de combustibles fósiles (República Argentina, 2005) y de la ruptura de la urea en los establecimientos (Tabla 5). Las emisiones consideradas fuera de los límites de los establecimientos provinieron de la producción, embalaje, almacenamiento y transporte de fertilizantes sintéticos basados en N y P, de la producción, embalaje, almacenamiento y transporte de la energía para producir herbicidas, de la producción de combustible diesel y de la producción de semillas (Tabla 5). Se estimaron las IE (kg CO₂eq kg PV⁻¹ año⁻¹) y las emisiones de GEI por unidad de superficie (E/ha: kg CO₂eq ha⁻¹ año⁻¹).

Después de realizar la simulación y análisis de Tr, Te y sus niveles de intensificación, se realizaron simulaciones adicionales considerando una disminución y/o aumento de la carga animal en un 15% para los planteos más intensificados con servicio de 27 meses y de 15 meses (Tr10%, Tr10%15m, Te10% y Te10%15m) con el objeto de evaluar situaciones contrastantes y la sensibilidad del modelo.

Tabla 5. Fuentes de gases de efecto invernadero asociadas con los sistemas de producción de carne de base pastoril: factores de emisión y referencias.

Gas	Fuente	Factor de emisión y Coeficientes de Referencia	Referencia
Metano (CH₄)	Fermentación entérica	Basado en requerimientos energéticos y energía digestible en alimentos; Y _m (factor de conversión de CH ₄ , porcentaje de energía bruta de los alimentos que se pierde como CH ₄) 0,065 del consumo de energía bruta (MJ) con dietas pastoriles	IPCC (2006) (Nivel 2- Ecuación 10.21)
	Orina y heces depositadas en pasturas	Bo ^b =0,1 m ³ CH ₄ /kg VS; MCF ^c =1,5%	IPCC (2006) (Nivel 2- Ecuaciones 10.23 y 10.24)
Oxido Nitroso (N₂O)- Emisiones directas	Orina y heces depositadas en pasturas	0,02 kg N ₂ O-N/kg N excretado	IPCC (2006) (Nivel 1- Ecuaciones 10.25)
	Ingreso de N al suelo (residuos agrícolas, fertilizantes N sintéticos)	0,01 kg N ₂ O-N/kg	IPCC (2006) (Nivel 1- Ecuación general 11.1)
Oxido Nitroso (N₂O)- Emisiones indirectas	Orina y heces depositadas en pasturas- Lixiviación	0,0075 kg N ₂ O-N/kg N Frac _{LIXIVIACION-(H)} = 0,30 kg N/kg de N depositado	IPCC (2006) (Nivel 1- Ecuación 11.10)
	Orina y heces depositadas en pasturas- Volatilización	0,010 kg N-N ₂ O/(kg NH ₃ -N + NO _x -N volatilizado) Frac _{GASM} ^d = 0,20 kg N volatilizado/kg de N depositado	IPCC (2006) (Nivel 1- Ecuación 11.9)
	Ingreso de N al suelo (residuos agrícolas, fertilizantes minerales)- Lixiviación	0,0075 kg N ₂ O-N/kg N Frac _{LIXIVIACION-(H)} = 0,30 kg N/kg de N depositado	IPCC (2006) (Nivel 1- Ecuación 11.10)
	Ingreso de N al suelo (fertilizantes minerales)-Volatilización	0,010 kg N-N ₂ O/(kg NH ₃ -N + NO _x -N volatilizado)	IPCC (2006) (Nivel 1- Ecuación 11.9)

Gas	Fuente	Factor de emisión y Coeficientes de Referencia	Referencia
		FracGASF _e = 0,10 kg N volatilizado/kg de N depositado	
Dióxido de carbono (CO ₂)	Energía directa: Uso de gasoil para tareas en el establecimiento	2,68 kg CO ₂ /l 2,71 kg CO ₂ eq/l (incluye CH ₄ y N ₂ O)	República Argentina (2005)
	Ruptura de la Urea	0,20 kg CO ₂ -C/kg (44/12)=0,7333*aplicación de urea (kg/kg urea)	IPCC (2006)
Emisiones fuera del establecimiento	Fertilizantes sintéticos basados en N (producción, embalaje, almacenamiento y transporte)	3,18 kg CO ₂ eq/kg	Becoña <i>et al.</i> (2014)
	Fertilizantes sintéticos basados en P (producción, embalaje, almacenamiento y transporte)	1,43 kg CO ₂ eq/kg	Becoña <i>et al.</i> (2014)
	Energía para producir herbicidas (producción, embalaje, almacenamiento y transporte)	18,25 kg CO ₂ eq/l	Becoña <i>et al.</i> (2014)
	Producción de combustible diesel	0,375 kg CO ₂ eq/l	Wang (2007)
	Producción de semillas	0,3 kg CO ₂ eq/kg	Rotz <i>et al.</i> (2012)

^aCEB= consumo de energía bruta (MJ), ^bB₀= capacidad de producción de metano, ^cMCF=factor de conversión de metano, ^dFrac_{GASM}=fracción de N de estiércol y orina depositada en pastoreo (FPRP) que se volatiliza como NH₃ y NO_x; ^eFracGASF= fracción de N de fertilizantes sintéticos que se volatiliza como NH₃ y NO_x

Tabla 6. Características principales de los escenarios simulados.

	Tradicional	Nivel de tecnificación			Tecnificado	Nivel de tecnificación		
	Tr	Tr5%	Tr10%	Tr10%15m	Te	Te5%	Te10%	Te10%15m
Superficie de los establecimientos (ha)	583	583	583	583	1220	1220	1220	1220
Vacas entoradas (n°)	238	238	238	238	582	582	582	582
Carga Animal (EV ha ⁻¹)	0,58	0,58	0,58	0,51	0,64	0,64	0,64	0,58
Reposición de Vaquillonas (%)	20	20	20	20	20	20	20	20
Edad al primer servicio (meses)	27	27	27	15	27	27	27	15
Duración del servicio		1/11-	1/11-			1/11-	1/11-	
	1/11- 31/1	31/1	31/1	1/11-31/1	1/11-31/1	31/1	31/1	1/11-31/1
Mes de destete	Abril	Abril	Abril	Abril	Marzo	Marzo	Marzo	Marzo
<i>Uso de la tierra (%/superficie)</i>								
Campo natural	98	93	88	88	76	71	66	66
Pastura de loma	2	2	2	2	10	10	10	10
Avena para pastoreo	--	--	--	--	9	9	9	9
Sorgo diferido	--	--	--	--	5	5	5	5
Festuca BPM ¹		5	10	10	--	5	10	10

¹ Festuca BPM: Festuca con Buenas Prácticas de Manejo, Tr: Planteo Base; Tr5% y Tr10%: 5 y 10% de la superficie total con festuca BPM, respectivamente; Tr10%15m: 10% de total superficie con festuca BPM y primer servicio de las vaquillonas a los 15 meses; Te: Planteo Base; Te5% y Te10%: 5% y 10% de la superficie total con festuca BPM, respectivamente; Te10%15m: 10% de total superficie con festuca BPM y primer servicio de las vaquillonas a los 15 meses.

Tabla 7. Producción de materia seca, calidad y vida útil de los recursos forrajeros y tasas de fertilización y combustible utilizado para las labores

Recursos forrajeros	Producción de forraje (kg MS ha ⁻¹ año ⁻¹) ¹	Digestibilidad (% MS) ²	Proteína bruta (% MS) ³	Vida Útil (años)	PDA (kg ha ⁻¹) ⁴	Urea (kg ha ⁻¹) ⁵	Diesel (L ha ⁻¹) ⁵
Campo Natural	4315	56	9	--	--	--	--
Pastura de Loma	7478	59,3	14	5	60 (siembra)	--	36 (siembra)
Festuca BPM	9626	62	14	10	85 (siembra)+85(mantenimiento año por medio)	108,7 (todos los años)	36 (siembra)+12 (mantenimiento)
Avena	3794	66,7	16,3	1	35 (siembra)	--	18 (siembra)
Sorgo	8000	61	10	1	25 (siembra)	--	18 (siembra)

1. Promedios de Campo Natural, Pastura de Loma y Avena (LART-FAUBA, 2016), Festuca BPM (Berger *et al.*, 2017), Sorgo (Recavarren, 2007); 2. Promedios de Guaita y Fernández (2011), Recavarren, 2016; Otondo, com.pers.; 3. Promedios de Guaita y Fernández (2011), Recavarren, 2016; Otondo, com.pers.; 4.PDA = fosfato diamónico; Marino y Recavarren, com.pers.; 5. Tosi, com.pers. y Martínez, Uribe y Recavarren, com.pers. Valores para tractor 160 HP (Reservas Ganaderas INTA Balcarce), 8 L ha⁻¹ para la rastra de disco, 9 L para siembra y fertilización, 3 L para control de malezas, 3 L barbecho químico.

RESULTADOS

Las menores producciones de carne se registraron en el planteo base **Tr** y sus alternativas de intensificación (Tabla 8). Las diferencias relativas en incrementos en producción de carne por efecto de la intensificación con respecto a los planteos base **Tr** y **Te** fueron 17 al 23%. También por efecto de la intensificación, el porcentaje de terneros destetados varió entre 67 y 81% para **Tr** y entre 78 a 81% para **Te**, y en ambos casos alcanzó su mayor valor en los planteos con 10% de festuca BPM y servicio de vaquillonas a los 15 meses (Tabla 8). El MB se incrementó en un 17,4% al aumentar el nivel de intensificación de **Tr** y solo un 1,7% a partir de **Te** por un aumento mayor en los costos directos en este último que en sus ingresos (Tabla 8).

Como resultado de la intensificación de **Tr**, la E/ha fue menor que los planteos que resultan de intensificar a **Te** (Tabla 8). No obstante, cuando se comparó dentro de ambos tipos de establecimientos, las menores E/ha se lograron cuando se incorporó 10% de festuca BPM y se realizó el entore de las vaquillonas a los 15 meses (**Tr10%15m** o **Te10%15m**, Tabla 8). Las diferencias se debieron fundamentalmente a las menores emisiones de CH₄, provenientes principalmente de la fermentación entérica (1091 kg CO₂eq ha⁻¹ para **Tr** vs. 1033 kg CO₂eq ha⁻¹ para **Tr10%15m** y 1298 kg CO₂eq ha⁻¹ para **Te** vs. 1203 kg CO₂eq ha⁻¹ para **Te10%15m**), y de N₂O de las heces y orina depositadas durante el pastoreo (426 kg CO₂eq ha⁻¹ para **Tr** vs. 441 kg CO₂eq ha⁻¹ para **Tr10%15m** y 524 kg CO₂eq ha⁻¹ para **Te** vs. 517 kg CO₂eq ha⁻¹ para **Te10%15m**). El CH₄ disminuyó su participación en las emisiones a medida que se intensificó de 71,9 a 66,3% y de 68,3 a 63,2% en **Tr** y **Te**, respectivamente; en tanto, el N₂O incrementó su participación (27,9 a 31,5% y 30,4 a 33,2% para **Tr** y **Te**, respectivamente). El CO₂ representó menos del 3,6% en todos los planteos, fundamentalmente asociado a las labores y el uso y compra de insumos necesarios para la implementación de la superficie de festuca BPM atribuibles al laboreo y a la compra de insumos necesarios para esta actividad.

Las emisiones de GEI por unidad de producto variaron según el nivel de intensificación de forma similar para **Tr** y **Te** (entre 16,4 y 19,9 kg CO₂eq kg PV⁻¹) (Tabla 8). Las IE fueron mayores en **Tr** y **Te**, y disminuyeron del 16,6 y 14,6% respectivamente, cuando se incrementó la superficie destinada a festuca BPM (5,5 y 5,2%, respectivamente) y se adelantó la edad al primer servicio de las vaquillonas (11,1 y 9,4%, respectivamente). El mayor aporte a las IE provino del CH₄ (proveniente principalmente de la fermentación entérica) que disminuyó su contribución entre 71,9 a 66,2% desde **Tr** a **Tr10%15m** y entre 68,2 a 63,2% desde **Te** a **Te10%15m** (Tabla 8). Por otro lado, las emisiones de N₂O aumentaron entre 27,9 a 31,5% para los planteos para los

planteos originados en **Tr** y entre 30,3 a 33,2 % en el caso de **Te**, atribuibles principalmente a las provenientes de la orina y heces depositadas por animales en pastoreo. El CO₂ emitido por unidad de producto fue menor al 3,7% para todos los planteos simulados.

Los planteos **Tr10%** y **Tr10%15m** más productivos, con mayor porcentaje de destete y menor IP, presentaron una E/ha similar a **Tr**, pero con menor IE, mayor MB y un menor ingreso/costo (Figura 9). En el caso de los planteos **Te10%** y **Te10%15m** más productivos, tuvieron un mejor porcentaje de destete y menor IP que el planteo base, E/ha similares al planteo **Te**, menores IE pero sin una mejora del MB asociado a mayores costos neutralizan los mayores ingresos (Tabla 8 y Figura 10).

Las variables productivas, económicas y de GEI fueron examinadas mediante una variación de \pm 15% de la carga animal (Figura 11). El comportamiento a cargas bajas y altas fue similar en los escenarios tradicionales (Figuras 11A y 11B). A bajas cargas se registró una disminución de hasta un 10% en las variables evaluadas con respecto a sus respectivos escenarios, mientras que a altas cargas se logró un incremento de hasta un 11% en la producción de carne y en el margen bruto, y con aumentos leves en las IE (entre 1 y 6%). Las emisiones de GEI por superficie y las IP fueron mayores en las altas cargas, atribuibles al mayor número de animales en los establecimientos. En relación a los escenarios tecnificados a bajas cargas mejoraron las relaciones de ingreso en función de los costos (atribuibles fundamentalmente a un menor costo de sanidad al tener menor cantidad de vientres) y el resto de las variables sufrieron una reducción (Figuras 11C y 11D). Las altas cargas en los escenarios tecnificados determinaron mejoras en los indicadores económicos (especialmente en el escenario más intensificado), con un impacto positivo leve en producción y en IE (Figuras 11C y 11D).

Tabla 8. Resultados productivos, económicos y de emisión de gases de efecto invernadero para los diferentes planteos (Tr=Tradicional y Te=Tecnificado).

	Nivel de tecnificación				Nivel de tecnificación			
	Tr	Tr5%	Tr10%	Tr10%15m	Te	Te5%	Te10%	Te10%15m
Porcentaje de Preñez (%)	75,8	81,9	85,9	86,2	86,5	87,0	86,5	90,0
Porcentaje de Destete (%)	67,1	72,5	77,2	81,2	77,6	77,9	81,0	81,2
Peso al destete (kg PV)	207	211	213	215	188	190	192	192
Eficiencia de stock (%)	31	34	35	41	32	34	36	41
Producción de terneros (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	55	56	56	57	59	59	60	60
Emisiones totales (Tn CO ₂ eq)	901,71	967,58	1028,07	925,67	2362,93	2490,93	2627,16	2361,36
CH ₄ Fermentación entérica	636,24	657,21	678,37	602,46	1583,83	1616,80	1663,48	1467,33
CH ₄ Heces y orina	12,23	12,37	12,49	11,01	29,07	29,51	29,73	25,77
N ₂ O Heces y orina-Emisiones directas	248,52	265,65	282,36	256,94	639,81	658,19	696,52	630,84
N ₂ O Fertilizantes-Emisiones directas	0,01	8,06	15,99	15,99	5,77	22,45	39,14	39,14
N ₂ O Residuos agrícolas-Emisiones directas	1,62	5,52	9,83	10,22	66,05	79,53	88,10	88,29
N ₂ O - Emisiones indirectas	1,24	4,77	8,38	8,39	5,63	14,92	25,51	25,29
CO ₂ -Uso de Combustible y urea	0,23	5,73	11,32	11,32	10,71	22,31	34,00	34,00
CO ₂ - Fuera del establecimiento	1,41	8,27	9,33	9,33	21,72	47,23	50,70	50,70
Emisiones de GEI por hectárea (kg CO ₂ eq ha ⁻¹)	1547	1660	1763	1588	1937	2042	2153	1936
Producción de carne total (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	77,9	87,0	93,7	95,9	101,0	107,1	118,5	118,0
Intensidad de emisión de GEI (kg CO ₂ eq kg PV ⁻¹)	19,9	19,1	18,8	16,6	19,2	19,1	18,2	16,4
Margen bruto (U\$S ha ⁻¹)	111	118	126	130	132	128	130	134
Ingreso Neto (U\$S ha ⁻¹)	135	148	160	164	175	179	182	185
Costos Directos (U\$S ha ⁻¹)	24	30	35	34	43	50	52	51
Intensidad de Pastoreo	0,60	0,57	0,55	0,48	0,61	0,58	0,56	0,48

1 U\$S (tipo comprador) = \$16,6. Cotización al 3/7/17, Banco de la Nación Argentina (<http://www.bna.com.ar/>)

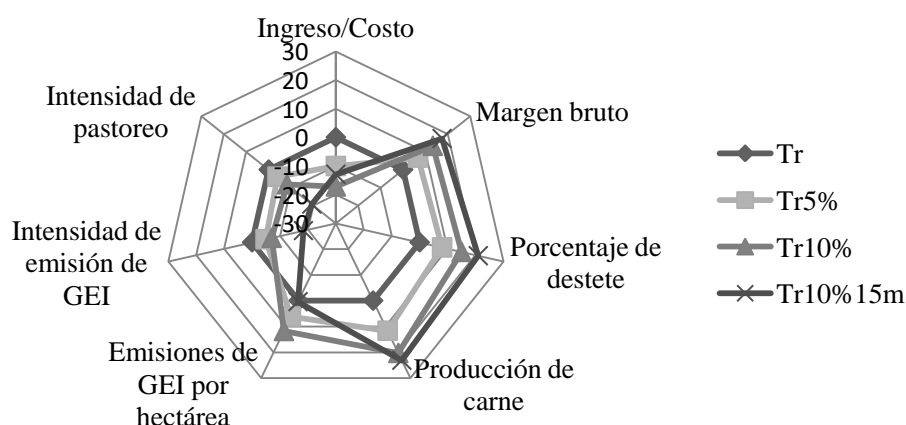


Figura 9. Indicadores productivos, económicos y de emisiones para escenarios tradicionales. El gráfico de radar indica los porcentajes de cambio relativo respecto al escenario base (Tr). Tr: Planteo Base; Tr5% y Tr10%: 5 y 10% de la superficie total con festuca BPM, respectivamente; Tr10%15m: 10% de total superficie con festuca BPM y primer servicio de las vaquillonas a los 15 meses.

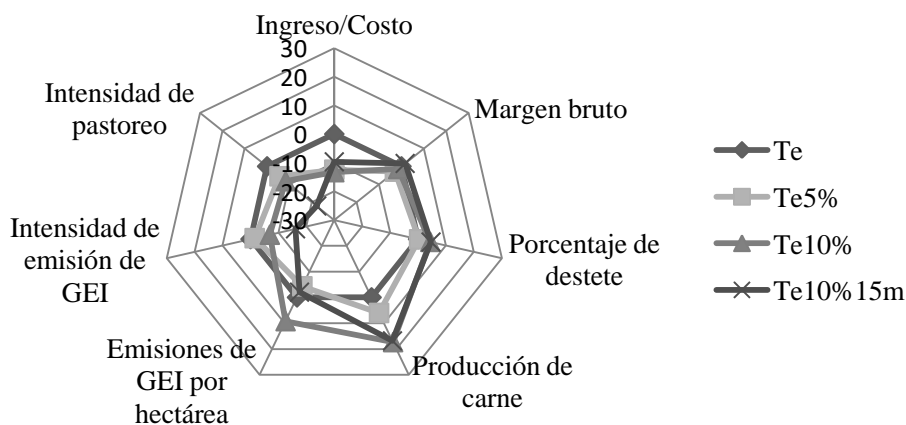


Figura 10. Indicadores productivos, económicos y de emisiones para escenarios tecnificados, El gráfico de radar indica los porcentajes de cambio relativo respecto al escenario base (Te). Te: Planteo Base; Te5% y Te10%: 5% y 10% de la superficie total con festuca BPM, respectivamente; Te10%15m: 10% de total superficie con festuca BPM y primer servicio de las vaquillonas a los 15 meses.

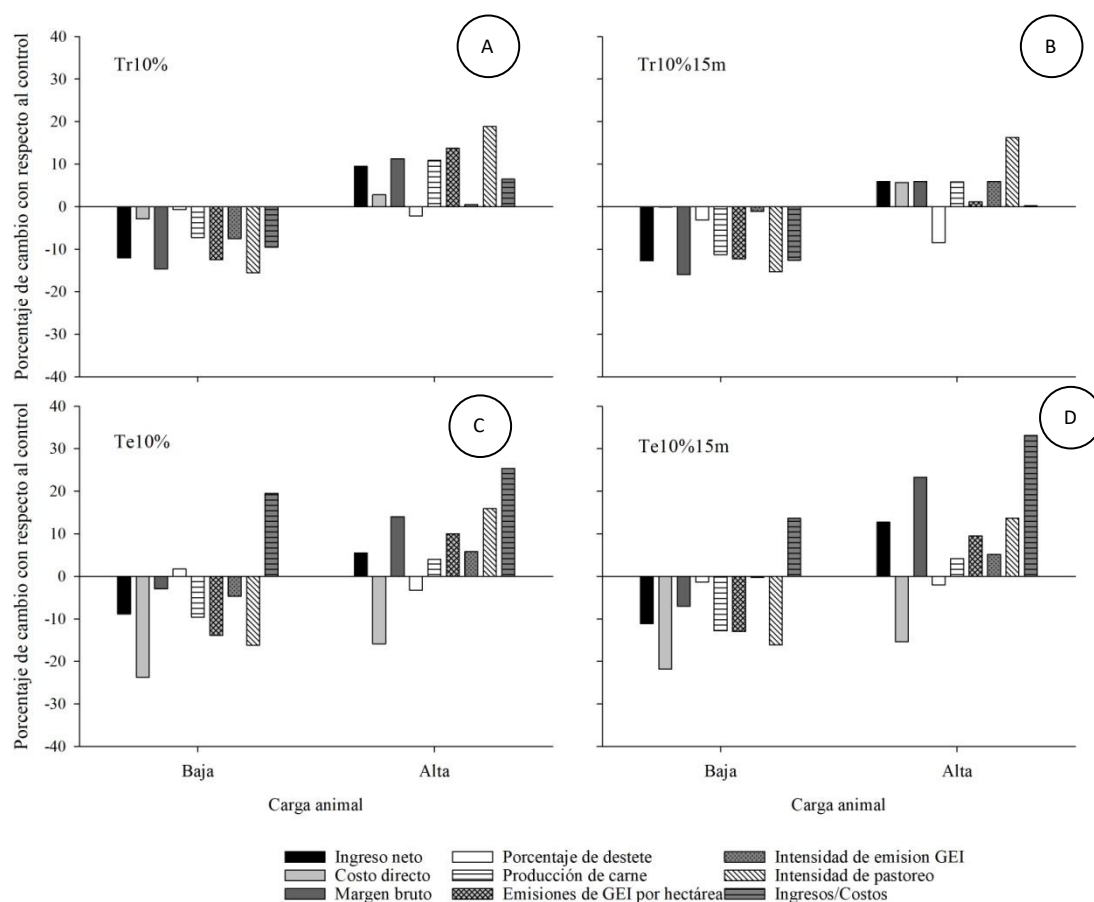


Figura 11. Variables productivas, económicas y de gases de efecto invernadero comparadas con sus respectivos planteos originales a niveles de baja (-15% de la carga animal de los escenarios originales) y alta (+15% de carga animal de los escenarios originales) en escenarios intensificados tradicionales y mejorados. Los controles para cada gráfico se indican en el extremo superior izquierdo; Tr10%: sistema tradicional con 10% de la superficie total con festuca BPM; Tr10%15m: sistema tradicional con 10% de total superficie con festuca BPM y primer servicio de las vaquillonas a los 15 meses; Te10%: sistema tecnificado con 10% de la superficie total con festuca BPM; Te10%15m: sistema tecnificado con 10% de total superficie con festuca BPM y primer servicio de las vaquillonas a los 15 meses

DISCUSIÓN

Estos resultados corresponden al primer estudio sobre estimación de huella de carbono/IE a nivel establecimiento (hasta la tranquera) en sistemas típicos de cría de la Pampa Deprimida. El enfoque dinámico utilizado con el modelo SIMUGAN (Machado *et al.*, 2010) y la incorporación de las ecuaciones principalmente desarrolladas por el IPCC (Tabla 7) permitió una valoración

integral de los efectos potenciales de intensificación de establecimientos típicos de cría bovina acorde a metodologías recomendadas (Crosson *et al.*, 2011).

Las IE halladas en nuestro estudio (Tabla 8) fueron menores a $30 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg PV}^{-1}$, valor informado para establecimientos de cría de la región pampeana de Argentina por FAO y NZAGRC (2017), pero en el rango de estudios realizados en otros países. Estudios llevados a cabo en Uruguay por Becoña *et al.* (2014) señalan una gran variabilidad entre establecimientos donde la alimentación se basó en campo natural, pasturas mejoradas o implantadas y verdeos anuales de invierno. Los promedios de E/ha y IE fueron de $2030 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$ (rango: $1490\text{-}2827 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$) y $20,8 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg PV}^{-1}$ (rango: $11,4\text{-}32,2 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg PV}^{-1}$), respectivamente. En un trabajo previo, Becoña *et al.* (2013) informaron los primeros valores para el país vecino ($1895 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$ y $18,4 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg PV}^{-1}$) para un caso de un sistemas de cría con 90% de destete. Picasso *et al.* (2014), también para Uruguay, mencionan IE promedio de $21,9 \text{ kg CO}_2 \text{ eq kg PV}^{-1}$ para sistemas pastoriles con productividades similares a las del presente estudio, donde nuestros planteos base resultaron 9 a 12% menores. La dispersión entre los datos bibliográficos y la diversidad de sistemas productivos (por ej. para la región Pampeana definieron 9 sistemas de producción para el inventario nacional de GEI) (MAyDS, 2017), evidencia la importancia de estudios complementarios.

La estrategia para incrementar la producción y calidad del forraje mediante festuca BPM (Agnudei y Di Marco, 2015) permitió además reducir las IE (hasta un 6% en **Tr** y **Te** con respecto a los escenarios base), aumentar el número de terneros destetados y la eficiencia de producción en los sistemas de cría aún cuando sólo un 5% de la superficie se destinó a la implantación de festuca BPM (Tabla 8; Figuras 9 y 10). La mejora en la calidad del forraje es considerada una estrategia de mitigación (Beauchemin *et al.*, 2011; Gerber *et al.*, 2013), al permitir reducir el tiempo del alimento en el rumen, potenciar la digestión post-ruminal y disminuir la proporción de la energía que es convertida en CH_4 (Waghorn y Hegarty, 2011).

La segunda fuente más importante de emisión en los sistemas de cría evaluados fue la orina y las heces depositadas durante el pastoreo (Tabla 8) que resulta en un perfil típico de los sistemas de producción de la región (Becoña *et al.*, 2013; Picasso *et al.*, 2014; MAyDS, 2017). Chadwick *et al.* (2011) mencionan que las heces y orina pueden ser una fuente substancial de N_2O , mientras que la cantidad de CH_4 es exigua como en nuestro estudio (Tabla 8). Un mayor consumo de MS por animal y secundariamente, un leve aumento proteico de la dieta asociado a la festuca BPM (Tabla 7), podrían explicar el incremento en el ingreso de N urinario y de heces al suelo que

incrementaron las E/ha en los planteos tradicionales y tecnificados. Sin embargo, las IE incorporando todos los GEI fueron menores a medida que se incluyeron mejoras en los sistemas de producción (Tabla 8).

Similar a lo observado por Andreini y Place (2014), adelantar el servicio de las vaquillonas a 15 meses permitió reducir porcentualmente las IE en 11,4% y 9,2% para **Tr10%15m** y **Te10%15m**, respectivamente (Tabla 8) con porcentajes de cambio de 18,4% y 16,1% con respecto a **Tr** y **Te**, respectivamente (Figuras 9 y 10). En este sentido, Andreini y Place (2014) mencionaron que adelantar el desarrollo de las vaquillonas y reducir la edad al primer parto pueden aumentar la eficiencia de la producción y disminuir la IE debido a una reducción en el consumo de alimento y emisiones de GEI por parte de las vaquillonas hasta el parto. En este caso, la reducción de las IE en nuestros resultados se logró combinando la potencialidad de estrategias de carácter aditivo (Beauchemin *et al.*, 2011), mejora de la base forrajera y reducción del tiempo al primer servicio.

La incorporación de pequeñas superficies de festuca BPM permitió no solo aumentar la producción y adelantar el servicio de las vaquillonas, sino también obtener un mayor MB en los planteos de mejora para **Tr**, pero no en el caso de **Te** (Tabla 8). Por lo tanto, la implementación de estrategias de mitigación para lograr una menor IE puede resultar poco atractiva económicamente desde la valoración de los productores (Browne *et al.*, 2011), por lo que resulta en una consideración que debe contemplarse en el diseño de posibles políticas sectoriales de reducción de emisiones de GEI.

El incremento en la producción forrajera con los mismos niveles de carga animal significó una reducción de la IP de 0,6 a 0,4 entre planteos bases y tecnificados, con incrementos en la producción de carne por una mayor respuesta individual y una reducción en la IE. Petz *et al.* (2014) sugieren mantener niveles de IP entre 0,4 y 0,6 para favorecer diferentes servicios ecosistémicos de las pasturas como el secuestro de carbono, evitar la erosión y la pérdida de biodiversidad en sistemas de base pastoril. Aunque este estudio no contempla esas variables, deja las bases para el diseño de estudios complementarios como por ejemplo la reducción en la superficie de verdeos a expensas de un incremento en las pasturas perennes manejadas con buenas prácticas, que podría contribuir adicionalmente a la mitigación de GEI por un incremento del carbono edáfico (Rotz, 2018).

El modelo resultó sensible a la disminución y/o aumentos de la carga animal (Figura 11). El incremento de la carga animal determinó una mejora en distinta medida de los indicadores

productivos, económicos y de GEI en los planteos Tr10% y Te10%15m. Los planteos con servicio de 15 meses lograron menores IE que los planteos con 27 meses en los escenarios tradicionales (Figura 11); no obstante, las diferencias en la producción de carne y margen bruto no fueron lo suficientemente contrastantes. En los escenarios tecnificados, se observó el mismo patrón en las IE; no obstante, la mayor producción de carne, margen bruto y reducción de la IE determinan que con un aumento de la carga animal se podría lograr un compromiso adecuado entre estas variables. La relación entre la producción de carne por hectárea y las emisiones de GEI como consecuencia de variaciones en la carga animal ha sido evaluada por distintos autores (Cassey y Holden, 2006; Foley *et al.*, 2011; White *et al.*, 2010; Clarke *et al.*, 2013). Este análisis refleja la importancia de la modelación a nivel de establecimiento cuando se evalúan no solo aspectos productivos, sino también ambientales y económicos en sistemas de producción de carne.

CONCLUSIONES

Los resultados de simulación demostraron que las estrategias de mitigación evaluadas pueden disminuir potencialmente las emisiones por unidad de producto en establecimientos típicos de cría bovina de la Pampa Deprimida. El efecto aditivo de dichas estrategias, implicó mejoras graduales en los resultados productivos y económicos para sistemas tradicionales, mientras que la menor respuesta diferencial obtenida en sistemas tecnificados requeriría la exploración de otras estrategias. Aunque se requiere información experimental complementaria, este estudio provee información de utilidad referida a GEI para decisores políticos y productores, de modo de favorecer mayor promoción/adopción de tecnologías al tener en cuenta su respuesta económica.

BIBLIOGRAFÍA

AACREA. (1990). Normas para medir los resultados económicos en las empresas Agropecuarias. Convenio Asociación Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola (AACREA) Banco RIO. Buenos Aires, Argentina.

Agnusdei, M.G.; Di Marco, O. (2015). Más producción de carne, menos riesgo y más flexibilidad con pasturas perennes en suelos bajos. En Primer Premio Colombo & Magliano 75° Aniversario. Lara Producciones Eds., Buenos Aires, Argentina.

Andreini, E.M.; Place, S.E. (2014). Current approaches of beef cattle systems. Life cycle assessment: A review. Department of Animal Science, Oklahoma State University, White Paper: Sustainability. Cattlemen's Beef Board and National Cattlemen's Beef Association.

- Arbolave, M.R. (2016). Márgenes Agropecuarios. Suplemento Ganadero 2016, Buenos Aires, Argentina.
- Arbolave, M.R. (2017). Márgenes Agropecuarios. Año 33 N° 385, Julio 2017, Buenos Aires, Argentina.
- Arelovich, H.M.; Bravo, R.D.; Martínez, M.F. (2011). Development, characteristics, and trends for beef cattle production in Argentina. *Animal Frontiers* 1, 37-45.
- Arroqui, M.; Rodríguez, J.; Vázquez, H.; Machado, C.; Mateos, C.; Zunino, A. (2015). JASAG: a gridification tool for agricultural simulation applications. *Concurrency and Computation: Practice and Experience* 27(17), 4716-4740.
- 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.
- Beauchemin, K.A.; Janzen, H.H.; McAllister, T.A.; McGinn, S.M. (2011). Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada - Evaluation using farm-based life cycle assessment. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166-167, 663-677.
- Becoña, G.; Ledgard, S.; Wedderburn, E. (2013). A comparison of greenhouse gas emissions from Uruguayan and New Zealand beef systems. *Agrociencia Uruguay* 17, 120-130.
- Becoña, G.; Astigarraga, L.; Picasso, V.D. (2014). Greenhouse gas emissions of beef cow-calf grazing systems in Uruguay. *Sustain. Agri. Res.* 3(2), 89-105.
- Berger, H.; Machado, C.F.; Agnusdei, M.; Cullen, B.R. (2014). Use of a biophysical simulation model (DairyMod) to represent tall fescue pasture growth in Argentina. *Grass and Forage Science* 69, 441-453.
- Berger, H.; Bilotto, F.; Bell, L.; Machado, C.F. (2017). Feedbase intervention in a cow-calf system in the flooding pampas of Argentina: 2. Estimation of the marginal value of additional feed. *Agricultural Systems* 158, 68-77.
- Browne, N.A.; Eckard, R.J.; Behrendt, R.; Kingwell, R.S. (2011). A comparative analysis of on-farm greenhouse gas emissions from agricultural enterprises in south eastern Australia. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166, 641-652.

Cid, M.S.; Ferri, C.M.; Brizuela, M.A.; Sala, O. (2008). Structural heterogeneity and productivity of a tall fescue pasture grazed rotationally by cattle at four stocking densities. *Grassland Science* 54, 9-16.

Cid, M.S.; Fernández Grecco, R.C.; Oesterheld, M.; Paruelo, J.M.; Cibils, A.F.; Brizuela, M.A. (2011). Grass-fed beef production systems of Argentina's flooding pampas. Understanding ecosystem heterogeneity to improve livestock production. *Outlook on Agriculture* 40 (2), 181-189.

Crosson, P.; Shalloo, L.; O'Brien, D.; Lanigan, G.J.; Foley, P.A.; Boland, T.M. (2011). A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166, 29-45.

Chadwick, D.; Sommer, S.; Sven, G.; Thorman, R.; Fanguero, D.; Cardenas, L.; Amon, B., Misselbrook, T. (2011). Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166-167, 514-531.

Chianese, D. S.; Rotz, C.A.; Richard, T.L. (2009). Simulation of carbon dioxide emissions from dairy farms to assess greenhouse gas reduction strategies. *Trans. ASABE* 52, 1301-1312.

Del Prado, A.; Crosson P.; Olesen, J.E.; Rotz, C.A. (2013). Whole-farm models to quantify greenhouse gas emissions and their potential use for linking climate change mitigation and adaptation in temperate grassland ruminant-based farming systems. *Animal* 7(s2), 373-385.

Faverin, C.; Gratton, R.; Machado, C.F. (2014). Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas de producción de carne vacuna de base pastoril. Revisión bibliográfica. *Revista Argentina de Producción Animal* 34 (1), 33-54.

Faverin, C.; Machado, C.F. (2019). Tipología y caracterización de sistemas de cría bovina de la Pampa Deprimida. *Chilean J. Agric. Sci. and Animal Science* 35(1), 3-13.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), and NZAGRC (New Zealand Agricultural Greenhouse Gas Research Centre). (2017). Low-emissions development of the beef cattle sector in Argentina-Reducing enteric methane for food security and livelihoods. Rome, Italy.

Forster, P.; Ramaswamy, V.; Artaxo, P.; Berntsen, T.; Betts, R.; Fahey, D.W.; Haywood, J.; Lean, J.; Lowe, D.C.; Myhre, G.; Nganga, J.; Prinn, R.; Raga, G.; Schulz, M.; Van Dorland, R. (2007). Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. Chapter 2. In Solomon, S.;

Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K.B.; Tignor, M.; Miller, H.L. (eds.) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom/New York, New York, USA, pp. 131-234.

Gerber, P.J.; Steinfeld, H.; Henderson, B.; Mottet, A.; Opio, C.; Dijkman, J.; Falcucci, A.; Tempio, G. (2013). *Hacer frente al cambio climático a través de la ganadería. Evaluación global de las emisiones y las oportunidades de mitigación*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. FAO, Roma, Italia. 129 p.

Godfray, C.J.; Beddington, J.R.; Crute, I.R.; Haddad, L.; Lawrence, D.; Muir, J.F.; Pretty, J.; Robinson, S.; Thomas, S.M.; Toulmin, C. (2010). *Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People*. *Science* 327, 812-818.

Guaita, M.S.; Fernández, H.H. (2011). *Tablas de Composición química de los alimentos para rumiantes*. Ediciones INTA, Balcarce, Argentina. 60 p.

Guinée, J.B.; Gorrée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Koning, A. de; Oers, L.F.C.M. van; Wegener Sleeswijk A.; Suh, S. (2002). *Life cycle assessment. An operational guide to the ISO standards*. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden, The Netherlands.

IPCC. (2006). *IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change, IGES, Cambridge University Press, Cambridge, England.

Lattanzi, F.A.; Mazzanti, A.; Wade, M.H. (2007). *Seasonal animal production of temperate and mediterranean tall fescue cultivars under continuous variable stocking with close control of sward state*. *Australian Journal of Agricultural Research* 58, 203-213.

LART-FAUBA. (2016). *Sistema de Seguimiento Forrajero*, Buenos Aires, Argentina. Disponible en <http://lart.agro.uba.ar/> (Consulta 15 febrero 2018).

Machado, C.F.; Morris, S.T.; Hodgson, J.; Arroqui, M.A.; Mangudo, P.A. (2010). *A web-based model for simulating whole-farm beef cattle systems*. *Computer and Electronics in Agriculture* 74, 129-136.

MAYDS. (2017). *Inventario de Gases de Efecto Invernadero de Argentina*, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Presidencia de la Nación. 36 p. Disponible en: <https://inventariogei.ambiente.gob.ar/files/inventario-nacional-gei-argentina.pdf> (Consultado 15

febrero 2018)

MinAgro. (2015). Caracterización de la Producción Bovina, Buenos Aires – Corrientes – Chaco – Formosa - La Pampa – Misiones. 193 p. Sistema de Monitoreo del Sector de la Carne Bovina. Serie 1. Ministerio de Agroindustria (MinAgro), Presidencia de la Nación, Subsecretaría de Ganadería.

Nguyen, T.T.H.; Doreau, M.; Eugene, M.; Corson, M.S.; Garcia-Launay, F.; Chesneau, G.; van der Werf, H.M.G. (2013). Effect of farming practices for greenhouse gas mitigation and subsequent alternative land use on environmental impacts of beef cattle production systems. *Animal* 7-5, 860-869.

Otondo, J. (2011). Efectos de la introducción de especies megatérmicas sobre características agronómicas y edáficas de un ambiente halomórfico de la Pampa Inundable. Tesis Magister Scientiae de la Universidad de Buenos Aires, Área Recursos Naturales, FAUBA, Argentina.

Petz, K.; Alkemade, R.; Bakkenes, M.; Schulp, C.J.E.; Van Der Velde, M.; Leemans, R. (2014). Mapping and modelling trade-offs and synergies between grazing intensity and ecosystem services in rangelands using global-scale datasets and models. *Global Environmental Change* 29, 223-234.

Picasso, V.D.; Modernel, P.D.; Becoña, G.; Salvo, L.; Gutiérrez, L.; Astigarraga, L. (2014). Sustainability of meat production beyond carbon footprint: a synthesis of case studies from studies from grazing systems in Uruguay. *Meat Sci.* 98, 346–354.

Recavarren, P. (2007). Sorgos diferidos como reserva forrajera invernal en rodeos de cría de la zona de la Depresión de Laprida, Balcarce, Argentina. Disponible en <http://www.agrositio.com/vertex/vertex.php?id=82451&se=36>. (Consulta 28 junio 2018)

Recavarren, P. (2016). La producción agropecuaria en Olavarría, Benito Juárez, Laprida y Gral, La Madrid: evolución y desafíos a futuro. 1a ed, Balcarce, Buenos Aires: Ediciones INTA. Disponible en https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_la_produccion_agropecuaria_en_olavarria_juarez_laprida_la_madrid_2016.pdf (Consulta 15 febrero 2018)

República Argentina. (2005). Inventario de gases de efecto invernadero de la República Argentina - Año 2000. Tomo II. 377 p. Fundación Bariloche, Buenos Aires, Argentina.

Rotz, C.A.; Corson, M.S.; Chianese, D.S.; Montes, F.; Hafner, S.D.; Coiner, C.U. (2012). Integrated farm system model: Reference manual, USDA Agricultural Research Service, University Park, PA. Available at: <https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/80700000/ifsmreference.pdf> (Accessed 15 feb. 2018).

Rotz, C.A. (2018). Modeling greenhouse gas emissions from dairy farms. *Journal of Dairy Science* 101, 1-16.

Waghorn, G.C.; Hegarty, R.S. (2011). Lowering ruminant methane emissions through improved feed conversion efficiency. *Animal Feed Science and Technology* 166–167, 291-301.

Wang, M. (2007). GREET. Version 1.8a. Argonne National Laboratory, Argonne, IL. Available in <http://www.transportation.anl.gov/software/GREET/> (Consulta 15 febrero 2018)

CAPÍTULO 4: DISCUSION GENERAL

En los capítulos previos se realizó una discusión específica de acuerdo a los resultados más relevantes en cada caso. En este capítulo, se rescatarán algunos de ellos, pero procurando avanzar en una discusión transversal, no solo incluyendo los hallazgos más significativos sino considerando particularmente las metodologías empleadas y las implicancias que las mismas tienen para un abordaje más integral del tema estudiado y para la exploración de potenciales estudios complementarios.

El proyecto tuvo como objetivo general la simulación de indicadores bioeconómicos y de gases de efecto invernadero en sistemas de cría vacuna típicos y de mejora tecnológica de la Pampa Deprimida, Provincia de Buenos Aires. Como estrategia instrumental, se requirió incorporarle ecuaciones a un simulador integral bioeconómico de empresas agropecuarias (“*whole farm*”) para poder estimar emisiones de gases de efecto invernadero, de modo de posibilitar la evaluación de la intensidad de emisión/huella de carbono (hasta la tranquera) en los establecimientos simulados. Habitualmente en el transcurso de cualquier proyecto de investigación las preguntas sobre las que se trabaja pueden sufrir cierta evolución, y más en particular en los estudios de modelación (Romera, 2004). En este caso, los ajustes que se realizaron a los objetivos específicos, particularmente a los planteos de intensificación ganaderos, se centraron en precisar las mejoras tecnológicas a evaluar a la luz de evidencias científicas disponibles para la región, tal como es el caso de evaluación de buenas prácticas en pasturas de festuca, tanto en parcelas como en módulos productivos experimentales/demostrativos (INTA, 2013; Bilotto, 2014). En esta tesis se procura complementar y profundizar la visión productiva, socio-económica de manejos recomendados por el INTA (a través de los diferentes programas de acción institucionales) incorporando la cuantificación de GEI por unidad de producto (es decir, en la huella de carbono hasta la tranquera). En este contexto, los objetivos específicos se integraron de la siguiente forma:

- Desarrollar e incorporar un submodelo de simulación ambiental a un modelo bioeconómico existente a nivel de establecimiento (“*whole-farm*”), que permita estimar las emisiones de dióxido de carbono, de metano y de óxido nitroso en sistemas ganaderos de base pastoril (Capítulos 1 y 3).
- Identificar los tipos de establecimientos de cría bovina predominantes (típicos) en la Pampa Deprimida y caracterizarlos mediante indicadores productivos y socio-económicos disponibles (Capítulo 2).

- Simular dinámicamente los indicadores productivos, económicos y de intensidad de emisión (IE) de GEI/huella de carbono (hasta la tranquera) en tipologías contrastantes de los establecimientos de la Pampa Deprimida (Capítulo 3).
- Simular el impacto potencial de incorporar en los tipos de establecimiento utilizados en el objetivo anterior, propuestas tecnológicas recomendadas regionalmente relacionadas al manejo diferencial de pasturas y de la reproducción de vaquillonas (inclusión del 5 y el 10% de la superficie del establecimiento con festuca BPM y anticipación de la época de primer servicio de vaquillonas, pasando de 27 meses a 15 meses con el 10% de festuca BMP) (Capítulo 3).

La fluctuación de las condiciones productivas, económicas y políticas hacen que la ganadería argentina esté expuesta a cambios frecuentes. Uno de los más significativos ha sido el avance en las últimas décadas de la agricultura en la región evaluada, que ha desplazado a la producción de carne vacuna a suelos de menor aptitud (Arelovich *et al.*, 2011; Rearte y Pordomingo 2014). Los rodeos de cría bovina de la Cuenca del Salado y Depresión de Laprida basan su alimentación en pastizales naturales o naturalizados y en menor proporción pastura y/o verdeos, por lo que estos cambios implican desafíos complementarios para la producción de forrajes. En este contexto, han surgido desde el INTA propuestas de mejora de la cría bovina basados en el manejo eficiente de los recursos forrajeros disponibles, con ejemplos de la implementación en módulos experimentales y demostrativos del INTA en la Cuenca del Salado (Colonia Ortiz Basualdo en Las Armas y Manantiales en Chascomús) y con productores en la Depresión de Laprida (Bilotto, 2014). La incorporación de la re cría en los sistemas comerciales de la región es una práctica más frecuente (Tosi, 2017); no obstante, el componente central de la producción de bovinos para carne sigue siendo la cría (Modernel *et al.*, 2016; Tosi 2017). En consecuencia este estudio se focaliza en comprender inicialmente las oportunidades de innovación del componente cría, información que no está disponible para la región. Por lo tanto, los puntos mencionados previamente sustentan la importancia de poder cuantificar integralmente el impacto bioeconómico y en GEI de la adopción potencial de diferentes tecnologías disponibles en la Pampa Deprimida.

En este estudio, la evaluación de la diversidad de los sistemas de cría bovina incorpora el análisis conjunto de la diversidad productiva mediante el análisis de tipologías, su representación mediante el estudio de modelación y la incorporación de buenas prácticas de manejo (BPM) de pasturas basadas en la dinámica de recambio de tejido foliar y al uso eficiente de los recursos

disponibles (Lattanzi, 1998; Agnusdei *et al.*, 2007), que tiene implicancias en la productividad, en la estructura y la calidad nutritiva de la pastura (Insúa *et al.*, 2013, 2016). El módulo demostrativo experimental de la zona de Laprida mencionado previamente, se basó en la aplicación de BPM a pasturas de festuca en un establecimiento comercial para generar información relevante para la transferencia de estas prácticas (Bilotto, 2014). Como ya se mencionó, la evaluación experimental de diversos manejos y sistemas como los identificados, es inabordable desde el punto operativo y de costos (Woodward *et al.*, 2008). La modelación realizada en esta tesis se basa en experiencias previas (ej. Berger *et al.*, 2017) y permitió extrapolar los resultados de estudios de campo a otro tipo de situaciones.

En resumen, en esta tesis resultó crucial el desarrollo de un abordaje metodológico que incluye por un lado la definición productiva y social de sistemas de cría bovina típicos, la representación de ecuaciones aceptadas internacionalmente para las estimaciones de GEI, y la modelación de los sistemas típicos y el análisis de los resultados productivos, socio-económicos y de emisiones de GEI. Adicionalmente, la implementación y evaluación de propuestas de mejora tecnológica recomendadas por el INTA permitió cuantificar escenarios de producción y la evaluación conjunta de los indicadores productivos, económicos y de emisiones de GEI acorde a la hipótesis de trabajo, la cual no fue rechazada.

Tipologías de establecimientos ganaderos en sistemas pastoriles

Los establecimientos de cría bovina del área de estudio incluyen sistemas ganaderos con relativa heterogeneidad (Capítulo 2, Tabla 4), que es una condición que genera alta especificidad en la toma de decisiones y en las soluciones para cada establecimiento (Madry *et al.*, 2013). En consecuencia, la clasificación en grupos homogéneos (Capítulo 2), es una recomendación conveniente y necesaria (Lesschen *et al.*, 2005; Madry *et al.*, 2013). En general, las tipologías a nivel de establecimiento se utilizan para disponer de información de sistemas de producción locales (por ejemplo, Milán *et al.*, 2006; Pardos *et al.*, 2008) o para adaptar políticas de asesoramiento y desarrollo ante la heterogeneidad de productores y sistemas productivos (Landais, 1998; Daskalopoulou y Petrou, 2002). Sin embargo, el uso combinado de tipologías con modelos de simulación (Valbuena *et al.*, 2008; Vayssières *et al.*, 2011) ha ampliado su uso a estudios de desarrollo sostenible y a cambios y planificación en el uso de la tierra (Álvarez-López *et al.*, 2008; Valbuena *et al.*, 2008; Morgan-Davies *et al.*, 2017). Adicionalmente, esta metodología resulta indispensable también para estimar las emisiones de gases de efecto invernadero (Leip *et al.*, 2010; Opio *et al.*, 2013) como el caso de esta tesis.

A menudo la construcción de tipologías se basan, como ocurrió en esta tesis, en encuestas realizadas a nivel de establecimiento que representan una muestra de la población que se va a estudiar (Alemu *et al.*, 2016). A partir de su aplicación, los grupos obtenidos se consideran que constituyen establecimientos aproximadamente homogéneos bajo circunstancias similares para quienes se pueden diseñar y proponer recomendaciones similares (Köbrich *et al.*, 2003). Por lo tanto, la factibilidad de cualquier tecnología requiere ser analizada en el contexto de cada tipo de establecimiento identificado. Un ejemplo de ello es que las recomendaciones adecuadas para los productores tradicionales de escala media (G2, Capítulo 2), enfocadas sobre el manejo del pastoreo y el manejo del campo natural, resultan diferentes a las de las empresas tecnificadas (G1, G3 y G4, Capítulo 2) que usan también pasturas perennes y verdes, con variaciones incluso según la escala de los grupos. Como las tipologías pueden tornarse obsoletas rápidamente según la dinámica de los sistemas (Álvarez *et al.*, 2014), se recomienda su actualización (Landais, 1998; Valbuena *et al.*, 2015). La puesta al día de las tipologías presentadas podría lograrse a través de encuestas similares a las evaluadas (lamentablemente esta evaluación se discontinuó en la Red de Información Agropecuaria, RIAN), a partir del censo agropecuario nacional programado para 2018, o mediante la participación de informantes clave o productores que resulta un método más rápido y menos costoso (Landais, 1998, Álvarez *et al.*, 2014). Estas estrategias en la compilación de información podrían ser complementarias dependiendo del objetivo de estudio e independientes de las necesidades, percepciones e intereses de los involucrados (Álvarez *et al.*, 2014).

La utilización de distintos recursos forrajeros es una estrategia de manejo y de gestión de riesgo para corregir el desbalance estacional (e interanual) entre la oferta y la demanda de forraje por parte del ganado (Chapman *et al.*, 2008; Berger *et al.*, 2017). Estos desajustes pueden moderarse mediante el manejo del rodeo, como por ejemplo modificando la fecha de servicio y la carga animal (Rawsey *et al.*, 2013), ambas estrategias evaluadas en esta tesis. El análisis de tipologías reveló que los grupos 1, 3 y 4 (independientemente del tamaño de los establecimientos) emplearon una gama más amplia de recursos forrajeros (Capítulo 2) que el grupo Tr (Grupo 2). La utilización de recursos forrajeros adaptados y su integración a los sistemas de producción suelen tener un rol esencial en la intensificación y diversificación, con múltiples beneficios no solo productivos, sino económicos y ambientales. Un ejemplo de ello se refleja en los indicadores de distintos sistemas de producción evaluados en el Capítulo 3, donde las estrategias de manejo propuestas permitieron aumentar la carga animal, otorgando un mejor resultado en el caso de los sistemas tecnificados.

Sin embargo, la adopción de tecnologías de producción está influenciada no solo por los recursos disponibles (tierra, trabajo y capital, tamaño y estructura de producción), sino también de las condiciones sociales y económicas de los productores (Solano *et al.*, 2000; Lesschen *et al.*, 2005), un aspecto importante en este estudio es que se incluyeron algunos indicadores socio-económicos. La importancia de su inclusión se evidencia en que éste tipo de indicadores contribuyeron fundamentalmente a la diferenciación entre los grupos (Capítulo 2), que comparten una mayor diversidad de los recursos forrajeros (Grupos 1, 3 y 4). En este contexto, surgen interrogantes interesantes a futuro (que exceden a este tesis), como por ejemplo, si la carga laboral, el lugar de residencia del productor/a, la dedicación o distribución diferencial de su trabajo y de empleado/s deberían ser tenidas en cuenta al momento de las recomendaciones de mejoras tecnológicas (Hostiou y Dedieu, 2009).

La evaluación conjunta de indicadores productivos y socio económicos a nivel de establecimiento de cría bovina de la Pampa Deprimida es una primera aproximación susceptible de ampliación a otros factores no considerados (por ejemplo, edad del productor, nivel de estudios, otros animales o ingresos en el establecimiento, actitud del productor ante el riesgo, etc.) o expandido a escala regional incluyendo problemáticas emergentes en lo que respecta a la sostenibilidad ambiental (Jacobó *et al.*, 2016). Por todo lo expuesto, se destaca que este tipo de análisis constituye una herramienta para capturar la variabilidad de los sistemas de producción y la adecuación de proyectos de desarrollo, mejora de los políticas e innovaciones (Álvarez *et al.*, 2014).

Modelación como herramienta de integración de información experimental a diferentes escalas y de articulación entre investigación y promoción de políticas.

El análisis de sistemas y la modelación matemática complementan y mejoran las capacidades para poner a prueba nuevas hipótesis y análisis de experimentos específicos sobre la innovación de sistemas productivos (Sterk *et al.*, 2006; Del Prado *et al.*, 2013; Martín *et al.*, 2013; Antle *et al.*, 2017; O'Grady *et al.*, 2017). En este sentido, los modelos de simulación actúan como laboratorios de aprendizaje colectivo que pueden contribuir a fomentar la interacción entre la investigación de campo, extensión y la formación interdisciplinaria de recursos humanos (Machado y Berger, 2012; Wolfert *et al.*, 2017).

Las presiones ambientales sobre los sistemas de producción coinciden con las provenientes de los costos/precios, generando una demanda adicional para los grupos de investigación y

extensión para la evaluación integral y promoción de nuevas tecnologías (Snow *et al.*, 2014). En este sentido, la evaluación del impacto de la aplicación de estrategias de manejo sobre el ambiente requiere enfoques exhaustivos y que involucren una exploración de diferentes componentes y sus interacciones, como los que permite la aplicación de modelación matemática (Moore *et al.*, 2014). Los establecimientos representan la unidad donde se toman las decisiones de manejo en la producción agropecuaria (Ahuja *et al.*, 2002), por lo tanto los modelos de simulación a esa escala (*whole-farm*) representan la mejor opción para evaluar oportunidades de mitigación de GEI (Crosson *et al.*, 2011) e identificar brechas de conocimiento (Kebreab *et al.*, 2009). Una fortaleza del modelo mejorado en esta tesis es su capacidad para calcular el resultado económico, lo que permite considerar los beneficios o costos de implementar mejores prácticas de manejo sobre los aspectos productivos y de emisiones de GEI. La adopción de prácticas de manejo será más probable cuando los productores cuenten con evidencias que sustenten que los cambios mejorarán sus metas personales (Pannell *et al.*, 2006), que usualmente resultan una combinación de objetivos productivos, económicos, ambientales y sociales. Por lo tanto, a partir de la simulación de los distintos escenarios se pudieron observar las ventajas y desventajas que pueden existir de las prácticas de manejo propuestas en cuanto a la productividad, los resultados económicos y la reducción de GEI. Por otro lado, destaca el valor estratégico de la modelación como complemento integrador de los trabajos de campo, tal como ha sido mencionado por diversos autores (Crosson *et al.*, 2011; Taylor y Eckard, 2016; Romera *et al.*, 2017; Alemu *et al.*, 2017).

En esta tesis se han identificados sistemas típicos a través del análisis de tipologías (Capítulo 2). A partir de la revisión de ecuaciones y modelos de GEI realizada en el Capítulo 1 y el montaje de ecuaciones en el submodelo de GEI que complementa al SIMUGAN (Machado *et al.*, 2010) (Capítulo 3), se dispuso de una herramienta para explorar propuestas de mejora de éstos sistemas representativos (Capítulo 3). La aplicación de tecnologías recomendadas por los grupos de investigación locales, como por ejemplo, la inclusión de festuca BPM en pequeños módulos en los establecimientos (Agnusdei *et al.*, 2015), permitió adelantar el servicio de las vaquillonas y, en sistemas mejorados aumentar la carga animal (Capítulo 3). Las estrategias tecnológicas planteadas en los sistemas típicos tradicionales y tecnificados permitieron reducir las intensidades de emisión hasta en un 17% con el efecto aditivo con la incorporación de la mayor superficie de festuca BPM (10%) y el adelantamiento de la fecha de servicio cuando se mantuvo la carga animal (Capítulos 2 y 3). El aumento de la carga animal determinó un aumento en las intensidades de emisión de hasta un 6% y de reducciones de hasta un 7,5% cuando se

compararon con el mismo planteo sin aumentos de carga animal; no obstante, las reducciones alcanzaron entre 0 a 12% cuando se compararon con Tr y Te (Capítulo 3). El efecto aditivo de las estrategias evaluadas implicó mejoras graduales en los resultados productivos y económicos que se visualizan más claramente en el sistema tradicional que en el tecnificado a una misma carga animal (Capítulo 3, Figuras 9 y 10). En este sentido, muchas veces se asume que las estrategias de mitigación pueden reducir las IE en todos los sistemas bajo estudio; sin embargo, el impacto de las BPM como estrategia de mitigación de GEI puede variar en relación a las características del sistema de producción bajo estudio, así como las recomendaciones específicas. La información obtenida contribuye a ilustrar la especificidad de tipo de establecimiento de una determinada práctica de mitigación, y por lo tanto la proporción de establecimientos que potencialmente podrían utilizarla y el impacto en la huella de carbono de la carne a nivel regional o nacional.

La identificación y adopción de BPM es considerada como una de las formas de incrementar la productividad y estándares ambientales, dado que promueven el manejo sostenible y mantienen/aumentan la rentabilidad de los establecimientos (Asgedom y Kebreab, 2011). Es así que se evaluaron las posibilidades de aumentos en la productividad y resultado económico, adicionado a las reducciones esperadas en las IE al aplicar BMP. En los sistemas tradicionales con 10% de la superficie destinada a festuca y donde se aplicó el servicio de las vaquillonas a los 15 meses, las reducciones de las IE con respecto a Tr variaron entre 12 (ante aumentos del 15% de la carga animal) a 17% (a igual carga) (Capítulo 3). El porcentaje de reducción en las IE varió entre 11% (ante aumentos del 15% de la carga animal) a 14,6% (a igual carga) si se hacen las mismas comparaciones para Te. No obstante, la aplicación de BPM tuvieron un impacto importante, particularmente en los sistemas tecnificados, en los incrementos en producción de carne (17% a 39,6% con respecto a Te, cuando se evaluaron sistemas con igual carga animal a Te a aquellos con un 15% más de carga) y en el margen bruto (incrementos de 1,5% a 25% con respecto a Te, cuando se evaluaron sistemas con igual carga animal a Te a aquellos con un 15% más de carga). Si bien las tendencias fueron similares en las mismas comparaciones para Tr, los incrementos resultaron menores (Capítulo 3, Tabla 8 y Figura 11).

El desarrollo de la tesis requirió importantes interacciones con referentes en diferentes áreas temáticas, especialistas y la cooperación interinstitucional que brindaron la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNICEN), la Unidad Integrada FCA-INTA Balcarce y su área de influencia, y el INTA Cuenca del Salado. Las actividades desarrolladas estuvieron insertas en proyectos institucionales del INTA y de la UNMDP, tanto en

investigación como en extensión, lo que revela la importancia creciente de este tipo de estudios en los sistemas regionales, donde trasciende la demanda de caracterizaciones que involucren en forma combinada indicadores productivos, socio-económicos y de emisiones de GEI para situaciones locales. Éste y otros estudios de modelación que se llevan a cabo se sitúan en el marco de un acuerdo formalizado en una red interinstitucional de modelación de sistemas agropecuarios de la región Buenos Aires Sur (MODASUR) donde intervienen distintas Instituciones (INTA, UNICEN, UNMDP, CIC –Comisión de Investigaciones Científicas y el Instituto de la Promoción de la Carne Vacuna Argentina, IPCVA). Esta carta acuerdo tiene como propósito "Identificar de forma interinstitucional áreas de vacancia para la ganadería e interactuar para coordinar acciones con distintos equipos institucionales que trabajan en modelación, investigación a campo y transferencia (Machado *et al.*, 2015). Del mismo modo, se fomentó y posibilitó las vinculaciones de cooperación con AgResearch (Nueva Zelanda) a través de una beca obtenida por la tesista al inicio del proyecto, para comenzar a transitar temáticas de GEI, modelos de simulación y la apertura a la evaluación a futuro de otros indicadores ambientales que complementen la visión de sostenibilidad de los sistemas de producción.

Oportunidades de trabajos complementarios

Como ya se mencionó previamente, este trabajo focaliza en los sistemas de cría ya que son considerados los de mayor emisión cuando se analizan toda la cadena de producción (Beauchemin *et al.*, 2010). A modo de ejemplo, Stackhouse-Lawson *et al.* (2012) informan para los sistemas de producción de California que las emisiones de la fase de cría representan entre el 68 al 72% de las emisiones de GEI, mientras que la recría e incluso una fase de feedlot representan el 14 y 17 a 27%, respectivamente. En el presente los sistemas comerciales regionales se han modificado y tienden a incorporar la recría o el ciclo completo (Maresca *et al.*, 2011; Némoz *et al.*, 2013; Tosi, 2017), pero la región permanece siendo predominantemente criadora (Modernel *et al.* 2016) y la comparación de los establecimientos típicos identificados son similares a los boletines económicos trimestrales actualizados del Ministerio de Agroindustria (Arzubi *et al.*, 2018). Distintas preguntas surgen de esta tesis, como por ejemplo que ocurría si los sistemas/lotos fueran aprovechados por el productor para la recría de los terneros ó terminación de los mismos. Estos interrogantes y otros complementarios se encuentran incorporados a trabajos que se realizan en otras tesis del grupo de trabajo (Bilotto *et al.*, en

evaluación)⁸. En este estudio la estimación de la huella de carbono contempló las fuentes de emisión hasta la tranquera del establecimiento, como se mencionó en el Capítulo 1, y esto plantea la posibilidad de realizar estudios complementarios donde se evalué la huella completa durante todo el ciclo de vida de un producto (De Vries y de Boer, 2010)

Las mejoras en la productividad de los sistemas evaluados pueden potencialmente contribuir a la reducción de las intensidades de emisión en sistemas reales (Tabla 8). Asimismo, la intensificación de los sistemas de producción pudo reducir las emisiones por unidad de producto sin un requerimiento excesivo de insumos, y utilizando también tecnologías de procesos (Capítulo 3). La contribución a la mejora del modelo bioeconómico (Machado *et al.*, 2010) realizada en la presente tesis, puede ser expandida a otros estudios (Bilotto *et al.*, en evaluación)⁷ o mediante su aplicación a otras zonas de estudio como Bahía Blanca (Provincia de Buenos Aires) (Fernández Rosso *et al.*, 2018). En consecuencia, la versión actual del modelo mejorado por este trabajo se puede utilizar para estudiar una variedad de problemáticas o preguntas sobre el manejo de sistemas pastoriles de cría bovina, centrándose no sólo en los componentes biofísicos de los establecimientos y aspectos económicos, sino también en la estimación de las emisiones de GEI a nivel de establecimiento.

Adicionalmente, el análisis productivo y económico realizado se enfocó en una evaluación anualizada del sistema de producción (Capítulo 3); no obstante, preguntas adicionales surgen sobre qué sucedería si el mismo sistema se mantuviera (años o décadas), junto con la evaluación de otras alternativas, como por ejemplo distinto régimen de rotaciones o de recursos forrajeros, o considerar la evaluación de sistemas mixtos (agrícola-ganaderos).

Potencial impacto de incluir el secuestro de carbono edáfico y de leguminosas en el análisis

El desarrollo del submodelo de GEI se basó en el enfoque de ciclo de vida, el cual no considera la potencialidad de las remociones de GEI mediante sumideros a nivel de establecimiento, como es el secuestro de carbono (O'Brien *et al.*, 2012). En esta tesis se supuso que el stock de carbono en el suelo permanece constante como lo recomienda el IPCC (2006). Esto podría considerarse como una limitación; no obstante, también la mayoría de los estudios internacionales que involucran estimaciones de GEI a nivel de establecimiento ganadero asumen que el balance de

⁸ Bilotto, F.; Recavarren, P.; Vibart, R.; Machado, C.F. *En evaluación. Modelling the effect of including backgrounding strategies on farm productivity, profitability and methane emission in cow-calf systems from the Flooding Pampas – Argentina. Agricultural Systems (enviado).*

carbono del suelo se encuentra en equilibrio (Crosson *et al.*, 2011; Desjardins *et al.*, 2012; Modernel *et al.*, 2013; Kamali *et al.*, 2016). En general hay pocos de estudios que integran el secuestro de carbono del suelo en el balance de GEI de sistemas ganaderos (Soussana *et al.*, 2007, 2010; Desjardins *et al.*, 2012).

El secuestro de carbono (captura a largo plazo y almacenamiento de carbono de la atmósfera, típicamente como CO₂) es una forma de reducción de las emisiones de GEI. En particular, el carbono orgánico del suelo (COS) se considera importante no sólo porque contribuye a la disminución de la concentración atmosférica de CO₂, sino también porque está relacionado a la calidad y salud del suelo (Villarino *et al.*, 2014).

El horizonte temporal es considerado uno de los problemas más polémicos de la inclusión de cambios en las existencias de COS en estudios de análisis de ciclo de vida (FAO, 2018). Hutchinson *et al.* (2007) asumen que los pastizales y pasturas pueden alcanzar este equilibrio después de 20-40 años dependiendo del tipo de suelo. Otros autores (Conant *et al.*, 2001; Soussana *et al.*, 2004; Follet y Reed, 2010; McSherry y Ritchie, 2013) consideran que los suelos permanentes en pastizales y pasturas pueden tener un rol importante como sumideros de carbono, particularmente cuando se adoptan estrategias mejoradas de pastoreo. En los casos donde el secuestro de carbono se incluyó se han mencionado reducciones entre 10 a 43% en las emisiones a nivel de establecimiento (Phetteplace *et al.*, 2001; Basarab *et al.*, 2012; Lupo *et al.*, 2013; Alemu *et al.*, 2017) o en algunos casos llegaron a compensar las emisiones y convertirlos en sumidos netos de GEI (Liebig *et al.*, 2010; Beauchemin *et al.*, 2011; Dick *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2015).

Es importante destacar que la inclusión del COS en los inventarios de GEI es un tema de discusión. El COS representa un equilibrio dinámico entre ganancias y pérdidas (Lal, 2004), donde el suelo puede variar de sumidero a fuente de emisión dependiendo del clima, manejo, tipo de suelo e hidrología y donde factores como la alteración del suelo, la degradación de la vegetación, los incendios, la erosión, la escasez de nutrientes y el déficit hídrico pueden conducir a una pérdida rápida del COS (Oertel *et al.*, 2016). Los cambios en el C en el suelo se producen gradualmente y, finalmente, alcanzan un valor de equilibrio que se relaciona con las entradas anuales de C en el suelo equilibradas con las pérdidas (Cowie *et al.*, 2012). La tasa de incremento del COS a través de cambios del uso de la tierra y adopción de prácticas de manejo recomendadas, sigue una curva sigmoidea, alcanzando un máximo entre los 5 y 20 años después de la adopción de prácticas y continua hasta alcanzar un estado de equilibrio (Lal, 2004). Otro desafío involucra también la estimación de cuanto del carbono secuestrado podría volver a liberarse (Cowie *et al.*, 2012). Por lo tanto, cuanto carbono puede ser secuestrado y cuál es el

impacto sobre las emisiones de GEI es aún objeto de debate, debido en gran medida a su importante variación (Jones y Donnelly, 2004; Soussana *et al.*, 2010).

A partir de las intensidades de emisión promedio generados en ese tesis, se realizó un ejercicio teórico como una primera aproximación para dimensionar a partir de datos bibliográficos, la potencialidad de reducción de las emisiones asociables a secuestro de carbono (Tabla 9). Se consideraron tasas de secuestro de carbono de los suelos de Uruguay utilizadas por Picasso *et al.* (2014) para un análisis de sensibilidad. Los valores extremos planteados por Picasso *et al.* (2014) fueron de 100 y 600 Kg C/ha/año (equivalente a 367 y 2200 CO₂/ha/año). Estos autores plantean que el secuestro de carbono en suelos en clima templado húmedo con mejoras en el manejo del pastoreo y también en rotaciones de cultivos sin labranza se encontrarían entre 200 a 600 Kg C/ha/año (Lal *et al.* 2004), y los valores para pasturas sin rotación en Uruguay entre 391 a 445 kg C/ ha/año para un período de 8 años (Salvo, 2014). En nuestro caso (Tabla 9), la reducción de las emisiones de GEI suponiendo 100 C/ha/año de captura de carbono sería en promedio de hasta un 21,5% para todos los sistemas, mientras que el supuesto de 600 C/ha/año de secuestro de carbono sería en promedio de 135% (Tabla 9). Picasso *et al.* (2014) mencionan que la reducción para los sistemas ganaderos de Uruguay sería de 17 y 103% para las propuestas de secuestro de 100 y 600 C/ha/año, respectivamente. Esto implicaría, al igual que mencionan estos autores, que podrían darse situaciones donde los sistemas pecuarios pueden convertirse en sumideros netos de GEI. Este cálculo es una simplificación de lo que puede suceder en sistemas reales, pero enfatiza la necesidad de datos locales y de estimaciones específicas para nuestros sistemas de producción. En la región objeto de estudio en esta tesis se cuenta con información escasa y puntual sobre el COS para los sistemas ganaderos en estudios a corto y largo plazo. Este indicador fue evaluado en forma preliminar módulos de cría intensiva de la Cuenca del Salado, donde los lotes con historia de laboreo (independiente de la carga animal) tuvieron menores valores ($43,00 \pm 3,54$ g/kg carbono orgánico total) que aquellos provenientes de pastura o campo natural con animales en pastoreo ($48,4 \pm 3,99$ g/kg carbono orgánico total) (Faverin *et al.*, 2016). Adicionalmente, las comparaciones de COS requieren niveles de referencia, es decir una definición de este parámetro previo a la implementación de determinadas prácticas de manejo y su efecto sobre el stock y dinámica del COS. Simulaciones de COS en un sistema ganadero típico de la Pampa Deprimida (vegetación nativa) y uno con manejo “mejorado” (con adición de fosforo y rotación pasturas-leguminosas) de la Pampa Deprimida muestran mejoras de las existencias de C en casi 160 kg C/ha/año en este último sistema, incluso cuando se pastorean a alta carga animal (FAO, 2018). Estas conclusiones son promisorias, no obstante, los autores mencionan que este tipo de enfoque

debería complementarse con una evaluación del ciclo de vida, de manera de tener en cuenta otros flujos de GEI asociados.

Tabla 9. Emisiones totales (kg CO₂/ha/año), intensidades de emisión (kg CO₂/kg PV) y porcentaje de reducción considerando situaciones teóricas de secuestro de carbono del suelo y uso de *Lotus tenuis* consociado con festuca.

Escenario	Emisiones totales (kg CO ₂ eq. /ha/año)	Intensidad emisión (kg CO ₂ eq./kg PV) en escenarios base y porcentajes de reducción de IE (%)
Escenario A: Promedio de escenario tradicional y sus alternativas de intensificación	1639	18,35 ^a
Escenario A considerando captura de carbono (100 kg C/ha/año)^b	1272	21,5%
Escenario A considerando captura de carbono (600 kg C/ha/año)^c	-561	135%
Escenario B: Promedio de escenario tecnificado y sus alternativas de intensificación	2017	18,05 ^a
Escenario B considerando captura de carbono (100 kg C/ha/año)^b	1650	19,1%
Escenario B considerando captura de carbono (600 kg C/ha/año)^c	-183	128%
Incorporación de <i>Lotus tenuis</i> en pasturas de festuca en escenarios tradicionales y sus alternativas de intensificación^d	1694	1,06 %
Incorporación de <i>Lotus tenuis</i> en pasturas de festuca en escenarios tecnificados y sus alternativas de intensificación^d	2055	2,10 %

a. Promedio de intensidades de emisión; ^{b,c} Se asumió que el carbono del suelo estaba en condiciones de equilibrio para los recursos forrajeros (Picasso *et al.*, 2014); ^d Se asume que *Lotus tenuis* es implantado junto con los escenarios con un 5 o 10% de festuca, sin cambiar las condiciones de producción de materia seca y calidad, y que no se realizó la fertilización nitrogenada con urea, la cual se compensa con la fijación biológica del *Lotus* (valor máximo: 49 kg N/ha/año, Refi y Escuder, 1998)

La aplicación de mejores prácticas de manejo tal como las propuestas podría determinar un mejor manejo de los establecimientos, inducir cambios en las comunidades vegetales del pastizal

y, con el tiempo, podrían tener efectos secundarios en la tasa de captura de carbono y en la capacidad general de suelo (Liebig *et al.*, 2005). Por consiguiente, se esperaría que mejores prácticas contribuyan a mejorar la resiliencia climática, a reducir las intensidades de GEI (no solo por mayor absorción sino por su impacto en la eficiencia del sistema) y, eventualmente, a reducir la necesidad de fertilizantes nitrogenados sintéticos a un nivel dado de producción de pasturas y cultivos. El grupo de trabajo se encuentra trabajando en la modelación de carbono en sistemas pastoriles, a partir de la expansión de la calibración del componente de pastura del modelo biofísico Dairymod (Berger *et al.*, 2014; Berger *et al.*, 2017), pero focalizando en subcomponente carbono orgánico del suelo (Johnson *et al.*, 2008). A futuro se prevé poseer un submodelo mejorado donde se incluya un módulo que represente flujos de existencias de carbono como resultado del uso diferente de la tierra, y particularmente enfatizar en sistemas con diferente stock de carbono. La inclusión en estudios a futuro de las rotaciones entre cultivos y en pastoreo en el largo plazo como factores que pueden evitar la compactación del suelo, la erosión y la degradación pueden también resultar interesantes.

Otras preguntas que surgen/trascienden a partir de los resultados obtenidos están relacionadas con los beneficios potenciales de la utilización de leguminosas como el *Lotus tenuis*, especie introducida pero que se encuentra adaptada a las condiciones de alcalinidad y a los períodos de inundación a largo plazo que ocurren en la región. Un ejercicio teórico sobre el efecto de la inclusión de *L. tenuis* junto con los escenarios de mejora tecnológicos propuestos en esta tesis indican que la reducción en de las IE serían de hasta un 2%, atribuible a la exclusión de la fertilización nitrogenada (Tabla 9). Queda planteado el interrogante de que probablemente bajo otro tipo de planteos y otras condiciones la reducción podría ser mayor, dado que las leguminosas tienen un rol significativo en la mejora del secuestro de carbono del suelo por la mejora en la productividad (Soussana *et al.*, 2004). Asimismo, su utilización podría otorgar beneficios adicionales en la fijación de nitrógeno (y tal vez reducciones en las emisiones de N₂O, si la fijación biológica reemplaza la necesidad de fertilizantes N) y la producción de alimento para el ganado con alto contenido de proteína.

CONCLUSIONES

El uso del análisis de conglomerados donde se incluyeron 45 variables productivas y socioeconómicas (cualitativas y cuantitativas) permitió identificar 4 (cuatro) grupos de establecimientos de los sistemas de cría bovina en la Pampa Deprimida, confirmando la información de base disponible. Este análisis posibilitó el estudio complementario de los

beneficios potenciales de la mejora en la eficiencia de los sistemas ganaderos identificados, y un punto de partida para adaptarlo a otro tipo de producciones. Desde un punto de vista metodológico combinar el análisis de tipología y el modelado biofísico, económico y de GEI fue útil para evaluar prácticas ganaderas recomendadas productivamente (pasturas BPM, adelantar la edad al primer servicio de las vaquillonas y aumentar la carga animal) y sus repercusiones en uno de los aspectos ambientales controversiales como son las emisiones de GEI. La comparación entre Tr y Te y las propuestas de intensificación determinaron IE que variaron según el nivel de intensificación de forma similar (entre 16,4 y 19,9 kg CO₂eq kg PV⁻¹). El efecto aditivo de la incorporación de festuca a un 10% de la superficie con el adelanto de la edad al primer servicio de las vaquillonas permitió reducir la IE hasta un 17% e incrementar la producción de carne hasta en un 23%. No obstante, el margen bruto se incrementó hasta un 17% cuando se intensificó Tr, pero sólo 1,5% para Te. La propuesta de incrementar la carga animal en un 15% con respecto a los escenarios originales determinó una reducción de las IE de hasta el 12%, e incrementos de hasta 31% en la producción de carne. En este caso, se observó hasta un incremento del 25% en el en el margen bruto con respecto a Tr y Te. Estos resultados indican que es posible reducir en gran medida las IE del los sistemas de cría bovina mediante la adopción de BPM. Las prácticas evaluadas se asociaron con una mayor productividad; no obstante, un mayor beneficio económico se logró a mayor carga animal. Estos resultados sugieren que es necesario realizar la evaluación conjunta de indicadores productivos, económicos y ambientales para realizar recomendaciones de adopción de tecnología. El modelo de simulación mejorado en esta tesis brinda la posibilidad de análisis complementarios utilizándolo individualmente, o en articulación con otros modelos de simulación para la evaluación de otras estrategias u otros sistemas de producción. Un ejemplo de ello podrían ser trabajos donde se incorpore la recría o se evalúe el ciclo completo, se prueben otros recursos forrajeros (i.e. leguminosas), y se considere el secuestro de carbono que realizarían el campo natural y las pasturas y su impacto en la posible el balance de GEI de los sistemas de producción. Los resultados de esta tesis ofrecen evidencias iniciales de utilidad para futuras actividades de investigación y transferencia tecnológica.

BIBLIOGRAFÍA

Agnusdei, M.; Assuero, S.G.; Fernández Grecco, R.C.; Cordero, J.J.; Burghi, V.H. (2007). Influence of sward condition on leaf tissue turnover in tall fescue and tall wheatgrass swards under continuous grazing. *Grass and Forage Science* 62, 55-65.

Agnusdei, M.G.; Di Marco, O. (2015). Más producción de carne, menos riesgo y más flexibilidad con pasturas perennes en suelos bajos. En: Primer Premio Colombo & Magliano 75° Aniversario. Lara Producciones Eds.

Ahuja, L.R.; Ma, L.; Howell, T.A. (2002). Whole system integration and modeling - Essential to agricultural science and technology in the 21st Century. In: Agricultural System Models in Field Research and Technology Transfer. Lewis Publishers: Boca Raton, London, New York, Washington D.C. pp. 1-7.

Alemu, A.W.; Amiro, B.D.; Bittman, S.; MacDonald, D.; Ominski, K.H. (2016). A typological characterization of Canadian beef cattle farms based on a producer survey. *Can. J. Anim. Sci.* 96, 187-202.

Alemu, A.W.; Amiro, B.D.; Bittman, S.; MacDonald, D.; Ominski, K.H. (2017). Greenhouse gas emission of Canadian cow-calf operations: A whole-farm assessment of 295 farms. *Agricultural Systems* 151, 73–83.

Alvarez, S.; Paas, W.; Descheemaeker, K.; Tittonell, P.; Groot, J.C.J. (2014). Construcción de tipologías, una forma de manejar la diversidad de las fincas: directrices generales para Humidtropics. Informe para el Programa de Investigación de CGIAR sobre Sistemas de los Trópicos Húmedos. Grupo de Ciencias de las Plantas, Universidad de Wageningen, Países Bajos.

Álvarez-López, C.J.; Riveiro-Valiño, J.A.; Marey-Pérez, M.F. (2008). Typology, classification and characterization of farms for agricultural production planning. *Spanish Journal of Agricultural Research* 6(1), 125-136.

Antle, J.M.; Jones, J.W.; Rosenzweig, C.E. (2017). Next generation agricultural system data, models and knowledge products: Introduction. *Agricultural Systems* 155, 186–190

Arelovich, H.M.; Bravo, R.D.; Martínez, M.F. (2011). Development, characteristics, and trends for beef cattle production in Argentina. *Animal Frontiers* 1- 2, 37-45.

Asgedom, H.; Kebreab, E. (2011). Beneficial management practices and mitigation of greenhouse gas emissions in the agriculture of the Canadian Prairie: a review. *Agronomy Sust. Developm.* 31, 433–451

Arzubi, A.; Vidal, R.; Moares, J. (2018). Resultados económicos ganaderos. Informe trimestral. Número 25 / Marzo 2018. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. Ministerio de Agroindustria. Presidencia de la Nación. 85 p.

Basarab, J.; Baron, V.; López-Campos, O.; Aalhus, J.; Haugen-Kozyra, K.; Okine, E. (2012). Greenhouse gas emissions from calf- and yearling-fed beef production systems, with and without the use of growth promotants. *Animals* 2, 195-220.

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(6), 371-379.

Beauchemin, K.A.; Janzen, H.H.; Little, S.M.; McAllister, T.A.; McGinn, S.M. (2011). Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada – evaluation using farm-based life cycle assessment. *Anim. Feed. Sci. Tech.* 166–167, 663–677.

Berger, H.; Machado, C.F.; Agnusdei, M.; Cullen, B.R. (2014). Use of a biophysical simulation model (DairyMod) to represent tall fescue pasture growth in Argentina. *Grass and Forage Science* 69, 441-453.

Berger, H.; Bilotto, F.; Bell, L.; Machado, C.F. (2017). Feedbase intervention in a cow-calf system in the flooding pampas of Argentina: 2. Estimation of the marginal value of additional feed. *Agricultural Systems* 158, 68-77.

Bilotto, F. (2014). Manejo ecofisiológico de pasturas de festuca para una ganadería de alto rendimiento. Tesina de la Orientación Producción de Bovinos de Carne. Facultad de Ciencias Veterinarias – UNCPBA – Tandil, 68 p.

Conant, R.T.; Paustian, K.; Elliott, E.T. (2001). Grassland management and conversion into grassland: effect on soil carbon. *Ecological Applications* 11(2), 343–355

Cowie, A.; Eckard, R.; Eady, S. (2012). Greenhouse gas accounting for inventory, emissions trading and life cycle assessment in the land-based sector: a review. *Crop & Pasture Science* 63, 284–296.

Crosson, P.; Shalloo, L.; O'Brien, D.; Lanigan, G.L.; Foley, P.A.; Boland, T.M.; Kenny, D.A. (2011). A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166-167, 29–45.

- Chapman, D.F., Kenny, S.N., Beca, D.; Johnson I.R. (2008). Pasture and forage crop systems for non-irrigated dairy farms in southern Australia. 2. Inter-annual variation in forage supply, and business risk. *Agricultural Systems* 97, 126–138.
- Daskalopoulou, I.; Petrou, A. (2002). Utilising a farm typology to identify potential adopters of alternative farming activities in Greek agriculture. *Journal of Rural Studies* 18, 95-103.
- Desjardins, R.L.; Worth, D.E.; Vergé, X.P.C.; Maxime, D.; Dyer, J.; Cerkowniak, D. (2012). Carbon footprint of beef cattle. *Sustainability* 4, 3279-3330.
- Del Prado, A.; Crosson, P.; Olesen, J.E.; Rotz, C.A. (2013). Whole-farm models to quantify greenhouse gas emissions and their potential use for linking climate change mitigation and adaptation in temperate grassland ruminant-based farming systems. *Animal* 7:s2, 373-385.
- De Vries, M.; de Boer, I. (2010). Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science* 128 (1-3), 1-11.
- Dick, M.; Abreu da Silva, M.; Dewes, H. (2015). Mitigation of environmental impacts of beef cattle production in southern Brazil. Evaluation using farm-based life cycle assessment. *J. Cleaner Prod.* 87, 58-67.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2018). Measuring and modelling soil carbon stocks and stock changes in livestock production systems – Guidelines for assessment (Draft for public review). Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. FAO, Rome, Italy. 203 p.
- Faverin, C.; Picone, L.; Ressia, M.A.; Jankovic, V.V.; Melani, E.; Maresca, S. (2016). Indicadores de calidad edáfica en sistemas intensivos de cría bovina en la Pampa Deprimida (Argentina). 39° Congreso Argentino de Producción Animal, Tandil (Argentina). *Revista Argentina de Producción Animal* 36 (Supl. 1), 82.
- Fernández Rosso, C.; Lauric, A.; De Leo, G.A.; Bilotto, F.; Torres Carbonell, C.; Machado, C.F. (2018). Modelación productiva, económica y emisión de metano en sistemas de cría vacuna de Bahía Blanca y Coronel Rosales. *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA)* 44 (2), 129-135.
- Follett, R.F.; Reed, D.A. (2010). Soil Carbon Sequestration in Grazing Lands: Societal Benefits and Policy Implications. *Rangeland Ecology & Management* 63, 4–15.

- Hostiou, N.; Dedieu, B. (2012). A method for assessing work productivity and flexibility in livestock farms. *Animal* 6:5, 852-862.
- Hutchinson, J.J.; Campbell, C.A.; Desjardins, R.L. (2007). Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. *Agricultural and Forest Meteorology* 142(2-4), 288-302.
- Insúa, J.R.; Di Marco, O.N.; Agnusdei, M.G. (2013). Calidad nutritiva de láminas de “festuca alta” (*Festuca arundinacea* Schreb) en rebrotes de verano y otoño. *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA)* 39, 267-272.
- Insúa, J.R.; Agnusdei, M.G.; Machado, C.F.; Berger, H. (2016). Modelación de la calidad nutritiva de pasturas defoliadas. *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA)* 42, 317-323.
- INTA. (2013). BASUR 1272101 Proyecto regional con enfoque territorial centro oeste. (INTA: Olavarría, Lamadrid, Laprida, Benito Juárez).
- IPCC. (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. In H. S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, & K. Tanabe (Eds.), Japan: (Hayama: IGES).
- Jacobo, E.; Rodríguez, A.; González, J.; Gollucio, R. (2016). Efectos de la intensificación ganadera sobre la eficiencia en el uso de la energía fósil y la conservación del pastizal en la cuenca baja del río Salado, provincia de Buenos Aires, Argentina. *AGRISCIENTIA* 33 (1), 1-14.
- Johnson, I.R.; Chapman, D.F.; Snow, V.O.; Eckard, R.J.; Parsons, A.J.; Lambert, M.G.; Cullen, B.R. (2008). DairyMod and EcoMod: biophysical pasture-simulation models for Australia and New Zealand. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48, 621–631
- Jones, M.B.; Donnelly, A. (2004). Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytol.* 164, 423-439.
- Kamali, F.P.; van der Linden, A.; Meuwissen, M.P.M.; Malafaia, G.C.; Oude Lansink, A.G.J.M.; de Boer, I.J.M. (2016). Environmental and economic performance of beef farming systems with different feeding strategies in southern Brazil. *Agricultural Systems* 146, 70–79.
- Kebreab, E.; Dijkstra, J.; Bannink, A.; France, J. (2009). Recent advances in modeling nutrient utilization in ruminants. *Journal of Animal Science* 87, E111-E122.

- Köbrich, C.; Rehman, T.; Khan, M. (2003). Typification of farming systems for constructing representative farm models: two illustrations of the application of multivariate analyses in Chile and Pakistan. *Agricultural Systems* 76, 141-157.
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304 (5677), 1623-1627.
- Landais, E. (1998). Modelling farm diversity: new approaches to typology building in France. *Agricultural Systems* 58(4), 505- 527.
- Lattanzi, F.A. (1998). Efecto de la fertilización nitrogenada sobre el crecimiento de festucas de tipo templado y mediterráneo, Programa de Posgrado en Ciencias Agrarias - Curso de Posgrado en Producción Animal. Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP), Balcarce. 161 p.
- Leip, A.; Weiss, F.; Wassenaar, T.; Perez, I.; Fellmann, T.; Loudjani, P.; Tubiello, F.; Grandgirard, D.; Monni, S.; Biala, K. (2010). Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS)-final report. European Commission, Joint Research Centre.
- Lesschen, J.P.; Verburg P.H.; Staal, S.J. (2005). Statistical methods for analyzing the spatial dimension of changes in land use and farming systems. LUCC Report Series No. 7.
- Liebig, M.A.; Morgan, J.A.; Reeder, J.D.; Ellert, B.H.; Gollany, H.T.; Schuman, G.E. (2005). Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agricultural practices in northwestern USA and western Canada. *Soil and Tillage Research* 83(1), 25–52.
- Liebig, M.A.; Gross, J.R.; Kronberg, S.L.; Phillips, R.L.; Hanson, J.D. (2010). Grazing management contributions to net global warming potential: a long-term evaluation in the Northern Great Plains. *J. Environ. Qual.* 39, 799–809
- Lupo, C.D.; Clasy, D.E.; Benning, J.L.; Stone, J.J. (2013). Life-cycle assessment of the beef cattle production system for the Northern Great Plains, USA. *J. Environ. Qual.* 42, 1386-1394.
- Machado, C.F.; Morris, S.T.; Hodgson, J.H.; Arroqui, M.A.; Mangudo, P.A. (2010). A web-based model for simulating whole-farm beef cattle systems. *Computers and Electronics in Agriculture* 74 (1), 129-136.
- Machado, C.F.; Berger, H. (2012). Uso de modelos de simulación para asistir decisiones en sistemas de producción de carne. *Revista Argentina de Producción Animal* 32 (1), 87-105.

- Machado, C.F.; Bilotto, F.; Berger, H.; Mangudo, P.; Arroqui, M. (2015). Evaluación de oportunidades de innovación de sistemas productivos de carne bovina con modelos de simulación, XXIV Congreso de la Asociación Latinoamericana de Producción Animal y XL Congreso de la Sociedad Chilena de Producción Animal, Sochipa. A. G., Puerto Varas, Chile, pp. 69-73.
- Madry, W.; Mena, Y.; Roszkowska-Madra, B.; Gozdowski, D.; Hryniewski, R.; Castel, J.M. (2013). An overview of farming system typology methodologies and its use in the study of pasture-based farming system: a review. *Spanish Journal of Agricultural Research* 11(2), 316-326.
- Maresca, S.; Quiroz García, J.; Plorutti, F. (2011). Eficiencia reproductiva en rodeos de cría de la Cuenca del Salado. Ediciones INTA, Centro Regional Buenos Aires Sur, Estación Experimental Agropecuaria Cuenca del Salado, Rauch, Argentina. 55 p.
- Martin, G.; Martin-Clouaire, R.; Duru, M. (2013). Farming system design to feed the changing world. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 33,131–149
- McSherry, M.E.; Ritchie, M.E. (2013). Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. *Global Change Biology* 19, 1347–1357
- Milán, M.J.; Bartolomé, J.; Quintanilla, R.; Garcia-Cachan, M.D.; Espejo, M.; Herraiz, P.L.; Sanchez-Recio, J.M.; Piedrafita, J. (2006). Structural characterisation and typology of beef cattle farms of Spanish wooded rangelands (dehesas). *Livestock Science* 99, 197-209.
- Modernel, P.; Astigarraga, L.; Picasso, V. (2013). Global versus local environmental impacts of grazing and confined beef production systems. *Environ. Res. Lett.* 8, 1-10.
- Modernel, P.; Rossing, W.A.H.; Corbeels, M.; Dogliotti, S.; Picasso, V.; Tiftonell, P. (2016). Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environ. Res. Lett.* 11, 1-22.
- Moore, A.D.; Eckard, R.J.; Thorburn, P.J.; Grace, P.R.; Wang, E.; Chen, D. (2014). Mathematical modelling for improved greenhouse gas balances, agro-ecosystems and policy development: lessons from the Australian experience. *WIREs Climate Change* 5, 735-752.

Morgan-Davies, C.; Wilson, R.; Waterhouse, T. (2017). Impacts of farmers' management styles on income and labour under alternative extensive land use scenarios. *Agricultural Systems* 155, 168–178.

Némoz, J.P.; Giancola, S.I.; Bruno, M.S.; De La Vega, M.B.; Calvo, S.; Di Giano, S.; Rabaglio, M.D. (2013). Causas que afectan la adopción de tecnología en la ganadería bovina para carne de la Cuenca del Salado: enfoque cualitativo. Estudios socioeconómicos de la adopción de tecnología N° 5, Ediciones INTA, Buenos Aires.

O'Brien, D.; Shalloo, L.; Patton, J.; Buckley, F.; Grainger, C.; Wallace, M. (2012). Evaluation of the effect of accounting method, IPCC v. LCA, on grass-based and confinement dairy systems' greenhouse gas emissions. *Animal* 6:9, 1512–1527.

Oertel, C.; Matschullat, J.; Zurba, K.; Zimmermann, F.; Erasmi, S. (2016). Greenhouse gas emissions from soils -A review. *Chemie der Erde* 76, 327–352.

O'Grady, M.J.; O'Hare, G.M.P. (2017). Modelling the smart farm. *Information Processing in Agriculture* 4, 179–187

Opio, C.; Gerber, P.; Mottet, A.; Falcucci, A.; Tempio, G.; MacLeod, M.; Vellinga, T.; Henderson, B.; Steinfeld, H. (2013). Greenhouse gas emissions from ruminant supply chains – A global life cycle assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.

Pannell, D.J.; Marshall, G.R.; Barr, N.; Curtis, A.; Vanclay, F.; Wilkinson, R. (2006). Understanding and promoting adoption of conservation practices by rural landholders. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 46(11), 1407-1424.

Pardos, L.; Maza, M.T.; Fantova, E.; Sepulveda, W. (2008). The diversity of sheep production systems in Aragon (Spain): characterisation and typification of meat sheep farms. *Span. J. Agric. Res.* 6(4), 497-507.

Phetteplace, H.W.; Johnson, D.E.; Seidl, A.F. (2001). Greenhouse gas emissions from simulated beef and dairy livestock systems in the United States. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 60, 99-102.

Picasso, V.D.; Modernel, P.D.; Becoña, G.; Salvo, L.; Gutiérrez, L.; Astigarraga, L. (2014). Sustainability of meat production beyond carbon footprint: a synthesis of case studies from studies from grazing systems in Uruguay. *Meat Sci.* 98, 346–354.

- Rawnsley, R.P.; Chapman, D.F.; Jacobs, J.L.; Garcia, S.C.; Callow, M.N.; Edwards, G.R.; Pembleton, K.P. (2013). Complementary forages – integration at a whole-farm level. *Animal Production Science* 53 (9), 976-987.
- Rearte, D.H.; Pordomingo, A.J. (2014). The relevance of methane emissions from beef production and the challenges of the Argentinean beef production platform. *Meat Science* 98(3), 355-360.
- Refi, R.O.; Escuder, C.J. (1998). Nitrogen fixation by *Trifolium repens* and *Lotus tenuis*-based pastures in the Flooding Pampa, Argentina. *Agronomie, EDP Sciences* 18 (4), 285-297.
- Romera, A.J. (2004). Simulation of cow-calf systems in the Salado Region of Argentina. PhD Thesis in Animal Science, Massey University, Palmerston North, New Zealand. 174 p.
- Romera, A.J.; Doole, G.J.; Beukes, P.C.; Mason, N.; Mudge, P.L. (2017). The role and value of diverse sward mixtures in dairy farm systems of New Zealand: An exploratory assessment. *Agricultural Systems* 152, 18-26.
- Salvo, L. (2014). Fluxos e balanço de gases de efeito estufa em solo do Uruguai afetado por sistemas de manejo. Universidade Federal Do Rio Grande Do Sul (Tese doutorado).
- Snow, V.O.; Rotz, C.A.; Moore, A.D.; Martin-Clouaire, R.; Johnson, I.R.; Hutchings, N.J.; Eckard, R.J. (2014). The challenges – and some solutions – to process-based modelling of grazed agricultural systems. *Environmental Modelling & Software* 62, 420-436.
- Solano, C.; Bernués, A.; Rojas, F.; Joaquín, N.; Fernández, W.; Herrero, M. (2000). Relationships between management intensity and structural and social variables in dairy and dual-purpose systems in Santa Cruz Bolivia. *Agricultural Systems* 65, 159-177.
- Soussana, J.F.; Loiseau, P.; Vuichard, N.; Ceschia, E.; Balesdent, J.; Chevallier, T.; Arrouays, D. (2004). Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use Manag.* 20, 219–230.
- Soussana, J.F.; Allard, V.; Pilegaard, K.; Ambus, P.; Amman, C.; Campbell, C.; Ceschia, E.; Clifton-Brown, J.; Czobel, S.; Domingues, R.; Flechard, C.; Fuhrer, J.; Hensen, A.; Horvath, L.; Jones, M.; Kasper, G.; Martin, C.; Nagy, Z.; Neftel, A.; Raschi, A.; Baronti, S.; Rees, R.M.; Skiba, U.; Stefani, P.; Manca, G.; Sutton, M.; Tuba, Z.; Valentini, R. (2007). Full accounting of

the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121, 121- 134.

Soussana, J.; Tallec, T.; Blanfort, V. (2010). Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* 4 (3), 334–350.

Stackhouse-Lawson, K.R.; Rotz, C.A.; Oltjen, J.W.; Mitloehner, F.M. (2012). Carbon footprint and ammonia emissions of California beef production systems. *Journal of Animal Science* 90, 4641-4655.

Sterk, B.; van Ittersum, M.K.; Leeuwis, C.; Rossing, W.A.H.; van Keulen, H.; van de Ven, G.W.J. (2006). Finding niches for whole-farm design models-contradictio in terminis? *Agricultural Systems* 87 (2), 211-228.

Taylor, C.; Eckard, R. (2016). Comparative analysis of greenhouse gas emissions from three beef cattle herds in a corporate farming enterprise. *Animal Production Science* 56, 482-494.

Tosi, J.C. (2017). Análisis económico de un sistema característico ganadero de la Depresión de Laprida. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Disponible en: https://inta.gob.ar/sites/default/files/sistema_ganadero_olavarria_500ha_05_2017.pdf

Valbuena, D.; Verburg, P.H.; Bregt, A.K. (2008). A method to define a typology for agent-based analysis in regional land-use research. *Agric. Ecosyst. Environ.* **128** (1–2), 27–36.

Valbuena, D.; Groot, J.; Mukalama, J.; Gérard, B.; Tittonell, P. (2015). Improving rural livelihoods as a “moving target”: trajectories of change in smallholder farming systems of Western Kenya. *Regional Environmental Change* 15(7), 1395-1407.

Vayssières, J.; Vigne, M.; Alary, V.; Lecomte, P. (2011). Integrated participatory modelling of actual farms to support policy making on sustainable intensification. *Agricultural Systems* 104, 146-161.

Villarino, S.H.; Studdert, G.A.; Laterra, P.; Cendoya, M.G. (2014). Agricultural impact on soil organic carbon content: Testing the IPCC carbon accounting method for evaluations at county scale. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 185,118–132

Wang, T.; Teague, W.R.; Park, S.C.; Bevers, S. (2015). GHG mitigation potential of different grazing strategies in the United States southern Great Plains. *Sustainability* **7**, 13500-13521.

Wolfert, S.; Ge, L.; Verdouw, C.; Bogaardt, M-J. (2017). Big Data in Smart Farming – A review. *Agricultural Systems* 153, 69-80.

Woodward, S.J.R.; Romera, A.J.; Beskow, W.B.; Lovatt, S.J. (2008). Better simulation modelling to support farming systems innovation: review and synthesis. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 51, 235–252.