

## EFECTO DE LA GESTIÓN INTEGRAL DEL ESTIÉRCOL EN UN SISTEMA FEEDLOT: MODELACIÓN PRODUCTIVA Y DE GASES DE EFECTO INVERNADERO

Leyli Giselle Kazlauskas Kong<sup>1</sup>; Franco Bilotto<sup>2</sup>; Catalina Fernandez Rosso<sup>2</sup>;  
Rosana Ferrati<sup>3</sup>; Claudio F. Machado<sup>2,4</sup>

<sup>1</sup>Beca EVC-CIN. <sup>2</sup>Centro de Investigación Veterinaria de Tandil (CIVETAN),  
Facultad de Ciencias Veterinarias -UNCPBA-CICPBA-CONICET, B7000GHG, Tandil, Buenos Aires, Argentina.

<sup>3</sup>Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable, UNCPBA- CIC.

<sup>4</sup>Red Modasur (Modelación de sistemas agropecuarios del CERBAS)

E-mail: cmachado@vet.unicen.edu.ar

Recibido: 20/12/2019  
Aceptado: 15/10/2020

### RESUMEN

El stock de ganado bovino en la Argentina es de 54,5 millones de cabezas, con una participación creciente de los sistemas "feedlot". El objetivo de este trabajo es cuantificar las emisiones de gases de efecto invernadero de un sistema "feedlot" mediante el desarrollo de un modelo dinámico productivo que permite analizar el efecto del barro sobre el consumo y la ganancia de peso vivo (GPV) en diferentes condiciones climáticas, las posibles instancias de mitigación a partir del manejo del estiércol, incluyendo su aplicación como fertilizante natural, y la incidencia de las emisiones provenientes de la producción del alimento en el cálculo de emisiones totales. Se consideró un "feedlot" base de 2500 animales con dos ciclos consecutivos. La intensidad de emisión del "feedlot" fue de 3,6 kg CO<sub>2</sub>.Eq. kg<sup>-1</sup> producido, proveniente por el 42,7% del alimento, 30,3% de la fermentación entérica, 22,5% del estiércol y 4.5% del mantenimiento del mismo. El efecto barro en condiciones de humedad media y alta aumentó en 0,8 y 5,4% las emisiones de GEI respecto de la condición moderada cuando se realizó limpieza del corral luego de finalizado el ciclo. En condiciones de humedad media y considerando dos ciclos sin limpieza, el consumo total de alimento aumentó 12,5% y las emisiones totales un 14%. La aplicación directa o luego del apilado o del compostaje del estiércol como fertilizante natural de N ahorra un 42 y 27% respectivamente las emisiones respecto de la aplicación de urea sintética.

**Palabras clave:** Bovinos, corral, estiércol, barro, emisión GEI.

## EFFECT OF INTEGRATED MANURE MANAGEMENT IN A FEEDLOT SYSTEM: MODELLING OF ANIMAL PRODUCTION AND YIELD OF GREENHOUSE GASES

### SUMMARY

Beef cattle in Argentina represents 54,5 million heads, where feedlot systems have an increasing contribution to the national production. The objective of this study was to assess the GHG of a beef cattle feedlot system, through the development and use of a whole-farm model capable to analyse the mud effects on feed-intake and daily liveweight gain (LWG) under diverse climatic conditions. GHG mitigation options involving manure management and soil application were also explored. A base feedlot scenario of 2500 heads per fattening cycle, with two cycle per year, was assumed. Total GHG emission intensity was 3.64 kg CO<sub>2</sub>.Eq./produced kg LW, where feed, enteric CH<sub>4</sub> fermentation, faecal CH<sub>4</sub>, and CO<sub>2</sub> from feedlot operation were 43, 30.3, 22.5 and 4.5%, respectively. Mud effect when the pens are cleaned only at the end of the production cycle, caused that GHG emission intensity increased by 0.8 and 5.4% on average and wet climatic conditions. On average humidity, and cleaning pens only at the end of the year, total feed-intake increases by 12,5% and GHG emission by 14%. Application of direct fresh manure, piled manure or compost to paddocks, mitigated 42, 22 and 27% of total GHG when compared with N equivalent urea application.

**Key words:** Cattle, Feedlot, manure, mud, GHG emission.

## INTRODUCCIÓN

La producción de carne bovina en la República Argentina es una actividad económica muy importante siendo el stock ganadero nacional de aproximadamente 54,5 millones de cabezas (SENASA, 2020). En los años 90, la mayor parte de las terminaciones de engorde nacional estaban basadas en pastoreo (Arelovich *et al.*, 2011) y en la región bonaerense con escasos encierres de baja escala de algunas categorías "premium" (Machado *et al.*, 1997). Sin embargo, una gran cesión de superficies ganaderas pastoriles a cultivos agrícolas en la Argentina (Andrade *et al.*, 2017) desencadenó un crecimiento importante de los "feedlots". Los sistemas confinados de producción de carne pueden encontrarse en un amplio rango de condiciones climáticas (Machado *et al.*, 2016). Actualmente, con fluctuaciones debidas a relaciones de costos, los sistemas de producción de bovinos de carne para engorde a corral o "feedlot" participan aproximadamente con el 50% de la producción de carne vacuna joven (vaquillona + novillo) del país (Cámara Argentina de Feedlot, CAF, 2018). Por su cercanía a la demanda de carne de grandes centros urbanos y con disponibilidad de plantas de faenas, las provincias de Buenos Aires, Córdoba y Santa Fe concentran más del 75% de los animales en "feedlots" (Castelao Caruana, 2019). Esta región central presenta meses con condiciones de balances hídricos con excesos de humedad que favorecen la acumulación de barro y esorrentías si no se toman los recaudos necesarios (Pordomingo, 2009). La gran producción de estiércol y la concomitante producción de barro en sistemas intensivos como el "feedlot" puede generar estrés, problemas en la salud de los animales y disminución en la eficiencia productiva (Grandin, 2016; Mader, 2003). En los sistemas de base pastoril, el estiércol se distribuye en toda la superficie de pastoreo y por lo tanto no se requiere manejo adicional del mismo. Por el contrario, en el caso de sistemas intensivos como el "feedlot", la acumulación de estiércol sin el tratamiento

adecuado puede convertirse en un problema ambiental asociado a emisiones de gases de efecto invernadero, GEI (Teenstra *et al.*, 2014), o contaminación de aguas subterráneas (García *et al.*, 2015). El efecto combinado de la presencia de barro en sistemas confinados tiene también múltiples implicancias productivas y sanitarias (Grandin, 2016) que repercuten en la disminución de la eficiencia de transformación de alimento en producto animal, extensión del ciclo productivo y en el aumento de la intensidad de emisión de GEI por unidad de producto (Wiedemann *et al.*, 2017). En algunos sistemas nutricionales (ej. "Nutrient requirements of beef cattle", NRC, 2000), por un lado se relaciona como variable discreta al nivel de barro en el cuerpo del animal con sus requerimientos energéticos y, por el otro, con la altura del barro por sobre los 10 cm con la disminución en el consumo de alimento diario. Adicionalmente, estas condiciones pueden causar aumento de morbilidad que contribuye negativamente al resultado del negocio (Grandin, 2016). Por lo tanto, es importante disponer de información que permita cuantificar los potenciales impactos de la adopción de prácticas sostenibles, como es el caso del manejo integrado del estiércol desde la excreción hasta su destino final (Petersen *et al.*, 2007).

La modelación matemática es una metodología ampliamente utilizada para estudiar sistemas ganaderos ya que permite formular una hipótesis cuantitativa (modelo) del funcionamiento de un sistema biológico (Haefner, 1997; Machado y Berger, 2012) y analizar la incidencia de las variables ambientales y diversas estrategias de manejo sobre el mismo (Beauchemin *et al.*, 2010; Moore *et al.*, 2014; Wiedemann *et al.*, 2017). A nivel internacional, se han desarrollado modelos "whole-farm" ganaderos (Ej. Del Prado *et al.*, 2013) y algunos específicos de "feedlots" para cuantificar impactos ambientales y oportunidades de mitigación (Özkan y Eckard, 2014). A nivel nacional, se los ha utilizado recientemente para estudiar variables parti-

culares del “feedlot”, como por ejemplo para cuantificar impactos de la dinámica del nitrógeno en la contaminación del suelo (Veizaga *et al.*, 2016). Sin embargo, los modelos mencionados anteriormente no representan de forma flexible y dinámica las diferentes estrategias de gestión del estiércol. En consecuencia, surgen como objetivos de este trabajo a) cuantificar mediante modelación, las emisiones de GEI del sistema; b) analizar el efecto del barro sobre el consumo y la ganancia de peso vivo (GPV) en diferentes condiciones climáticas; c) simular posibles instancias de mitigación a partir del manejo del estiércol, incluyendo su aplicación como fertilizante natural; y d) cuantificar las emisiones de GEI de un sistema “feedlot” con análisis de ciclo de vida (ACV).

**MATERIALES Y MÉTODOS.**

El modelo utilizado se desarrolló sobre la plataforma web de uso libre Insight Maker (Fortmann-Roe, 2014) y las ecuaciones utilizadas se describen en Kazlauskas (2018). In-

sight Maker tiene un diseño accesible al usuario y contiene herramientas de modelación avanzadas, como capacidades de “scripting” incorporadas, análisis de sensibilidad y un conjunto de herramientas de optimización. Matemáticamente, la plataforma permite resolver un conjunto de ecuaciones diferenciales no lineales vinculadas entre sí, visualizarlas a través de herramientas gráficas y analizar numéricamente los resultados de las simulaciones (Fortmann-Roe, 2014). La resolución numérica de las ecuaciones diferenciales permite la elección del método a utilizar, Euler Mejorado o Runge Kutta de orden 4 (Fortmann-Roe, 2014). El modelo desarrollado se estructuró en tres módulos: 1) Engorde a corral y generación de estiércol; 2) Emisiones GEI del proceso productivo y 3) Limpieza de corrales, destino (depósito y/o aplicación) y emisiones. La estructura general del modelo (Figura 1) se adaptó de Özkan y Eckard (2014), y se detallan en el texto las modificaciones realizadas acorde a los objetivos del presente trabajo.

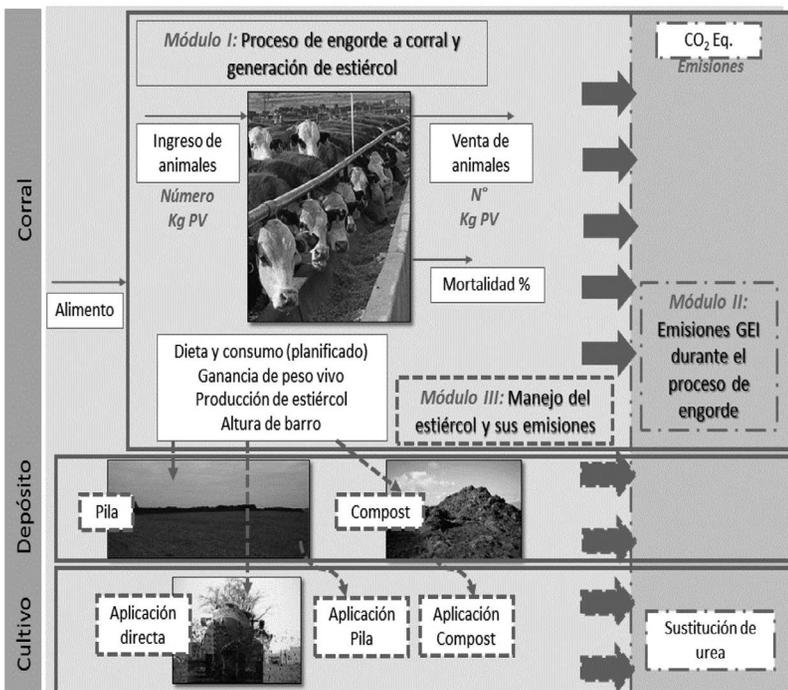
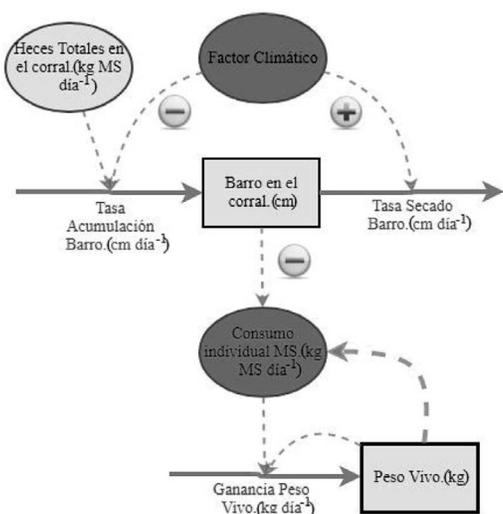


Figura 1. Esquema del modelo construido

## Engorde a corral y generación de estiércol (Módulo I)

En este módulo, se incluyó el número de cabezas / categoría / peso vivo (Kg Peso Vivo, PV) al ingreso; la dieta (digestibilidad) y el consumo diario planificado en función del PV; el volumen de estiércol generado; y la relación entre la altura de estiércol, el consumo y la ganancia diaria de peso vivo (GDPV). El inicio del proceso de engorde se realiza siempre con una adaptación escalonada de la ración para evitar trastornos digestivos por sobrecarga de grano a nivel ruminal (González *et al.*, 2012). La producción diaria de estiércol se estima acorde a la formulación planteada en por la "American Society of Agricultural and Biological Engineers", ASAE (2005), y se traduce en altura de barro a partir de una transformación polinómica considerando la superficie del corral, la densidad de animales y la afectación de un coeficiente empírico (Coeficiente de Secado, CS) que resume el estado de humedad del barro en el corral como resultado del balance entre precipitación, evaporación, infiltración y escurrimiento. Se asume un umbral de 10 cm a partir del cual la altura de barro comienza a afectar negativamente al consumo y consecuentemente, a



**Figura 2.** Esquema de la relación entre el barro en corral, el consumo y la ganancia diaria de peso vivo (GDPV).

la GDPV (NRC, 2000). En la Figura 2 se muestran las relaciones entre dichas variables, acorde a los diagramas de flujo desarrollados.

## Emisiones GEI durante el proceso de engorde (Módulo II)

En este módulo se calculan las emisiones de GEI provenientes de la producción del alimento consumido por los animales durante el engorde a corral considerando la huella de carbono de cada uno de los subproductos de la dieta (Viglizzo *et al.*, 2010); las emisiones entéricas, considerando el factor de emisión ( $Y_m$ ) regional (IPCC, 2006) y local (Loto *et al.*, 2016); las emisiones de metano provenientes del estiércol acumulado en el corral, calculadas a partir de los sólidos volátiles, a partir del parámetro de capacidad máxima de producción de metano ( $B_0$ ) regional (IPCC, 2006); y las emisiones directas (óxido nitroso) e indirectas (amoníaco y  $NO_2$ ) provenientes del nitrógeno (Faverin *et al.*, 2014) presente en el estiércol considerando los factores de emisión dados por el IPCC (2006) para la región. Para obtener las emisiones totales desde el "feedlot" se suman, además, aquellas provenientes del uso de electricidad y de combustible fósil para el funcionamiento del establecimiento.

## Limpieza de corrales, destino (depósito y/o aplicación) y emisiones (Módulo III)

En este módulo es donde se establece la periodicidad de la limpieza de los corrales. El modelo permite ingresar datos tabulares que, correctamente seleccionados, simulan la limpieza parcial o total del corral luego de uno o de varios ciclos; la elección de dos destinos intermedios del estiércol retirado del corral: pila y compost; y la disposición final a campo directa o indirecta, según el paso intermedio, cuando corresponda. El estiércol seco, el contenido de sólidos volátiles (SV) y la reducción de los mismos en pila y compost para su posterior aplicación se calculan utilizando los porcentajes dados por Davis (2012) y por Lopez-Real y Baptista (1996). La masa de N de la

pila y del compost se calcula considerando los porcentajes dados por Larney (2006). Para el cálculo de las emisiones directas (fósil, suelo y ganado) e indirectas (volatilización y lixiviación) del N (Faverin *et al.*, 2014) a partir del estiércol provenientes de la aplicación directa desde el corral a campo, de la pila o del compost se utilizaron la formulación y los factores propuestos por el IPCC (2006) y una función de decaimiento exponencial dada por Flesch (2007). En todos los casos se cuantifican las emisiones de metano y óxido nitroso provenientes del sistema de depósito y/o aplicación y las acciones de mitigación posibles a partir del uso del estiércol como fertilizante natural (solo considerando su aporte nitrogenado). De esta manera, se realiza un balance de emisiones considerando la aplicación del estiércol a campo para luego compararlas con aquellas provenientes de la fabricación y aplicación de urea. Las emisiones por fabricación y aplicación de urea sintética son de 3,198 kg CO<sub>2</sub> kg urea<sup>-1</sup> (IPCC 2016).

Para evaluar el ahorro de urea de forma simplificada, el modelo calcula la masa total de N en el estiércol del corral al finalizar el ciclo y el equivalente de urea sintética que debería aplicar para sustituir esa masa de N (el N representa el 46% del contenido de la urea). Si el volumen total de estiércol se aplica directamente, calcula sólo las emisiones de dicho tratamiento dado que no habrá adición de fertilizante sintético (urea). Si el estiércol, luego de la limpieza, se lleva a pila o compost y no se aplica a campo, en el balance de emisiones se sumarán, a las propias del tratamiento, aquellas devenidas de la fabricación y aplicación de urea sintética para equiparar el nitrógeno que no aplica el productor a campo. La pila emite, hasta su estabilización, un 14,2% de nitrógeno (Kazlauskas, 2018), si luego se aplica a campo, el contenido de N será el 85,8% de la masa original y el resto deberá provenir de la urea aplicada. Las emisiones totales están compuestas por la suma de las emisiones directas e indirectas de la pila hasta su aplicación,

las emisiones de la aplicación y las provenientes de la fabricación y aplicación de la urea complementaria. Lo mismo ocurre con el compost, con un porcentaje de emisión hasta la estabilización del 31,6% (Kazlauskas, 2018).

La formulación matemática de los módulos y los datos necesarios referidos a factores de emisión, conversión de la energía, emisiones desde el alimento, producción de estiércol, se tomaron de diferentes fuentes, IPCC Nivel 2 (Hongmin *et al.*, (2006), Watts *et al.*, (2012), National Research Council (NCR, 2000), Feeding standards for Australian livestock (SCA) (1990), American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASAE, 2005), Viglizzo *et al.* (2010), Loto *et al.* (2016), Kazlauskas (2018) y ex Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la República Argentina (MAyDS, 2015). La evaluación de las emisiones de GEI del proceso productivo son las correspondientes al ciclo de vida del animal, incluyendo aquellas provenientes de la cría del ternero/a.

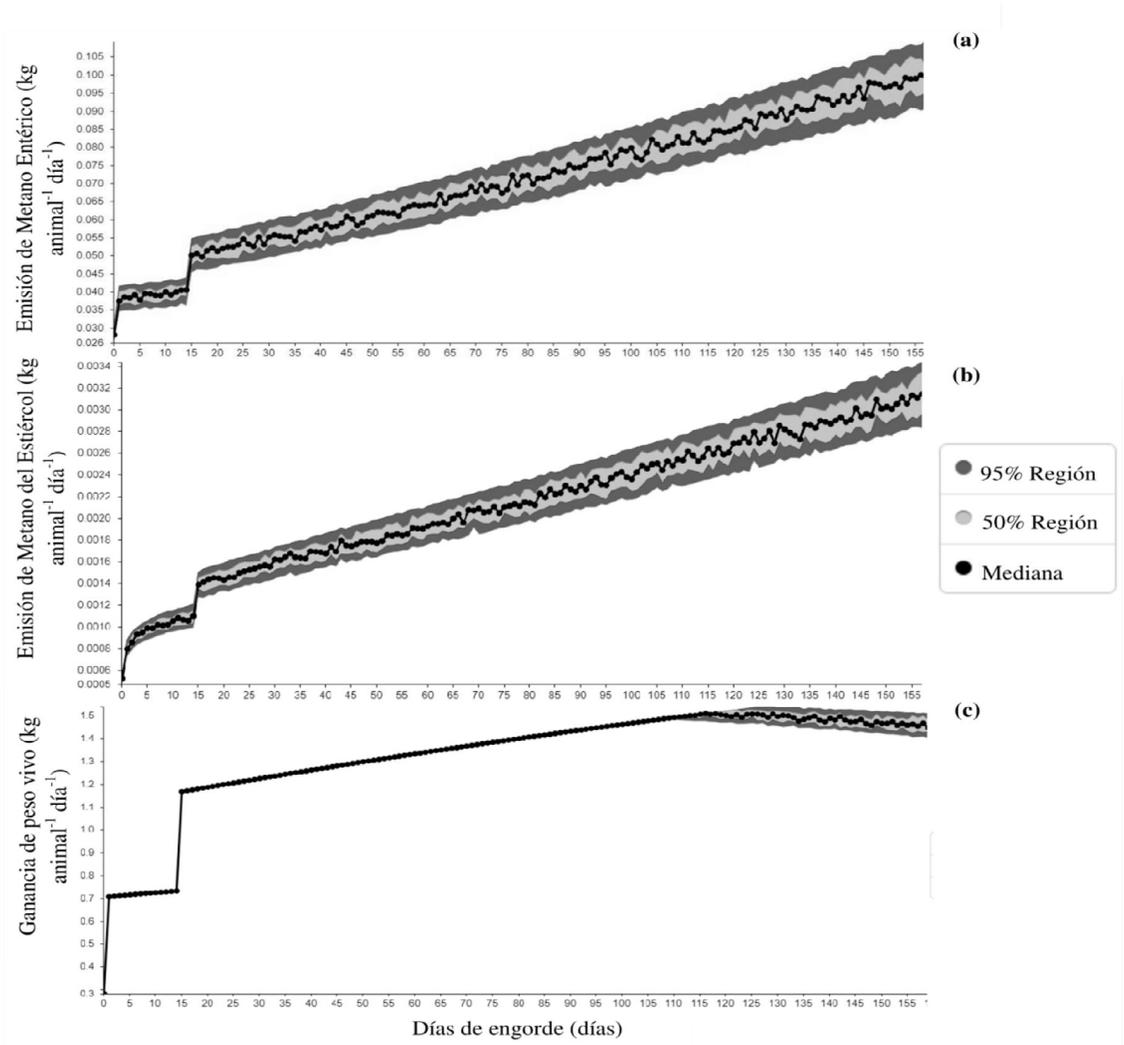
### **Descripción del escenario base y análisis de sensibilidad**

El escenario base se modeló considerando un lote inicial de 2500 terneros machos asignados en 10 corrales de 65x35 m. El peso inicial promedio fue de 190 kg de PV animal<sup>-1</sup> y un peso final promedio de 400 kg de PV animal<sup>-1</sup>. Se asumió un coeficiente de secado (ver explicación en módulo 1) de 80% como representativo de humedad moderada del barro. Se consideró al ciclo de engorde como la unidad de análisis, luego del cual se realizaba una limpieza y posterior disposición del 100% del estiércol del corral en pila, compost o aplicación directa. En el Cuadro 1 se muestra la composición de la ración utilizada, la digestibilidad de la materia seca (MS), el contenido de proteína bruta (%) y las emisiones GEI correspondientes a la producción de cada uno de los ingredientes de la dieta (Viglizzo *et al.*, 2010).

**Cuadro 1.** Composición de la ración utilizada, digestibilidad MS, contenido de nitrógeno y proteína bruta (%) y las emisiones GEI correspondientes a la producción de cada uno de los ingredientes de la dieta

Componentes	Dieta <sup>1</sup>	Contenido de nitrógeno	Digestibilidad de la materia seca	Contenido de proteína bruta	Emisión de la producción
	kg kg <sup>-1</sup> MS	g N kg <sup>-1</sup> MS	kg kg <sup>-1</sup> MS	kg de proteína bruta kg MS <sup>-1</sup>	kg CO <sub>2</sub> kg de alimento <sup>-1</sup>
Expeller de soja	13,7	7,06	0,80	0,44	0,58
Grano de maíz	62,0	1,40	0,88	0,08	0,25
Silo de maíz	24,3	1,16	0,61	0,07	0,25
Ración ponderada	100,0	-	0,80	0,13	0,29

<sup>1</sup>Machado *et al.* (2016).



**Figura 3.** Análisis de sensibilidad de (a) la digestibilidad de la materia seca y su efecto sobre emisión de metano entérico (b) Factor de producción de metano en estiércol (Bo) y (c) el coeficiente de secado (CS) y su impacto en ganancia de peso vivo.

Se asumió que la energía bruta perdida en gases y orina era 18% y se consideró un factor de actividad de 0,1 como incremental energético asociado a la movilidad del animal en el corral (NCR 2000). La mortalidad fue del 1% y se asumió que ocurre al final del ciclo productivo. Los valores de factor de conversión de metano entérico ( $Y_m = 3\%$ ) recomendado para "feedlot" y capacidad máxima de producción de metano en estiércol ( $B_0 = 0.1 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg SV}^{-1}$ ) indicado para Latinoamérica (IPCC 2006). El análisis de sensibilidad se realizó considerando un rango de perturbación máximo del 10% sobre cada uno de los parámetros seleccionados. A partir de este análisis se obtiene una distribución numérica de la variable respuesta y los intervalos de confianza del 50 y 95%. Estos porcentajes fueron propuestos porque permiten analizar el recorrido intercuartílico (50 % central) y los comportamientos extremos (95%) respectivamente, en la variable respuesta. Los parámetros perturbados (y entre paréntesis las variables sobre las que se midió el impacto) fueron: el contenido de proteína bruta de la ración (emisión de óxido nitroso directo e indirecto), la digestibilidad (emisión de metano entérico), y las condiciones climáticas a través del factor de secado (ganancia de PV modificadas por efecto barro) y el estiércol (emisión de metano del estiércol). La figura 3 muestra los parámetros que presentaron mayor sensibilidad.

### Escenarios de simulación

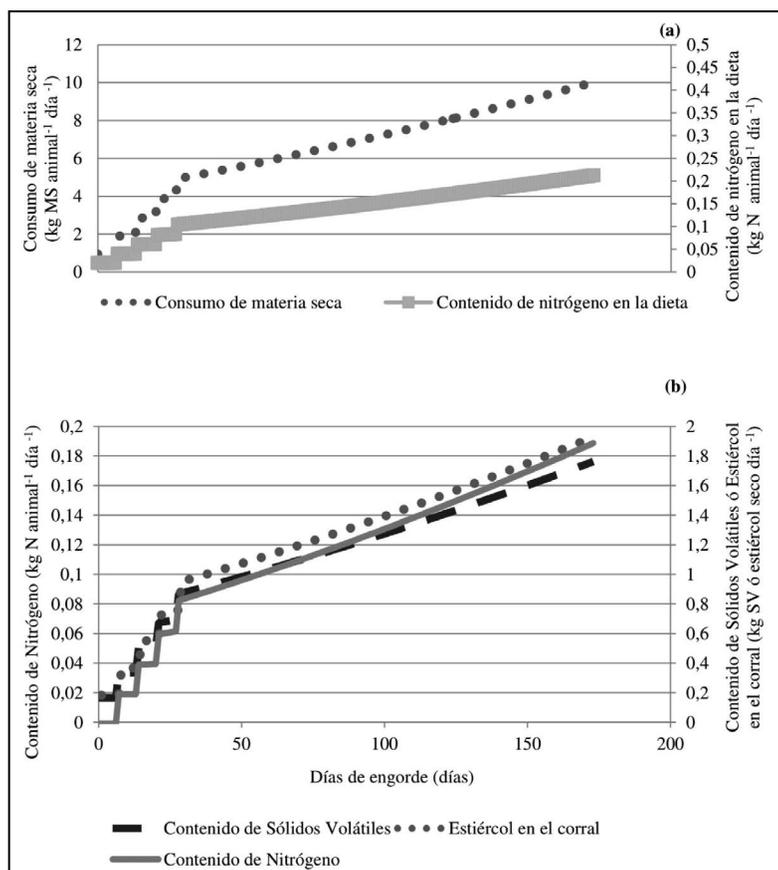
A partir de la identificación de los parámetros más sensibles, se planteó la simulación de los siguientes escenarios: (a) valores locales de conversión de metano entérico; (b) diferentes condiciones de humedad y acumulación de barro (coeficiente de secado 80 (escenario base), 50 y 20%; y (c) análisis de la incidencia de la limpieza del corral en la ganancia de PV en condiciones moderadas de humedad y acumulación de barro (coeficiente de secado 50%)

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Escenario base y análisis de sensibilidad

La Figura 4 muestra (a) el consumo diario de alimento ( $\text{kg MS animal}^{-1} \text{ día}^{-1}$ ) y el consumo diario de N ( $\text{kg N animal}^{-1} \text{ día}^{-1}$ ), incluyendo el período inicial de adaptación gradual a la dieta; y (b) la generación diaria de estiércol durante el ciclo de engorde y su contenido de SV y N, valores a partir de los cuales se calcularán las respectivas emisiones de metano y óxido nitroso.

La contribución de diferentes GEI a lo largo del ciclo del escenario base (sin considerar la huella de carbono del alimento) fue 55, 38 y 7% para metano, óxido nitroso y dióxido de carbono, respectivamente. Özkan y Eckard (2014) reportaron valores similares para "feedlots" de Australia (63, 36 y 1% para metano, óxido nitroso y dióxido de carbono). Las diferencias entre nuestros resultados y Özkan y Eckard (2014) se debieron mayormente a diferencias de escalas productivas de los "feedlot", que en estos últimos autores su mayor número de animales diluye la participación del dióxido de carbono uso de la electricidad y los factores de emisión del combustible utilizado (gasoil en nuestro trabajo) que aumenta proporcionalmente el  $\text{CH}_4$ . En valores absolutos, la intensidad de emisión por kilogramo producido alcanzó un valor de  $2,1 \text{ kg CO}_2 \text{ Eq. kg PV}^{-1}$ . Este valor se encuentra dentro del rango de valores observados en la literatura en otros países para sistemas confinados en condiciones similares. Los sistemas de "feedlots" en Estados Unidos presentan intensidades de emisión en el orden de  $1,62 \text{ kg CO}_2 \text{ Eq. kg PV}^{-1}$  (Dudley *et al.*, 2014), mientras que para Canadá con  $Y_m = 3.5\%$  y un promedio de peso de los animales de 497 kg de peso vivo, se reportó un valor mínimo de  $1,32 \text{ kg CO}_2 \text{ Eq. kg PV}^{-1}$  para la suma de emisiones de  $\text{CH}_4$  entérico y del estiércol (Phetteplace *et al.*, 2001), y un valor máximo  $2,6 \text{ kg CO}_2 \text{ Eq. kg PV}^{-1}$  con  $Y_m = 4\%$  y finalización entre 350 y 600 kg (Bauchemin *et al.*, 2010). En este estudio, la intensidad de emi-



**Figura 4.** (a). Consumo diario (en MS) y de nitrógeno de bovinos durante un ciclo de engorde en “feedlot” en el escenario base. (b) Masa (en MS) de estiércol diaria por animal, masa de SV y de nitrógeno contenidos en el mismo.

sión se incrementó en un 73% alcanzando un valor de 3,6 kg CO<sub>2</sub> Eq. kg PV producido<sup>-1</sup> (Cuadro 2) cuando se incorporaron las emisiones originadas en la producción de los alimentos, que contribuyeron al 43% de las emisiones totales relativizando de este modo, el volumen de gases provenientes de la fermentación entérica (30,3%), estiércol (21,5%) y mantenimiento (4,5%). Asimismo, un incremento considerable en los GEI fue reportado por Dudley *et al.*, (2014) en sistemas confinados de Estados Unidos al considerar también las emisiones generadas por la producción de la ración (55% del total), donde la intensidad de emisión por kg PV producido aumentó de 1,6 a 2,5 CO<sub>2</sub> Eq. kg PV<sup>-1</sup>.

El escenario base considera una limpieza al finalizar cada ciclo de engorde y una dispo-

sición posterior del 100% del estiércol en pila, compost o aplicación directa. En el Cuadro 3 se muestran los resultados de las emisiones provenientes de los diferentes tratamientos y, además, de la combinación de pila o compost y posterior aplicación a campo, situación que se condice con la gestión del estiércol habitual en los feedlots de la región (Machado *et al.*, 2016), donde un alto porcentaje de “feedlots” produce su propio alimento.

El uso del estiércol como abono natural representó un ahorro en emisiones GEI con respecto al uso de urea (Cuadro 3). En el escenario base, luego de un ciclo completo de engorde, el total de N contenido en el estiércol del corral fue de 53 t N. Para lograr la misma cantidad de N se necesitarían 114 t de urea y, su fabricación y aplicación insumirían

**Cuadro 2.** Origen de las emisiones por ciclo de GEI en el escenario base

Fuente de las emisiones	Emisiones	Intensidad de emisión	Contribución al total emisiones (incluye alimento)	Contribución al total emisiones (no incluye alimento)
	t CO <sub>2</sub> Eq.ciclo <sup>-1</sup>	kg CO <sub>2</sub> Eq. kg PV producido <sup>-1</sup>	%	%
CO <sub>2</sub> de la fabricación del alimento	813	1,56	42,7	
CH <sub>4</sub> entérico	578	1,11	30,3	52,9
N <sub>2</sub> O directo del estiércol	326	0,62	17,1	29,8
N <sub>2</sub> O indirecto del estiércol	86	0,16	4,5	7,9
CO <sub>2</sub> del establecimiento	85	0,16	4,5	7,8
CH <sub>4</sub> estiércol	18	0,03	0,9	1,6
TOTAL	1906	3,64	100,0	100,0

**Cuadro 3.** Emisiones de GEI por fertilización proveniente del estiércol, según tratamiento previo, y/o urea aplicada

Sistema de tratamiento del estiércol	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O Directas	N <sub>2</sub> O Indirectas	CO <sub>2</sub> Eq estiércol total	CO <sub>2</sub> Eq, por uso de urea	Emisiones totales con fertilización <sup>1</sup>
t CO <sub>2</sub> Eq. Ciclo <sup>-1</sup>						
Aplicación directa	3,00	119,3	50,2	172,6	0	172,5
Pila y su aplicación	3,60	88,0	21,0	121,5	52,1	164,7
Compost y su aplicación	2,90	94,2	28,3	125,3	52,1	177,4
Pila	8,00	47,1	21,0	75,6	366,0	441,6
Compost	2,00	92,2	44,0	140,2	366,0	506,2
Sin limpieza	17,50	325,5	85,8	428,7	366,0	795,8

<sup>1</sup>La emisiones totales con fertilización considera la suma de las emisiones generadas a través de los distintos sistemas de tratamiento del estiércol (CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O y CO<sub>2</sub>) y las emisiones equivalentes provenientes de fabricación y aplicación de la urea si el abono orgánico no fuera aplicado,

366 t CO<sub>2</sub> Eq adicionales. La comparación de los distintos tratamientos de las excretas, pero incluyendo las emisiones provenientes del uso y fabricación de la urea necesaria para equiparar los aportes de N al tratamiento "Aplicación directa", Cuadro 3, mostraron que las emisiones fueron mayores para el compost que para el tratamiento "en pila", y que esta última es levemente inferior que la aplicación directa. La mayor emisión de GEI para un compostaje con aireación se debió mayormente a los factores de emisión de N directo

e indirecto indicados por el IPCC (2006). Sin embargo, es importante destacar que en estos resultados no se reflejan diferentes externalidades ambientales positivas del compostaje, como la eliminación de agentes patógenos y semillas de malezas del estiércol (Bernal *et al.*, 2009) y de residuos antibióticos del mismo que pueden inducir resistencias (Cessna *et al.*, 2011). Adicionalmente, y en comparación al estiércol apilado, el compostaje ofrece 1,4 veces más fósforo (Larney *et al.*, 2006) y permite además eliminar olo-

res, facilitar la integración en el suelo y disminuir los volúmenes aplicados, resultando la mejor opción de almacenamiento y posterior aplicación. La consideración de las externalidades permitiría también analizar las mejoras que se observan cuando existe piso de cemento y cuando se utilizan biodigestores para la producción de energía eléctrica (Castelao Caruana, 2019) y por lo tanto se debiera profundizar hacia una mejor valoración del compost en estudios posteriores que contemplen dichas externalidades.

Comparativamente, el ahorro de emisiones que se logra por aplicar el compost o la pila es, 329 y 277 t CO<sub>2</sub> Eq. Ciclo<sup>-1</sup>, respectivamente. En el escenario base, las emisiones de la fabricación del alimento para el ciclo completo del "feedlot", del compostaje del estiércol y de la aplicación de urea como fertilizante son de 2412 ton CO<sub>2</sub> Eq. y con el apilado del estiércol alcanzó 2347 ton CO<sub>2</sub> Eq. En ambos casos, y considerando la aplicación del estiércol del compost y de la pila como fertilizante "tranquera afuera" del "feedlot", el ahorro equivale aproximadamente al 27 y 22% respectivamente de las emisiones totales. Si se compara al finalizar el ciclo la aplicación directa con la limpieza del corral, la mitigación de las emisiones totales es del 42%. Sin embargo, los reportes de saturación y potencial contaminación de aguas subterráneas con fósforo por aplicaciones recurrentes (Whalen y Chang, 2001), exigen ser cautelosos en la comparación con la aplicación directa a los cultivos del estiércol fresco. Por otra parte, la distribución del estiércol producido por el "feedlot" puede estar limitada por la superficie propia disponible a fertilizar, o por la falta de un mercado del compost que permita su distribución (Castelao Caruana, 2019).

### Escenarios de simulación

Los valores de conversión de metano entérico (Y<sub>m</sub>) medidos localmente en un "feedlot" de la EEA INTA Balcarce (Loto *et al.* 2016) fueron en promedio de 4,8%, muy superior al

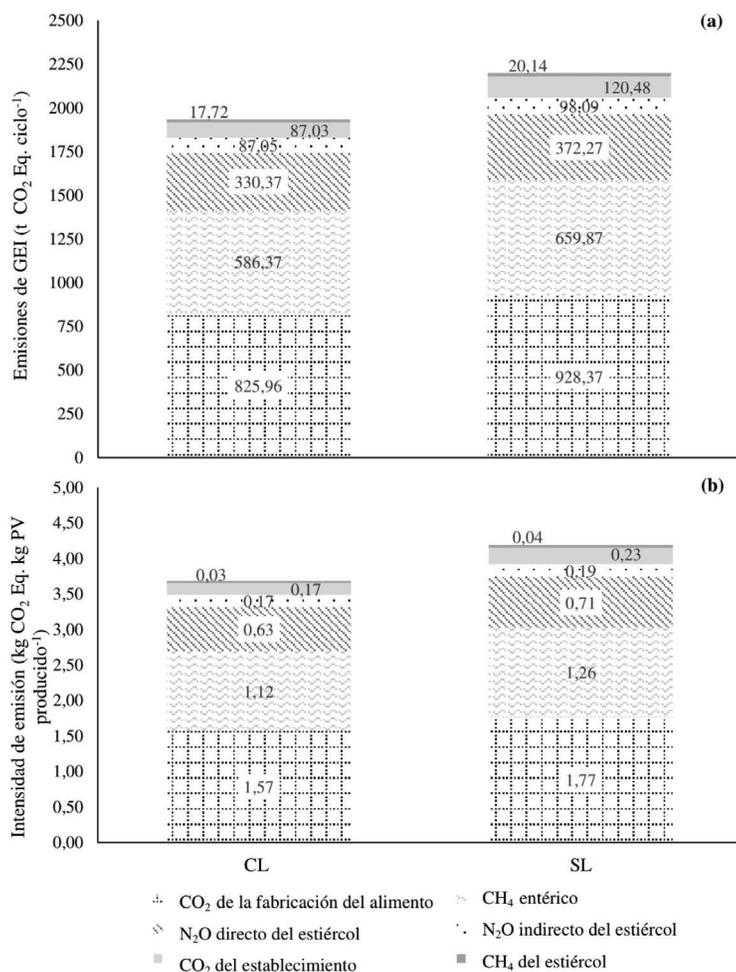
valor establecido por el IPCC (2016). Los resultados a partir de ese dato local se traducen en un aumento del 60% de las emisiones entéricas y lleva el valor de IECO<sub>2</sub>Eq, a 4,3 kg CO<sub>2</sub> Eq, kg PV<sup>-1</sup>, 18% superior al obtenido en el escenario base. La sensibilidad a la variación de este parámetro así como también a la digestibilidad de la MS (Figura 3.a), ponen en evidencia la importancia de disponibilidad y confirmación de datos de emisión local y de conversión de metano. El efecto de las condiciones climáticas, expresadas a través de escenarios con diferentes coeficientes de secado, se presenta en el Cuadro 4. El escenario E<sub>B</sub> corresponde al escenario tomado como base, el escenario E<sub>B50</sub> simuló condiciones de humedad media de barro y el escenario E<sub>B20</sub> condiciones de alta humedad. Cuando se realizó la limpieza del corral luego de cada ciclo, los días de engorde de los escenarios E<sub>B50</sub> y E<sub>B20</sub> aumentaron 2 y 10% respecto del escenario base y las emisiones de GEI se incrementaron un 1 y 5% respectivamente.

Sin embargo, cuando se realizó una comparación entre dos ciclos completos de engorde sin limpieza del estiércol, en condiciones moderadas de humedad (coeficiente de secado de 50), hubo un aumento de la altura de barro de 14,2 a 24,6 cm, el número de días de engorde se incrementó de 160 a 205 días, lo que causó un aumento del consumo MS total de 12,5%. En el caso de no realizar la limpieza del estiércol en el corral al final del ciclo, las emisiones totales de GEI (Figura 5.1) y la intensidad de emisión aumentaron en un 14% (Figura 5.2). Sin embargo, las fuentes de emisiones de GEI se mantuvieron relativamente constantes en proporción, con un leve incremento en las emisiones de óxido nítrico provenientes de estiércol.

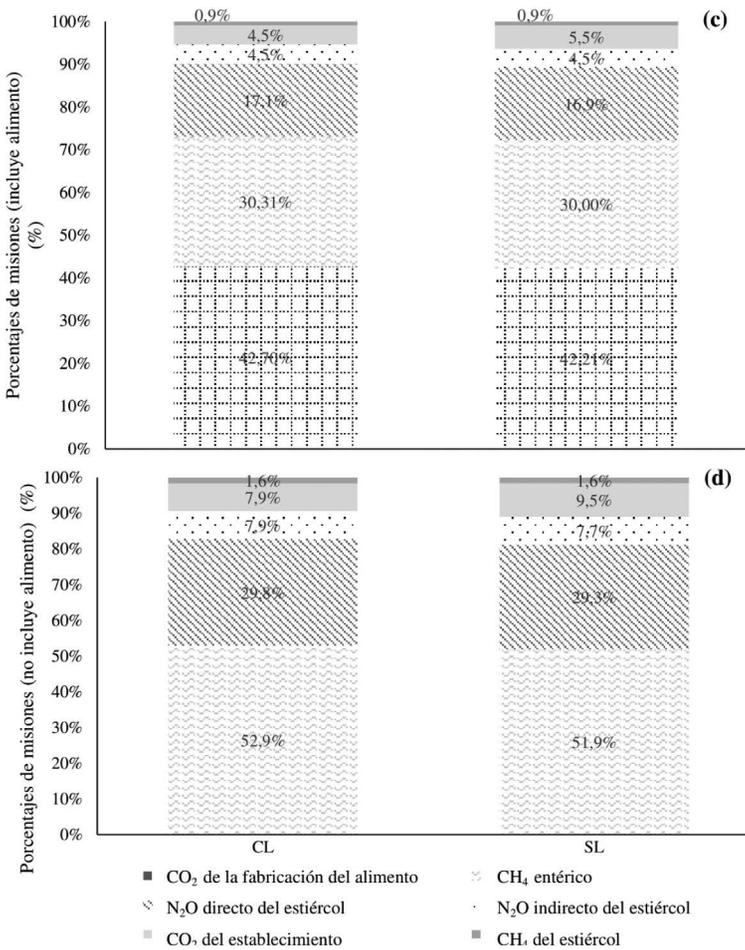
La intensidad de emisión estimada para un ternero de destete de un sistema de cría vacuna tradicional de la Pampa Deprimida fue de 19,0 kg CO<sub>2</sub> Eq. kg PV<sup>-1</sup> bajo condiciones de carboneutralidad (Faverin *et al.*, 2019). Al integrar esa etapa de cría y recría a los 4,3 kg

**Cuadro 4.** Características, días de engorde y emisiones GEI correspondientes a diferentes condiciones de humedad que favorecen el barro: moderada  $E_B$ , media  $E_{B50}$  y alta  $E_{B20}$

Variables	$E_B$	$E_{B50}$	$E_{B20}$
Coefficiente de secado [%]	80	50	20
Días de engorde [días]	157	160	174
Altura de barro [cm]	5,6	14,2	23,5
Ganancia de peso vivo promedio [kg/animal/día]	1,34	1,32	0,61
$CH_4$ Entérico (kg $CO_2$ Eq. animal <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup> )	231,2	234,5	244,4
$CH_4$ del Estiércol (kg $CO_2$ Eq. animal <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup> )	7,1	7,1	7,4
$N_2O$ Directas (kg $CO_2$ Eq. animal <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup> )	130,2	132,7	137,6
$N_2O$ Indirectas (kg $CO_2$ Eq. animal <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup> )	34,7	34,7	35,9
Suma $CH_4$ y $N_2O$ (kg $CO_2$ Eq. animal <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup> )	403,2	408,9	425,4
Emisiones por kg producido (kg $CO_2$ Eq. animal <sup>-1</sup> ciclo <sup>-1</sup> )	1,9	1,9	2,0
% respecto del escenario base $E_B$	-	0,9	5,3



**Figura 5.1.** Origen de las emisiones promedio por ciclo de GEI en los escenarios de EB50 con y sin limpieza en el ciclo (CL-SL) en (a) ton  $CO_2$  Eq. ciclo<sup>-1</sup>, (b) kg  $CO_2$  Eq. kg PV producido<sup>-1</sup>



**Figura 5.2.** Origen de las emisiones promedio por ciclo de GEI en los escenarios de E<sub>B50</sub> con y sin limpieza en el ciclo (CL-SL) en (c) contribución porcentual de emisiones considerando el alimento y (d) contribución porcentual de emisiones sin considerar el alimento.

CO<sub>2</sub> Eq. kg PV<sup>-1</sup> (incluye alimento y un Ym local de 4,8%), se estimó un análisis del ciclo de vida completo de 11,3 kg CO<sub>2</sub> Eq. kg PV<sup>-1</sup>, donde la cría representó el 79%. Estas cifras resultaron muy similares a un estudio de Canadá (Beauchamin *et al.*, 2010) donde también se integraron sistemas de base pastoril y de engorde a corral, con una intensidad de emisión de 11,30 kg CO<sub>2</sub> Eq. kg PV<sup>-1</sup> y una participación de la cría vacuna (80%). Estas cifras exponen el peso relativo de la etapa de cría/recrea, destacando las posibilidades de la mejora de la eficiencia productiva y reproductiva, y asimismo que se traduce en un gran potencial de mitigación (FAO y NZAGRC, 2017).

## CONCLUSIONES

El modelo de "feedlot" desarrollado permitió cuantificar el grado de aporte en las emisiones totales y por unidad de producto a lo largo de la cadena de producción y de sus diversas fuentes (corral, gestión del estiércol y, elaboración y transporte del alimento), incluyendo el efecto dinámico de la acumulación de barro sobre el consumo y la ganancia de peso vivo, y las emisiones de gases de efecto invernadero, bajo diferentes condiciones climáticas simplificadas en un factor empírico (factor de secado). Cuando se realizó la limpieza del corral luego de cada ciclo, en los escenarios de mayor humedad, el periodo de engorde solo aumentó el 2 y 10% respecto

del escenario base y las emisiones de GEI se incrementaron un 1 y 5% respectivamente. Sin embargo, sin la limpieza de estiércol de los corrales posterior a cada ciclo de engorde, las condiciones climáticas de mayor humedad generaron acumulación de barro (25 cm) y, se alargó un 28% el ciclo productivo y se afectó negativamente la GDPV, aumentando el consumo total de alimento en un 12% y un 14% las emisiones de GEI y la intensidad de emisión. Estos hallazgos exponen la importancia de mejorar a futuro la representación del clima y su calibración experimental, para lograr mayor precisión en la valoración de estos aspectos de relevancia de la gestión integral del estiércol.

Este trabajo permitió exponer la relevancia de aspectos clave para la gestión ambiental de los "feedlots" a través del agregado de valor de mitigación al estiércol, mediante sustitución de fertilizantes sintéticos. Estas oportunidades deben ser confirmadas de forma experimental, y en el caso del compost, resta incorporar también otros factores potencialmente cuantificables como por ej. la facilidad

de su aplicación versus el estiércol crudo. La intensidad de emisión por kilogramo producido alcanzó un valor de 2,1 kg CO<sub>2</sub> Eq. kg PV<sup>-1</sup> en el escenario base, pero aumento a 3,6 kg CO<sub>2</sub> Eq. kg PV<sup>-1</sup> cuando se contempló la huella de carbono del alimento (43 % de las emisiones totales de GEI). Ese valor alcanzó los 4,3 kg CO<sub>2</sub> Eq. kg PV<sup>-1</sup> de intensidad de emisión cuando se incorpora un Ym local (4,8%). La etapa de cría/recrea (fuera de los objetivos de este trabajo), representa la emisión mayoritaria en la integración de etapas, pero sería deseable recurrir a un análisis más integral incluyendo otros servicios eco sistémicos cuando se procura comparar sistemas productivos distintivos como pastoreo y corral.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Cámara Argentina de Feedlot por la información de base recopilada en una encuesta a sus socios en un trabajo previo, que motivó este trabajo.

A las becas EVC-CIN, por el apoyo recibido que posibilitó este trabajo.

## BIBLIOGRAFÍA

- American Society of Agricultural and Biological Engineers, (ASAE). (2005). Manure production and characteristics, St. Joseph, MI: ASABE.
- Andrade, F., Taboada, M., Lema, D., Maceira, N., Echeverría, H., Posse, G., Prieto, D., Sánchez, E., Ducasse, D. y Bogliani, M. (2017). Los desafíos de la agricultura argentina, INTA, Bs As, Argentina.
- Arelovich, H., Bravo, R. y Martínez, M. (2011). Development, characteristics, and trends for beef cattle production in Argentina. *Anim. Front.* 1, 37-45.
- Beauchemin, K., Janzen, H., Little, S., McAllister, T. y McGinn, S. (2010). Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. *Agric. Syst.* 103, 371-379.
- Bernal, M., Albuquerque, J. y Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100, 5444-5453.
- Cámara Argentina del Feedlot, CAF. (2018). Informe mensual del sector feedlot, Recuperado de. <https://www.feedlot.com.ar/servicios/>
- CAF. (2016). Cámara Argentina de Feedlot (2016). Recuperado de <http://www.feedlot.com.ar>
- Castelao Caruana, M. (2019). Organizational and economic modeling of an anaerobic digestion system to treat cattle manure and produce electrical energy in Argentina's feedlot sector. *J. Clean. Prod.* 208, 1613-1621.
- Cessna, A., Larney, F., Kuchta, S., Hao, X., Entz, T., Topp, E. y McAllister, T. (2011). Veterinary antimicrobials in feedlot manure: dissipation during composting and effects on composting processes, *Journal of Environmental Quality*, 40, 188-198.

- Davis, A., Hill, J., Chase, C., Johanns, A. y Liebman, M. (2012). Increasing cropping system diversity balances productivity, profitability and environmental health, *PLoS ONE* 7. 10.
- Del Prado, A., Crosson, P., Olesen, J. y Rotz, C. (2013). Whole-farm models to quantify greenhouse gas emissions and their potential use for linking climate change mitigation and adaptation in temperate grassland ruminant-based farming systems, *Animal* 7, 373–385.
- Dudley, Q., Liska, A., Watson, A. y Erickson, G. (2014). Uncertainties in life cycle greenhouse gas emissions from US beef cattle. *Journal of Cleaner Production*, 75, 31–39.
- Faverin, C., Gratton, R. y Machado, C.F. (2014). Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas de producción de carne vacuna de base pastoril. Revisión bibliográfica. *Rev. Argentina Prod. Anim.* 34, 1–22.
- Faverin, C., Bilotto, F., Fernández Rosso, C., Machado, C. F. (2019). Modelación productiva, económica y de gases de efecto invernadero de sistemas típicos de cría bovina de la pampa deprimida. *Chil. J. Agric. Anim. Sci.* 35:14-25.
- FAO y NZAGRC. (Food and Agriculture Organization and 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. FAO. Rome.
- Flesch, T., Wilson, J., Harper, L., Todd, R. W. y Cole, N. (2007). Determining ammonia emissions from a cattle feedlot with an inverse dispersion technique. *Agricultural and Forest Meteorology*, 144, 139–155.
- Fortmann-Roe, S. (2014). Insight Maker: A general-purpose tool for web-based modeling & simulation, *Simulation Modelling Practice and Theory*, 47, 28–45.
- García, A., Fleite, S., Ciapparelli, I., Vázquez Pugliese, D., Weigandt, C. y Fabrizio de Iorio, A. (2015). Observaciones, desafíos y oportunidades en el manejo de efluentes de feedlot en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ecol. Austral*, 25, 255–262.
- González, L., Manteca, X., Calsamiglia, S., Schwartzkopf-Genswein, K.S. y Ferret, A. (2012). Ruminal acidosis in feedlot cattle: Interplay between feed ingredients, rumen function and feeding behavior (a review), *Anim. Feed Sci. Technol.* 172, 66–79.
- Grandin, T. (2016). Evaluation of the welfare of cattle housed in outdoor feedlot pens. *Vet. Anim. Sci.* 1–2, 23–28.
- Haefner, J.W. (1997). Modeling Biological System: Principles and Applications, Utah State University, Chapman & Hall 473 p.
- Hongmin, D., Mangino, J. y Mcallister, T. (2006). Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. *Emisiones resultantes de la gestión del ganado y del estiércol*, 4.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change (2006) Guidelines, IPCC (2006), for National Greenhouse Gas Inventories, Inst. Glob. Environ. Strateg. Hayama. Kanagawa, Japan, Recuperado en <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/index.html>
- Kazlauskas K. L.G. (2018). Modelación de las emisiones de GEI de un sistema feedlot y análisis de mitigación por manejo del estiércol, Recuperado de <https://www.ridaa.unicen.edu.ar/xmlui/handle/123456789/1933>. Modelo disponible en (<https://insightmaker.com/insight/146643/Tesis-Leyli-G-Kazlauskas-Kong>),
- Larney, F., Buckley, K., Hao, X. y McCaughey, W. (2006). Fresh, stockpiled, and composted beef cattle feedlot manure, *Journal of Environmental Quality*, 35: 1844–1854.
- Lopez-Real J. y Baptista M. (1996). A preliminary comparative study of three manure composting systems and their influence on process parameters and methane emissions. *Compost Science & Utilization*, 4: 71–82.
- Loto, M., Juliarena, M., Guzmán, S., Maglietti, C., Depetris, G., Pavan, E. y Ricci, P. (2016). Emisiones de metano durante la cría pastoril y engorde a corral de terneros de destete hiperprecoz. *Revista Argentina de Producción Animal*. 36, 236.
- Machado, C., Matoso, H. y Auza, N. (1997). A note of productive performance of feedlot heifer-calves fed on two daily feeding frequencies. *J. Anim. Feed Sci.* 6, 81–85.
- Machado, C.F. y Berger, H. (2012). Uso de modelos de simulación para asistir decisiones en sistemas de producción de carne. *Rev. Argentina Prod. Anim.* 32, 87–105.
- Machado, C., Colombatto, D., Ponssa, E., Charlón, V. y Villanueva, C. (2016). Informing policy and current practices of manure management in Argentinean feedlots. The 6th multi-stakeholder partnership meeting (MSP) of the Global Agenda for Sustainable Livestock, Panama on 20-23 June.
- Mader, T.L. (2003). Environmental stress in confined beef cattle. *J. Anim. Sci.* 81, E110–E119.

- MAYDS, (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable) (2015). *3ra Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*.
- Moore, A, Eckard, R., Thorburn, P., Grace, P., Wang, E. y Chen, D. (2014). Mathematical modeling for improved greenhouse gas balances, agro-ecosystems, and policy development: lessons from the Australian experience, *Wiley Interdiscip. Rev. Clim. Chang.* 5, 735–752.
- NRC (National Research Council). (2000). *Nutrient Requirements of Beef Cattle*: Washington. DC: National Research Council. National Academy Press. .
- Özkan, Ş. Y Eckard, R. (2014). Introducing A new tool to calculate greenhouse gas emissions from Feedlot Cattle, *Kafkas Üniversitesi Vet, Fakültesi Derg,* 20, 151–156.
- Petersen, S,O., Sommer, S,G., Béline, F., Burton, C., Dach, J., Dourmad, J,Y., Leip, A., Misselbrook, T., Nicholson, F., Poulsen, H,D., Provololo, G., Sørensen, P., Vinnerås, B., Weiske, A., Bernal, M,-P., Böhm, R., Juhász, C., Mihelic, R. (2007). Recycling of livestock manure in a whole-farm perspective, *Livest. Sci.* 112, 180–191.
- Phetteplace, H. W., Johnson, D, E., & Seidl, A. F. (2001). Greenhouse gas emissions from simulated beef and dairy livestock systems in the United States, *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* 60, 99–102.
- Pordomingo, A. (2009). *Gestión ambiental en el feedlot. Guía de buenas prácticas*, INTA 99 p.
- Rearte, D.H. (1994). *El feedlot en la Argentina*. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. Buenos Aires (Argentina). Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Programa Nacional Producción Animal I, 95 p.
- SENASA. (Servicio Nacional de Sanidad Animal) (2020). Recuperado de <http://www.senasa.gob.ar/>.
- Teenstra, E., Vellinga, T., Aektasaeng, N., Amatayakul, W., Ndambi, A., Pelster, D,E., Germer, L., Jenet, A., Opio, C., Andeweg, K. (2014). *Global assessment of manure management policies and practices*, Wageningen, The Netherlands: Wageningen UR., The Netherlands.
- Veizaga, E., Rodríguez, L., Ocampo, C. (2016). Investigating nitrate dynamics in a fine-textured soil affected by feedlot effluents, *J. Contam. Hydrol.* 193, 21–34.
- Viglizzo, E., Carreño, L., Pereyra, H., Ricard, F., Clatt, J. y Pincén, D. (2010). Dinámica de la frontera agropecuaria y cambio tecnológico. Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su Impacto ecológico-Ambiental, 9–17.
- Whalen, J,K., Chang, C. (2001). Phosphorus accumulation in cultivated soils from long-term Annual applications of cattle feedlot manure LRC Contribution no, 387-9992, *J. Environ.Qual.* 30, 229–237.
- Watts, P., McGahan, E., Bonner, S. y Wiedemann, S. (2012). *Feedlot mass balance and greenhouse gas emissions—a literature review*. Meat & Livestock Australia. Sydney, Australia.
- Wiedemann, S., Davis, R., McGahan, E., Murphy, C. y Redding, M. (2017). Resource use and greenhouse gas emissions from grain-finishing beef cattle in seven Australian feedlots: a life cycle assessment, *Anim. Prod. Sci.* 57, 1149–1162.