

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA

ESTUDIO DE LA HUELLA DE CARBONO DE TRES SISTEMAS LECHEROS EN
EL TAMBO EXPERIMENTAL DE LA EEMAC

por

Federica María LA MANNA HERNÁNDEZ

TESIS presentada como uno de los
requisitos para obtener el título de
Ingeniero Agrónomo

MONTEVIDEO
URUGUAY
2022

Tesis aprobada por:

Director:

Ing. Agr. PhD. Pablo Chilibroste

Ing. Agr. PhD. Verónica Ciganda

Ing. Agr. PhD. Sebastián Mazzilli

Fecha:

3 de marzo de 2022

Autora:

Federica María La Manna Hernández

AGRADECIMIENTOS

- A el Ing. Agr. PhD. Pablo Chilibroste por su orientación, apoyo y dedicación durante el proceso para la realización de esta Tesis. También por las oportunidades brindadas para seguir aprendiendo.
- A el Ing. Agr. MSc. Gastón Ortega por su colaboración en la orientación de la Tesis.
- A la EEMAC, en especial a los integrantes del equipo bovinos de leche: Ing. Agr. MSc. Gabriel Menegazzi y Dra. María Noel Méndez por su ayuda con el aporte de datos para poder llevar a cabo la Tesis.
- Al proyecto BIOVALOR por el reconocimiento y colaboración financiera.
- A los integrantes de la mesa del tribunal: Ing. Agr. PhD. Verónica Ciganda e Ing. Agr. PhD. Sebastián Mazzilli.
- Al personal del Departamento de Documentación y Biblioteca, especialmente a Lic. Sully Toledo por su guía en la búsqueda de bibliografía y corrección de formato de Tesis.
- A la Facultad de Agronomía, por estos años de aprendizaje y por las amistades hechas a lo largo de la carrera.
- A mi familia en especial a mi madre, padre y hermanos, quienes siempre me apoyaron y a mis amigas que de forma incondicional estuvieron siempre presentes.
- A todos aquellos que directa o indirectamente colaboraron para que fuera posible la realización de este trabajo.

TABLA DE CONTENIDO

	Página
PÁGINA DE APROBACIÓN.....	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES.....	VII
1. <u>INTRODUCCIÓN</u>	1
2. <u>REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA</u>	2
2.1 CONTRIBUCIÓN DEL SECTOR PECUARIO EN LAS EMISIONES DEL MUNDO Y URUGUAY	2
2.2 HUELLA DE CARBONO	2
2.2.1 <u>Definición e importancia</u>	2
2.2.2 <u>Metodologías y desarrollo para su cálculo</u>	3
2.3 FUENTES DE EMISIONES PRINCIPALES QUE AFECTAN LA HUELLA DE CARBONO EN EL SECTOR LECHERO	5
2.3.1 <u>Emisiones dentro del establecimiento</u>	5
2.3.1.1 Animales.....	5
2.3.1.2 Gestión del estiércol.....	6
2.3.1.3 Gestión de suelos y fertilizantes nitrogenados.....	7
2.3.2 <u>Emisiones fuera del establecimiento</u>	8
2.4 HUELLA DE CARBONO DE SISTEMA PASTORIL VS. ESTABULADO	8
2.5 HUELLA DE CARBONO EN URUGUAY	11
2.6 DIETA TOTALMENTE MEZCLADA Y PARCIALMENTE MEZCLADA	12
2.7 HIPÓTESIS	12

3.	<u>MATERIALES Y MÉTODOS</u>	13
3.1	FUENTE DE DATOS	13
3.1.1	<u>Localización y período</u>	13
3.1.2	<u>Tratamientos</u>	13
3.1.2.1	Tratamiento AC-DTM.....	14
3.1.2.2	Tratamiento AC-DPM.....	14
3.1.2.3	Tratamiento BC-DPM.....	14
3.1.3	<u>Alimentación</u>	15
3.1.3.1	Pastura.....	15
3.1.3.2	Suplementación.....	16
3.2	MODELO DEL SISTEMA	17
3.2.1	<u>Límites del sistema</u>	17
3.2.2	<u>Unidad funcional</u>	18
3.3	CÁLCULO DE LA HUELLA DE CARBONO.....	19
3.3.1	<u>Emisiones de metano</u>	19
3.3.1.1	Fermentación entérica.....	19
3.3.1.2	Gestión del estiércol.....	24
3.3.2	<u>Emisiones de óxido nitroso</u>	28
3.3.2.1	Gestión del estiércol.....	28
3.3.2.2	Gestión de los suelos.....	39
3.3.3	<u>Emisiones de dióxido de carbono</u>	49
3.3.4	<u>Emisiones provenientes del uso de combustible para actividades</u>	50
3.3.5	<u>Emisiones provenientes de la electricidad</u>	51
3.3.6	<u>Emisiones provenientes de la producción de alimentos de la DTM</u>	52
4.	<u>RESULTADOS</u>	57
4.1	INTERMEDIOS.....	57
4.2	EMISIONES POR CATEGORÍA	58

4.2.1	<u>Metano</u>	58
4.2.2	<u>Óxido nitroso</u>	61
4.2.3	<u>Dióxido de carbono</u>	64
4.2.4	<u>Combustible para actividades</u>	64
4.1.5	<u>Electricidad</u>	65
4.1.6	<u>Producción de alimentos DTM</u>	66
4.3	HUELLA DE CARBONO	66
5.	<u>DISCUSIÓN</u>	71
5.1	METODOLOGÍA.....	71
5.2	HUELLA DE CARBONO	71
5.2.1	<u>Contexto nacional e internacional</u>	73
6.	<u>CONCLUSIONES</u>	75
7.	<u>RESUMEN</u>	76
8.	<u>SUMMARY</u>	77
9.	<u>BIBLIOGRAFÍA</u>	78
10.	<u>ANEXOS</u>	82

LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES

Cuadro No.	Página
1. Información y HC para tres sistemas lecheros	9
2. Información y HC promedio de 24 tambos en Uruguay	11
3. Descripción técnica promedio para los tres tratamientos	13
4. Cantidad de alimento consumido por vaca para cada tratamiento	15
5. Proporción de los alimentos de la DTM por mes.....	15
6. Porcentaje promedio de proteína cruda en las pasturas	16
7. Composición química promedio anual de la DTM.....	16
8. Coeficientes y variables utilizadas para cada tratamiento en las ecuaciones	20
9. Factores de conversión de metano con su fracción (AWMS) para AC-DTM	27
10. Factores de conversión de metano con su fracción (AWMS) para AC-DPM	27
11. Factores de conversión de metano con su fracción (AWMS) para BC-DPM.....	28
12. Porcentaje de proteína cruda de la dieta para cada tratamiento	29
13. Factores de emisión (EF ₃) para cada sistema de gestión del estiércol con su fracción (AWMS) para AC-DTM	31
14. Factores de emisión (EF ₃) para cada sistema de gestión del estiércol con su fracción (AWMS) para AC-DPM.....	31
15. Factores de emisión (EF ₃) para cada sistema de gestión del estiércol con su fracción (AWMS) para BC-DPM.....	31
16. Porcentaje de nitrógeno del estiércol gestionado que se volatiliza como NH ₃ y NO _x (Frac _{GasMS}) con su correspondiente fracción (AWMS) para AC-DTM.....	33
17. Porcentaje de nitrógeno del estiércol gestionado que se volatiliza como NH ₃ y NO _x (Frac _{GasMS}) con su correspondiente fracción (AWMS) para AC-DPM	33
18. Porcentaje de nitrógeno del estiércol gestionado que se volatiliza como NH ₃ y NO _x (Frac _{GasMS}) con su correspondiente fracción (AWMS) para BC-DPM	33
19. Coeficientes de las ecuaciones FRAC _{N2} , FRAC _{LOSSMS} y N _{MMSAvb} para AC-DTM ...	36
20. Coeficientes de las ecuaciones FRAC _{N2} , FRAC _{LOSSMS} y N _{MMSAvb} para AC-DPM ...	37
21. Coeficientes de las ecuaciones FRAC _{N2} , FRAC _{LOSSMS} y N _{MMSAvb} para BC-DPM....	37
22. Fertilizantes nitrogenados aplicados (kg/año).....	39
23. Coeficientes utilizados para la ecuación 26 según el cultivo o forraje	43
24. Rendimiento y área de los cultivos y recursos forrajeros	43
25. Combustible utilizado anualmente según labor para cada tratamiento.	51
26. Consumo anual de kilowatts en el tambo.....	51
27. Consumo anual de kilowatts de los ventiladores	52
28. Total ofrecido por componente de la DTM por tratamiento	52

29. Kilómetros recorridos y combustible utilizado para transporte de concentrado para cada tratamiento.....	53
30. Producción (kgMS/ha/año) y fertilizante de N aplicado para cada cultivo y recurso forrajero.....	53
31. Hectáreas para producir lo ofertada en la DTM por tratamiento	54
32. Coeficientes utilizados para la ecuación 26 según el cultivo o recurso forrajero	54
33. Urea (kg urea/año) aplicada para cada componente de la DTM para AC-DTM	55
34. Urea (kg urea/año) aplicada para cada componente de la DTM para AC-DPM	56
35. Urea aplicada (kg urea/año) cada componente de la DTM para BC-DTM	56
36. Litros de combustible por componente de la DTM para cada tratamiento	56
37. Resultados de DE, GE, VS, N_{ingesta} , $N_{\text{retención}}$, N_{ex} y N_{MMSAvb} para cada tratamiento	57
38. Factor de emisión de CH_4 por fermentación entérica para cada tratamiento	58
39. Factor de emisión de CH_4 por gestión del estiércol para cada tratamiento.....	59
40. Emisiones resultantes por vaca por tratamiento.....	69

Figura No.

1. Diagrama del sistema para AC-DTM	18
2. Diagrama del sistema para AC-DPM y BC-DPM	18
3. Emisiones de CH_4 por fermentación entérica por tratamiento.....	59
4. Contribución de los sistemas de gestión del estiércol en el factor de emisión de CH_4 de gestión del estiércol para cada tratamiento.....	60
5. Emisiones de CH_4 de la gestión del estiércol por tratamiento	61
6. Emisiones directas e indirectas de N_2O de la gestión del estiércol por animal de cada tratamiento	62
7. Emisiones directas e indirectas de N_2O de la gestión del estiércol por tratamiento	63
8. Emisiones directas e indirectas de N_2O debido a la gestión de los suelos por tratamiento	63
9. Emisiones de CO_2 por el uso de combustible por tratamiento.....	65
10. Emisiones de CO_2 por el uso de la electricidad por tratamiento.....	65

11 Emisiones de CO ₂ eq por la producción de los alimentos de la DTM.....	66
12. Contribución relativa de los GEI a la HC de cada tratamiento.....	67
13. Huella de carbono	68

1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años ha habido un crecimiento a nivel global en la toma de conciencia y sobre la importancia de tomar medidas de manejo para la mitigación y adaptación al cambio climático debido a sus impactos negativos en el medio ambiente.

Las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) producto de las actividades humanas son el principal componente que explican el calentamiento global, teniendo una contribución importante en las mismas el sector pecuario (Gerber et al., 2013). Es importante mejorar el entendimiento del impacto de este sector para poder identificar cuáles son las prácticas efectivas para poder reducir sus emisiones.

Por otro lado, se ha observado por parte de los consumidores un aumento en la preocupación y relevancia del impacto ambiental relacionado a la producción y distribución del producto a la hora de decidir su compra (Becoña et al., 2013).

Poder conocer y entender que factores influyen sobre la huella de carbono (HC) de distintos sistemas de producción de leche uruguayos, permitirá una perspectiva sobre donde se debe realizar un mayor esfuerzo para poder reducir las emisiones. Comprender esta información y trabajar sobre los factores de mayor contribución a la HC, permitirá tener una ventaja competitiva para la exportación en un futuro no muy lejano.

El mejoramiento de la huella de carbono del sector lechero es un elemento clave para una producción de leche más sustentable desde el punto de vista ambiental.

El objetivo principal de este trabajo es estimar la huella de carbono para tres sistemas lecheros contrastantes: estabulado, estabulado parcialmente en establo de cama caliente y estabulado parcialmente a cielo abierto. Los objetivos específicos que se proponen son dos:

- 1) Identificar los factores que tienen mayor incidencia en la HC de cada sistema.
- 2) Identificar el sistema lechero que emite menos gases de efecto invernadero por kg de leche corregida por grasa y proteína.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1 CONTRIBUCIÓN DEL SECTOR PECUARIO EN LAS EMISIONES DEL MUNDO Y URUGUAY

El rápido aumento de la temperatura global es atribuido a la actividad antropogénica, que, en otras palabras, es el efecto invernadero adicional al que ocurre de forma natural (Pandey et al., 2010).

Según Gerber et al. (2013) el sector pecuario juega un rol importante en el cambio climático ya que contribuye a un 14,5% de las emisiones de gases de efecto invernadero inducidas por la actividad humana. Dentro de las emisiones del sector pecuario las responsables de su gran mayoría son la producción de carne y leche contribuyendo, respectivamente, al 41% y 20% de los GEI del sector (Gerber et al., 2013). Las dos principales fuentes de emisión de este sector son la producción de alimento y su procesamiento y la fermentación entérica de los rumiantes (Gerber et al., 2013).

A lo largo del proceso productivo el ganado emite gases de efecto invernadero como el metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) y óxido nitroso (N₂O), contribuyendo al cambio climático de forma directa (por ejemplo, emisiones de metano por fermentación entérica del animal o de su estiércol) como indirecta (por ejemplo, emisiones asociadas a las actividades desarrolladas durante la producción de alimento para el ganado, Hristov et al., 2013).

En Uruguay el sector agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra contribuye en gran medida a las emisiones totales nacionales en cuanto a las emisiones de metano y óxido nitroso. Siendo las emisiones de metano provenientes fundamentalmente de la fermentación entérica del ganado vacuno y las emisiones de N₂O correspondientes principalmente a la deposición de orina y heces en áreas de pastoreo del ganado (MVOTMA. SNRCC, 2017).

2.2 HUELLA DE CARBONO

2.2.1 Definición e importancia

La HC es definida como “*la cantidad de GEI expresada en términos de dióxido de carbono equivalente (CO₂eq), emitido hacia la atmósfera por un individuo, organización, proceso, producto o evento dentro de un límite específico*” (Pandey et al., 2010). Para la producción de leche, se define de forma más específica y simple como el total de emisiones de GEI asociadas a la producción de 1 kg de leche, lo que permite demostrar la eficiencia de un sistema lechero (Mazzetto et al., 2021). Cuantos menos gases de efecto de invernadero se emitan por kg de leche, más eficiente será el sistema.

La metodología y el objetivo de la medición de la HC van a definir los límites y los gases de efecto invernadero a evaluar (Pandey et al., 2010).

La unidad utilizada para expresar la HC, CO₂eq, permite comparar y llevar a una misma base los distintos gases que forman parte de las emisiones de los GEI (Carbon Trust, 2018). Algunos de los gases de efecto invernadero que son considerados en la guía perteneciente al Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, conocido por sus siglas en inglés como IPCC, son: dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), entre otros.

La importancia de cuantificar las emisiones del producto, proceso o lo que se esté evaluando radica en la comprensión de su impacto al cambio climático. De esta forma se podrá identificar y priorizar las áreas para poder tomar decisiones en la reducción de emisiones de GEI de lo evaluado (Carbon Trust, 2018).

De acuerdo a la FAO (2010), conocer los resultados de la HC de la producción de leche permite generar información para el debate de emisiones de gases de efecto invernadero, apoyar a la investigación e influir en el desarrollo de los esfuerzos para mejorar la sustentabilidad del sector lechero.

2.2.2 Metodologías y desarrollo para su cálculo

Crosson et al. (2011) aseguran que hay dos metodologías para realizar el modelaje del sistema de producción para las estimaciones de gases de efecto invernadero, uno es a través del análisis de ciclo de vida (ACV) y otro es a través del “System Analysis Model”. Ambos tienen un enfoque parecido pero el ACV está más formalizado a través de las normas de la Organización Internacional de Normalización, conocido por sus siglas en inglés como ISO.

Según el IDF (2015), la HC de un producto está basado en la metodología de ACV. Esta metodología toma en cuenta todos los ingresos y egresos para la producción de un producto o en un sistema productivo delimitado de forma específica, pudiendo ser el límite, por ejemplo, el sistema de producción de leche a nivel de campo, la fábrica de lácteos o ambos en su conjunto.

La unidad de referencia para la salida del sistema es llamada unidad funcional, y es la cantidad de gases de efecto invernadero expresados en términos de CO₂eq por kg de leche corregida por grasa y proteína, LCGP (FAO 2010, Lizarralde et al. 2014, IDF 2015). Puede ser también por kg de leche corregido por energía, LCE (Rotz et al. 2010, Flysö et al. 2011, O’Brien et al. 2014).

El sistema de producción de leche calculado a través de un ACV se puede analizar de forma conjunta o se puede separar, a través de una delimitación, en dos sub sistemas: de cuna a la portera del establecimiento y de la portera al punto de venta. En el

primer subsistema, cuna a portera, se incluyen todos los procesos para la producción hasta que el producto se va del sistema. Para el segundo subsistema de la portera hasta punto de venta, se incluye el transporte de la leche desde el predio hasta la planta, su procesamiento y envasado y el posterior transporte hasta el punto de venta (FAO, 2010).

De acuerdo a Pandey et al. (2010), la delimitación de sistemas consiste en dibujar una línea imaginaria alrededor de las actividades que van a ser utilizadas para la estimación y la forma en que se haga esto va a depender del objetivo para el cual se esté realizando el cálculo.

Cuando se elige la metodología de ACV para realizar el cálculo de la HC para la producción de leche en general se limita el sistema desde la cuna hasta la portera del establecimiento (Rotz et al. 2010, Flysö et al. 2011, O'Brien et al. 2014, Lizarralde et al. 2014, Darré et al. 2020).

En el cálculo de GEI, las emisiones se dividen en dos grupos. La primera son las emisiones que ocurren en el proceso actual de producción de leche, es decir en el predio. Se calculan siguiendo, en gran medida, la guía del IPCC e incluye emisiones como el CH₄ de los animales y estiércol, N₂O del manejo de la gestión de los suelos, entre otros. El segundo grupo son las emisiones que están relacionadas con la producción y suministro de insumos y servicios que se utilizan en el predio, como la electricidad, combustible, alimentos que son comprados afuera del predio, entre otros (Rotz et al. 2010, O'Brien et al. 2014).

Una de las desventajas que presenta el ACV son los supuestos que se deben realizar, por ejemplo al elegir la unidad funcional y delimitar el sistema. Esto puede resultar en algo subjetivo y afectar al resultado (FAO, 2010). Las variaciones que hay en los parámetros del sistema y las incertidumbres asociadas a los factores de emisión pueden tener implicancias a la hora de interpretar resultados de las emisiones de GEI para diferentes estudios (Crosson et al., 2011). Por eso al establecer los límites es de suma importancia ser claro y explícito con las partes que se incluyen y excluyen en el cálculo (Carbon Trust, 2018).

Crosson et al. (2011) realizan una recopilación de distintos estudios publicados en donde se realiza el modelo de los GEI para un sistema de producción lechera. Se puede apreciar que las metodologías, enfoques, límites y factores de emisión son definidos de forma diferente para cada estudio.

Las técnicas más utilizadas para la recopilación de datos son a través de factores de emisión y modelos de estimación (Pandley et al., 2010).

Los datos que se utilizan para el cálculo de HC pertenecen a los procesos dentro del límite que se estableció para el estudio (IDF, 2015).

La selección de gases de efecto invernadero en el cálculo de la HC van a depender de la guía que se utilice y la necesidad y la actividad para la cual se está realizando la estimación (Pandey et al., 2010).

Una vez que se haya hecho la recolección de los datos, estos deben de ser descriptos y verificados para luego poder realizar el cálculo de la HC con toda la información recopilada (IDF, 2015).

2.3 FUENTES DE EMISIONES PRINCIPALES QUE AFECTAN LA HUELLA DE CARBONO EN EL SECTOR LECHERO

2.3.1 Emisiones dentro del establecimiento

Las emisiones dentro del establecimiento (O'Brien et al., 2014) o emisiones primarias (Rotz et al., 2010), son las emisiones que se emiten durante el proceso actual de producción. Las principales emisiones dentro de esta categoría son: las provenientes de los animales, la de la gestión del estiércol, las emisiones que se producen en la gestión de los suelos y por quema de combustibles.

2.3.1.1 Animales

Las emisiones de metano por fermentación entérica van a depender del tracto digestivo, la edad, peso del animal y la ingesta de los alimentos, tanto en calidad como en cantidad, en otras palabras, de la dieta (Dong et al., 2006).

Para los rumiantes, la fermentación de carbohidratos como fuente de energía resulta en producción de calor y metano. El sistema digestivo de los rumiantes tiene una ventaja sobre el de los no rumiantes, esto es explicado porque presentan procesos que les permite acceder a energía con la pared celular de las plantas como sustratos (Van Soest, 1994). Estos procesos son llevados a cabo por los microorganismos que se encuentran en el rumen y descomponen los carbohidratos estructurales en moléculas simples (Dong et al., 2006). Por eso al comparar rumiantes contra no rumiantes en base a una misma dieta de baja calidad de forraje, los rumiantes se adaptan mejor y tienen una misma o hasta mejor performance que los no rumiantes (Van Soest, 1994).

Cuanto mayor sea la ingesta de alimentos, mayor será la emisión de metano. La ingesta de alimentos está sujeta al tamaño del animal, su tasa de crecimiento y su producción (por ejemplo, producción de leche o crecimiento de lana). También será mayor la producción de este gas cuando la dieta sea de baja digestibilidad y de baja densidad energética (Dong et al., 2006).

La fuente de emisión con mayor contribución sobre la HC es el CH₄ producida por los animales a través de la fermentación entérica (Rotz et al. 2010, Flysö et al. 2011,

Becoña et al. 2013, O'Brien et al. 2014, Lizarralde et al. 2014, Mazzetto et al. 2021), sea en un sistema de base pastoril o estabulado (O'Brien et al., 2014).

Si bien el ganado también emite CO₂, la guía del IPCC no lo contempla porque se supone que dichas emisiones anuales equivalen a cero. Esto es porque el CO₂ de la fotosíntesis de los vegetales es devuelto como CO₂ respirado hacia la atmósfera (Dong et al., 2006).

2.3.1.2 Gestión del estiércol

El CH₄ se produce durante el almacenamiento y el tratamiento del estiércol (el término “estiércol” se refiere a la bosta y la orina que produce el ganado), y también cuando es depositado en la pastura pero la producción de metano tiende a ser menor ya que se descompone bajo condiciones aeróbicas (Dong et al., 2006).

Los principales factores que inciden en estas emisiones son dos. La primera es la cantidad del estiércol que se produce, ésta depende de la tasa de producción de desechos por el animal y la cantidad de animales. La segunda es la porción del estiércol que se descompone de forma anaeróbica, que depende de cómo se gestione la misma (ejemplo: lagunas). El tiempo de retención en el almacenamiento y la temperatura van a incidir en la cantidad de metano que se produzca (Dong et al., 2006).

Con mayor fibra en la dieta, los animales producen más metano por fermentación entérica. También excretan mayor cantidad de sólidos volátiles (VS). Los VS forman parte del material orgánico del estiércol animal y consisten en fracciones biodegradables como no biodegradables. El contenido de VS del estiércol equivale a la fracción de la dieta consumida que no se digirió. Esto hace que aumenten las emisiones en el almacenamiento del estiércol, explicado por la mayor excreción (Dong et al., 2006).

Las emisiones de CH₄ por gestión del estiércol es el segundo de mayor importancia en la HC de un sistema estabulado (O'Brien et al., 2014).

Otro gas que se produce de la gestión del estiércol es el óxido nitroso (N₂O), que puede emitirse de forma directa o indirecta (Dong et al., 2006).

Las emisiones directas de N₂O se producen a través de la combinación de la nitrificación (oxidación del nitrógeno amoniacal en nitrógeno nitrato) y desnitrificación (en ausencia de oxígeno se produce nitrógeno gaseoso a partir del nitrato). Deben de haber nitratos y nitritos en un ambiente anaeróbico, y posteriormente condiciones aeróbicas para que se realice la nitrificación y posteriormente se emita N₂O.

La producción de N₂O depende del tiempo de almacenamiento y el tipo de tratamiento del estiércol, como también del contenido de nitrógeno y de carbono del

mismo. Si no hay suministro de oxígeno en el almacenamiento, como en la laguna, es posible que no se produzca emisión de este gas (Dong et al., 2006).

Las emisiones indirectas son resultado de pérdida de nitrógeno volátil, principalmente en las formas de amoníaco (NH_3) y óxidos de nitrógeno (NO_x). El tiempo, y en menor medida la temperatura, durante la recolección y el almacenamiento del estiércol son los factores responsables de que el nitrógeno orgánico excretado se mineralice a nitrógeno amoniacal, perdiéndose de forma volátil. La pérdida de nitrógeno también se da por el escurrimiento y la lixiviación (Dong et al., 2006).

Rotz et al. (2010) comparan dos sistemas de producción: uno estabulado con cama de arena donde el estiércol era acumulado en un pozo de tierra y otro sistema de animales encerrados a cielo abierto en un “dry lot”. La utilización del “dry lot” demostró reducir las emisiones de CH_4 del almacenamiento del estiércol en comparación al estabulado. El estiércol que se acumula en un “open lot” se esparce sobre una capa fina a lo largo de la superficie, esto crea una condición más aeróbica y la emisión de GEI es menor (Rotz, 2018).

Con el fin de medir las emisiones de GEI de la cama caliente o “compost”, Van Dooren et al. (2016) llegan al resultado de que las emisiones en cuanto a N_2O pueden variar de 1,4 a 5,9 kg de N_2O /animal/año y las emisiones de CH_4 de 13,8 a 36 kg de CH_4 /animal/año. Mosquera y Hol, citados por Van Dooren et al. (2016), encontraron que las emisiones de CH_4 eran 141,7 kg CH_4 /animal/año, siendo más altas que las encontradas en su estudio. El estiércol en este tipo de sistema se acumula por un par de meses o más junto al material de la cama que se le agrega para absorber la humedad. Las condiciones aeróbicas y anaeróbicas de esta condición llevan a una mayor emisión de gases como el CH_4 y N_2O (Rotz, 2018).

2.3.1.3 Gestión de suelos y fertilizantes nitrogenados

El óxido nitroso se produce de forma natural en los suelos a través de la nitrificación y desnitrificación. La nitrificación ocurre a nivel microbiano oxidando de forma aeróbica el amonio en nitrato. La desnitrificación, también microbiana, es la reducción del nitrato en gas de nitrógeno (N_2). El N_2O es un producto intermedio gaseoso en la secuencia de reacción de la desnitrificación y un producto derivado de la nitrificación. La disponibilidad de N inorgánico en el suelo es uno de los principales factores que controla esta reacción (De Klein et al., 2006).

Las emisiones de este gas ocurren como resultado del agregado de N de forma antropogénica o del N mineralizado, emitiéndose de forma directa y de forma indirecta.

Las emisiones directas de N_2O están relacionadas a cualquier práctica que aumente el N disponible en el suelo. Las principales son: el agregado de N por el hombre,

a través de fertilizantes nitrogenados sintéticos y/o N orgánico aplicado como fertilizante (por ejemplo estiércol animal, compost, entre otros), nitrógeno en residuos agrícolas, cultivos fijadores y de forrajes durante la renovación de pasturas, N de la orina y el estiércol depositado en las pasturas y praderas por animales, por cambios en el uso de la tierra y/o en las prácticas de gestión que mineralicen el N orgánico del suelo. Con estas aplicaciones también hay emisiones de óxido nitroso de forma indirecta. La primera vía es la volatilización de N como amoníaco y óxidos de nitrógeno. La segunda vía es por lixiviación y escurrimiento (De Klein et al., 2006).

En un sistema de base pastoril, las emisiones de N₂O por el estiércol y orina depositada en las pasturas por los animales es la segunda fuente de mayor contribución en la HC (O'Brien et al., 2014).

Cuando se realizan prácticas para reducir la acidez del suelo, como el encalado, hay emisiones de CO₂, que van a variar según la cantidad que se aplique y si se utiliza calcita (CaCO₃) o dolomita (CaMg(CO₃)₂) para encalar. El agregado de urea emite también CO₂.

2.3.2 Emisiones fuera del establecimiento

Las emisiones fuera del establecimiento o emisiones secundarias, son las emisiones que ocurren con la producción de insumos utilizadas en el predio como pesticidas, fertilizantes, alimentos, combustible, electricidad y el transporte de las mismas hasta el sistema estudiado (Rotz et al. 2010, O'Brien et al. 2014). Para un sistema estabulado las emisiones de alimento concentrado importado al predio están en tercer lugar de mayor contribución a la HC (O'Brien et al., 2014).

2.4 HUELLA DE CARBONO DE SISTEMA PASTORIL VS. ESTABULADO

Se ha observado una correlación moderadamente negativa entre la HC de leche y la producción de leche por vaca, es decir más leche por vaca equivale a una menor HC (Lizarralde et al. 2014, Darré et al. 2020, Mazzetto et al. 2021).

Rotz et al. (2010) calcularon a través de un software denominado "Dairy Greenhouse Gas model" la HC para distintos sistemas de producción de leche en Estados Unidos. Realizaron un ACV parcial (de la cuna a la portera del establecimiento). En uno de los sistemas las vacas se encontraban estabuladas y se les brindaba una dieta alta en forraje con silo de alfalfa y maíz y heno de alfalfa. La producción de leche era de 8500kg/vaca con 3,5% de grasa y 3,1% de proteína. La mayor emisión para este sistema fue el metano, principalmente atribuido a los animales. La HC calculada fue de 0,69 kg CO₂eq/kg LCE. Otro sistema contaba con la misma cantidad de vacas y producción de leche pero se diferenciaban del sistema anterior porque pastoreaban durante 6 meses, resultando así en una HC de 0,62 kg CO₂eq/kg LCE. Uno de los motivos de la menor

huella es que se redujeron las emisiones por combustión del combustible, esto fue explicado por la menor cantidad de actividades realizadas con las máquinas cuando se incluyó el pastoreo en el sistema. La electricidad utilizada también fue menor, por ende las emisiones atribuidas a ella también lo fueron.

O'Brien et al. (2014) calcularon la HC para tres sistemas de producción de leche, siendo uno en Irlanda (sistema de base pastoril), Reino Unido y Estados Unidos (ambos siendo sistemas confinados). El objetivo del sistema de base pastoril fue maximizar la utilización de forraje en la dieta de las vacas lactando donde se les suministró concentrado al principio y al final de la lactación cuando el consumo de forraje no era suficiente. En los dos sistemas de confinamiento se les brindó DTM o DPM. Los tres sistemas eran de alta productividad (cuadro No.1). Para que los sistemas sean lo más comparable posible se utilizó el mismo modelo de emisiones de gases de efecto invernadero para los tres sistemas, y se realizó un ACV desde la cuna hasta la portera.

Cuadro No 1. Información y HC para tres sistemas lecheros

	Pastoril (Irlanda)	Confinado (Reino Unido)	Confinado (Estados Unidos)
Producción de leche (kg leche/vaca/año)	6262	10892	12506
Concentrado (kg MS/vaca/año)	320	2905	3355
Pasto (kg MS/vaca/año)	4099	0	0
Heno de alfalfa (kg MS/vaca/año)	0	0	2570
Ensilaje de pasto (kg MS/vaca/año)	849	1142	0
Ensilaje de maíz(kg MS/vaca/año)	0	1862	2155
Ensilaje de trigo planta entera(kg MS/vaca/año)	0	825	0
Paja de colza (kg MS/vaca/año)	0	219	0
HC con secuestro de C(kg CO ₂ eq/kg LCE)	0,837	0,884	0,898
HC (kg CO ₂ eq/kg LCE)	0,914	0,895	0,898

Al incluir el secuestro de carbono a la HC del sistema pastoril se observaron menores emisiones de GEI por unidad de LCE, en comparación a los sistemas confinados (O'Brien et al., 2014). Pero si no se consideraba el secuestro de carbono, el sistema confinado y pastoril presentaban valores similares de HC (cuadro No. 1). Los ACV recomiendan excluir el secuestro porque en la guía del IPCC se asume que la capacidad

del suelo de secuestrar carbono alcanza un equilibrio luego de los 20 años (O'Brien et al., 2014).

La contribución de GEI en la HC por kg LCE para los sistemas bajo estudio fueron para el sistema pastoril del 47% atribuido al CH₄ de la fermentación entérica y para los dos sistemas confinados fue de 42% (O'Brien et al., 2014).

En el sistema confinado de Estados Unidos, la segunda fuente que tuvo mayor contribución a su HC fueron las emisiones de N₂O atribuidas al almacenamiento del estiércol y su aplicación (17%) y la tercer fuente fue de 14% atribuida al CH₄ del almacenamiento del estiércol (O'Brien et al., 2014). El estiércol fue manejado a través del sistema líquido/fango (slurry system).

Flysö et al. (2011) comparan dos sistemas contrastantes de producción en Nueva Zelanda (NZ) y Suecia. En el sistema de NZ, las vacas pastoreaban todo el año sobre pasturas perennes de leguminosas y gramíneas y cuando la producción de pasturas era baja, se utilizaba silo de maíz y de pasto para sostener la producción de leche. En el sistema confinado, el de Suecia, las vacas se encontraban encerradas y salían a pastorear solo por dos meses y medio. Su dieta estaba basada principalmente en ensilaje de pasto, además de concentrado.

Para el sistema de NZ las emisiones de GEI resultaron en 1 kg de CO₂eq/kg LCE y de 1,16kg de CO₂eq/kg LCE para Suecia, donde las emisiones de metano por fermentación entérica fueron el 46% y 36% de las emisiones totales de la huella, respectivamente. La producción del alimento (que incluyó aplicaciones de fertilizante, combustible, energía para procesar el alimento, entre otros) generó más emisiones en el sistema de Suecia que en el de Nueva Zelanda. Esto es explicado porque en el sistema de este último la mayoría del alimento provenía del pastoreo de las vacas en las pasturas.

Mazzetto et al. (2021) establecieron un valor promedio mundial de la HC, de cuna a portera, de 1,47kg CO₂eq/kg LCGP, la cual varió de 0,77 (Nueva Zelanda) a 3,34 (Perú) kg CO₂eq/kg LCGP. Los países que se encontraban en el rango de valores de HC más altos fueron para los sistemas pastoriles con una baja eficiencia de conversión del alimento y producción baja de leche (2000 a 400 kg LCGP/vaca). Los países, incluyendo Uruguay, con producción media de leche (4000 a 6000 kg LCGP/vaca) con buenas pasturas y un manejo de los animales que aseguraban una alta calidad de la pastura y alta conversión del alimento, resultaron en una menor HC. Países como Europa, Estados Unidos y Canadá se encontraron dentro del rango de una HC baja, explicado por las diferentes prácticas de manejo (por ejemplo estabulación de animales) y a una mayor producción de leche por cabeza, 7000 a 10000kg LCGP (asociado al elevado uso de concentrados y suplementos).

2.5 HUELLA DE CARBONO EN URUGUAY

En el año agrícola 2006-2007 se calculó la HC del sector lechero en Uruguay a través de un ACV (Becoña et al., 2013). El análisis se realizó para un tambo promedio en el país. Los resultados hasta la portera del predio (fase primaria) mostraron que el metano (proveniente de la fermentación entérica y manejo del estiércol) contribuyó con un 63% a las emisiones totales de GEI, el óxido nitroso un 29% (incluyó emisiones directas e indirectas del estiércol y fertilizante) y el dióxido de carbono fósil solo un 8%. La fermentación entérica fue la actividad que contribuyó en mayor proporción a las emisiones de GEI (Becoña et al., 2013).

En cuanto a la proporción relativa de los GEI en la fase primaria, el 86% de las emisiones provienen del predio y el 14% de por fuera del predio. Estas emisiones incluyeron la producción y suministro de: alimentos comprados, fertilizantes sintéticos y distribución de cualquier otro agroquímico (Becoña et al., 2013).

En otro estudio llevado a cabo en el sur del Uruguay, en donde se encuentran la mayoría de los tambos, se realizó el cálculo de la HC a través de un ACV de la cuna hasta la portera del establecimiento. Los tambos bajo análisis fueron 24. Las características de los sistemas de producción de leche del Uruguay constan de las vacas pastoreando pasturas de gramíneas y leguminosas a lo largo del año. Las cantidades de silo de maíz/sorgo y de pasto variaron en función de la oferta de las pasturas, que por lo general se les brinda cuando la oferta es baja. Durante la lactación las vacas reciben concentrado para poder cubrir sus requerimientos nutricionales. El promedio de la HC fue de 0,99 kg CO₂eq/ kg LCGP (cuadro No. 2). La fermentación entérica contribuyó en promedio con la mitad de los GEI, seguido por las emisiones directas de óxido nitroso de la excreta depositado durante el pastoreo. No se consideró al secuestro de carbono (Lizarralde et al., 2014)

Cuadro No. 2. Información y HC promedio de 24 tambos en Uruguay

Parámetro	Promedio
Producción de leche (kg LCGP /vaca)	4075
Concentrado (kg MS/vaca/día)	4,9
Forraje consumido (kg MS/vaca/día)	8,4
Consumido total (kg MS/ vaca/día)	13,3
HC (kg CO ₂ eq /kg LCGP)	0,99

Darré et al. (2020) delimitaron el sistema de cuna a portera a través de un ACV para realizar el cálculo de HC. Utilizaron información de 277 predios lecheros provenientes de una encuesta realizada en el 2014 por el Instituto Nacional de la Leche (INALE). Sus resultados llevaron a la conclusión que los sistemas con mayor productividad por ha o por vaca tienen menores GEI por kg de leche y el valor de HC fue 0,97 kg CO₂eq/kg de leche.

2.6 DIETA TOTALMENTE MEZCLADA Y PARCIALMENTE MEZCLADA

La dieta totalmente mezclada (DTM) es una dieta balanceada que se le brinda a los animales en sistemas confinados, donde unos de sus objetivos consiste en cubrir el 100% de los requerimientos nutricionales de los animales. A la combinación de DTM y el pastoreo, se la denomina dieta parcialmente mezclada (DPM), es un sistema de alimentación semi confinado que permite obtener una ventaja parcial del sistema pastoril y sistema confinado (Salado et al., 2020).

En Rafaela, provincia de Santa Fe, Argentina, se realizó un experimento en donde se compararon diferentes sistemas de alimentación para vacas lecheras holando. En el primer periodo, un sistema consistía de DTM *ad libitum*, que fue ajustada en base a los requerimientos, y el otro sistema consistía de una combinación de 75% de DTM con 25% de pastura. Se les brindaba DTM dos veces por día (6:00hs y 16:00hs) a ambos tratamientos. Cuando el tratamiento 75% DTM y 25% pastura terminaba con la DTM ofrecida, se las llevaba a una verdeo de avena (*Avena sativa L.*). El consumo de materia seca que tuvo el tratamiento 100% DTM fue de 26,3kgMS/día y el otro fue de 25kgMS/día, siendo 5,8kgMS/día de la pastura y el resto de DTM (Salado et al., 2020).

La mayoría de los parámetros de producción y composición de la leche dieron significativamente más alto en el tratamiento DTM, excepto para el contenido de grasa. La producción de leche aumentó de forma lineal a medida que aumentaba la proporción de DTM en los sistemas. La diferencia en producción de leche entre los tratamientos puede ser explicada por el bajo consumo de energía además del costo energético de la actividad de pastoreo (Salado et al., 2020).

Kolver y Muller (1998) compararon vacas holando de alta producción pastoreando y otras consumiendo DTM. La performance de las vacas pastoreando en comparación a las que estaban encerradas consumiendo DTM, fue significativamente menor, en cuanto al consumo de MS (19 vs. 23,4 kg/d de MS) que posiblemente explica la menor producción de leche (29,6 vs. 44,1 kg/d), contenido de proteína en leche (2,61% vs. 2,80%), peso vivo y condición corporal de los animales que pastoreaban.

2.7 HIPÓTESIS

- a) El sistema lechero estabulado presenta menor huella de carbono de la leche que los sistemas de base pastoril.
- b) El sistema mixto de producción con acceso a cama caliente tendrá mayor huella de carbono que el sistema mixto a cielo abierto si no logra diferenciarse en producción de leche individual y/o eficiencia de conversión.
- c) El factor con mayor incidencia en la huella de carbono de los tres sistemas es el metano producto de la fermentación entérica de la vaca.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 FUENTE DE DATOS

3.1.1 Localización y período

Los datos utilizados como fuente para el cálculo de la HC fueron tomados de UdelaR. Facultad de Agronomía. EEMAC (Estación Experimental “Dr. Mario A. Cassinoni”) ubicada en el km 363 de la ruta 3, Paysandú, Uruguay. La recolección de datos se realizó durante el ejercicio agrícola 1 de julio de 2019 al 30 de junio de 2020.

3.1.2 Tratamientos

Los tratamientos utilizados fueron 3, siendo estos una combinación de distintos niveles de control de ambiente con distintos sistemas de alimentación. En cada tratamiento se contaron con 32 vacas de raza Holando, siendo este un número promedio del ejercicio agrícola. En ese número de vacas promedio se incluyeron vacas con pariciones de otoño y primavera 2019, y vacas con pariciones de otoño 2020. Se realizaron 2 ordeñes diarios, a las 5:00hs y 15:00hs en verano y a las 3:00hs y 15:00hs en invierno.

El primer tratamiento consistió de un sistema en donde las vacas se encontraban encerradas en el establo, de manera permanente, con alto control del ambiente (AC) y donde se les suministró 100% de la dieta como dieta total mezclada (DTM). En el segundo tratamiento las vacas también se encontraban encerradas en el establo con AC pero su dieta consistió de una combinación de pastoreo intensivo con dieta parcial mezclada (DPM). El último tratamiento fue un sistema de encierre “a cielo abierto” con bajo control del ambiente (BC) y con dieta parcial mezclada (DPM).

En el cuadro No. 3 se presenta una descripción técnica de los tres tratamientos.

Cuadro No. 3. Descripción técnica promedio para los tres tratamientos

Item	Unidad	AC-DTM	AC-DPM	BC-DPM
Área en el predio	ha	0	12,8	12,8
Área fuera del predio*	ha	22,50	11,16	11,02
Número de vacas	número	32	32	32
Producción de leche**	kg leche/vaca por año	13.434	10.089	10.126
Leche corregida por grasa y proteína (LCGP)	kg LCGP/vaca por año	13.053	9.594	9.645
Grasa en leche	%	3,7	3,6	3,6
Proteína en leche	%	3,3	3,2	3,3
Peso vivo promedio	kg	643	624	622

*Área fuera del predio área necesaria para producir los alimentos para la DTM

**La producción de leche fue calculada a nivel de sistema, es decir por los 365 días del año

3.1.2.1 Tratamiento AC-DTM

Este tratamiento consistió de un sistema de encierre permanente en establo techado, que contó con cama caliente, ventiladores y aspersores, generando un alto control sobre el ambiente y dieta total mezclada (AC-DTM). El tratamiento fue constituido por 8 corrales con 4 vacas por corral.

Luego de cada ordeño las vacas fueron alimentadas con dieta total mezclada (DTM) que cubría el 100% de los requerimientos de mantenimiento y producción. El consumo de agua fue *ad libitum* y para los días en donde el índice de temperatura y humedad (ITH) superaba el valor crítico, se contaba con el sistema de enfriamiento por aspersión y ventilación forzada.

3.1.2.2 Tratamiento AC-DPM

Sistema de encierre en establo con alto control del ambiente, siendo las mismas condiciones del establo que las del tratamiento AC-DTM. La dieta para las vacas de este tratamiento se basó en la combinación de pastoreo con suministro de DTM, siendo su dieta parcial mezclada (AC-DPM). Si se presentaban condiciones de exceso hídrico, bajas en stock de forraje o ambas, las vacas se encerraban todo el día al igual que las del tratamiento AC-DTM.

Luego del ordeño de la mañana, las vacas tenían un turno de pastoreo. Luego del segundo ordeño, el que correspondía al de la tarde, las vacas recibían DTM en el establo al igual que las vacas del tratamiento AC-DTM.

3.1.2.3 Tratamiento BC-DPM

El sistema para este tratamiento consistió en un encierre “a cielo abierto”, con bajo control del ambiente y combinación de pastoreo con suministro de DTM, siendo la misma dieta que las del tratamiento AC-DPM (BC-DPM).

El sistema “a cielo abierto” contó con acceso a la sombra y agua *ad libitum*, el tamaño de la sombra por vaca fue de 6,5m². Las vacas se distribuyeron en 8 corrales con 4 animales en cada uno, y 480m² de superficie por corral.

Al igual que los animales del tratamiento AC-DPM en caso de exceso hídrico, bajas en el stock de forraje o ambas, se las encerraban completamente.

3.1.3 Alimentación

En el cuadro No. 4 se presenta una descripción de la cantidad de alimento que consumieron las vacas por tratamiento en el período de estudio.

Cuadro No. 4. Cantidad de alimento consumido por vaca para cada tratamiento

Alimento	AC-DTM (kgMS/vaca/año)	AC-DPM (kgMS/vaca/año)	BC-DPM (kgMS/vaca/año)
Pasto	0	2023	1927
Ensilaje de sorgo*	2800	1503	1495
Ensilaje de raigrás*	462	274	273
Heno de festuca*	286	154	151
Ensilaje de maíz*	476	314	305
Ensilaje de alfalfa*	110	75	71
Concentrado*	5500	3108	3070
Total	9368	7452	7291

*Pertenece a la DTM

La dieta totalmente mezclada tuvo distinta composición de alimentos según el mes (cuadro No. 5).

Cuadro No. 5. Proporción de los alimentos de la DTM por mes

Alimentos DTM	Julio a octubre 2019 (100%)	Noviembre 2019 a enero 2020 (100%)	Febrero a marzo 2020 (100%)	Abril a mayo 2020 (100%)	Junio 2020 (100%)
Ensilaje sorgo	37	37	37	0	0
Ensilaje raigrás	0	7	7	8	8
Ensilaje maíz	0	0	0	23	23
Ensilaje de alfalfa	0	0	0	8	0
Heno festuca	7	0	0	0	8
Concentrado	56	56	56	61	61
Total	100	100	100	100	100

3.1.3.1 Pastura

Los animales pertenecientes a los tratamientos AC-DPM y BC-DPM, tuvieron acceso a pasturas de: festuca (*Festuca arundinacea*), verdeo de invierno de avena (*Avena bizantina*) y raigrás (*Lolium multiflorum*), pradera de alfalfa (*Medicago sativa*) y dactylis (*Dactylis glomerata*), pradera de festuca y lotus (*Lotus corniculatus*) y soja (*Glycine max*).

La pradera de alfalfa y dactylis en julio 2019 era de 1^{er} año y en marzo 2020 paso a ser de 2^{do}. año. La festuca en julio 2019 era de 2^{do}. año y en marzo 2020 de 3^{er}. año. La pradera de festuca y lotus en julio 2019 era de 3^{er}. año y en marzo 2020 paso a ser de 4^{to}. año.

El criterio para asignar el área de pastoreo fue la cantidad de pastura disponible por semana y la tasa de crecimiento de la pastura, la condición de entrada (número de hojas) y stock del forraje en el área de pastoreo.

En el cuadro No. 6 se presenta el porcentaje promedio de todos los recursos forrajeros para cada estación.

Cuadro No. 6. Porcentaje promedio de proteína cruda en las pasturas

Estación del año	PC%
Invierno 2019 (julio y agosto)	19,4
Primavera 2019	15,5
Verano 2019-2020	14,5
Otoño 2020	19,5
Invierno 2020 (junio)	19,4

3.1.3.2 Suplementación

Para el tratamiento AC-DTM la dieta totalmente mezclada se le suministro luego de ambos ordeñes. La alimentación se ajustó mediante balance de energía, de tal manera que cubría el total de los requerimientos de mantenimiento y producción.

Para los tratamiento AC-DPM y BC-DPM, la suplementación fue posterior al ordeño de la tarde durante otoño, invierno y primavera y posterior al ordeño de la mañana durante el verano. La suplementación se definió según balance de energía, considerando la disponibilidad de forraje, la asignación y la utilización del 50% del pasto ofrecido, se le restó a los requerimientos del animal y lo restante se cubrió con DTM.

En el cuadro No. 7 se presenta el valor promedio de la composición química de la DTM para el período en estudio.

Cuadro No. 7. Composición química promedio anual de la DTM

DTM			
MS %	PC %	FDN %	FDA %
48,8	15,7	31,4	15,1

La FDN promedio para la dieta de AC-DPM y BC-DPM fue de 38,6%, respetando sus respectivas proporciones de lo consumido en la pastura y en a DTM para calcular el FDN% de la dieta.

3.2 MODELO DEL SISTEMA

3.2.1 Límites del sistema

Cada tratamiento (AC-DTM, AC-DPM y BC-DPM) fue delimitado como un sistema diferente para poder realizar el cálculo de la HC. Los límites del sistema para los tres tratamientos fueron desde la cuna hasta la portera del establecimiento, con diferencias en lo que se incluyó.

Para el tratamiento AC-DTM se limitó el sistema de tal forma que se consideró lo descrito a continuación.

- Producción de leche en el predio:
 - Metano por fermentación entérica de los animales productivos.
 - Emisiones de la gestión del estiércol (metano y emisiones directas e indirectas de óxido nitroso).
 - Electricidad utilizada en el tambo (para la extracción de leche) y en el galpón (ventiladores).
 - Combustible para la realización de actividades.
 - Emisiones de la gestión de los suelos (emisiones directas e indirectas de óxido nitroso) debido a la aplicación del estiércol en el campo.
- Producción y transporte al predio de alimentos comprados para la DTM.

Para el tratamiento AC-DPM se incluyeron los mismos componentes que para el sistema de AC-DTM, pero a diferencia de este, los animales del tratamiento AC-DPM pastoreaban, por eso también se incluyó dentro de la producción de leche en el predio:

- Emisiones de la gestión de los suelos (emisiones directas e indirectas de óxido nitroso).
- Emisiones de dióxido de carbono por aplicación de urea.

El tratamiento BC-DPM se delimitó de tal forma que se incluyó lo descrito a continuación.

- Producción de leche en el predio:
 - Metano por fermentación entérica de los animales productivos.
 - Emisiones de la gestión del estiércol (metano y emisiones indirectas de óxido nitroso).
 - Electricidad utilizada en el tambo para la extracción de leche.
 - Combustible para la realización de actividades.
 - Emisiones de la gestión de los suelos (emisiones directas e indirectas de óxido nitroso).
 - Emisiones de dióxido de carbono por aplicación de urea.

- Producción y distribución al predio de alimentos comprados para la DTM.

En la figuras No. 1 y No. 2, se muestran las entradas y salidas del sistema de acuerdo a los límites correspondientes a cada uno de ellos.

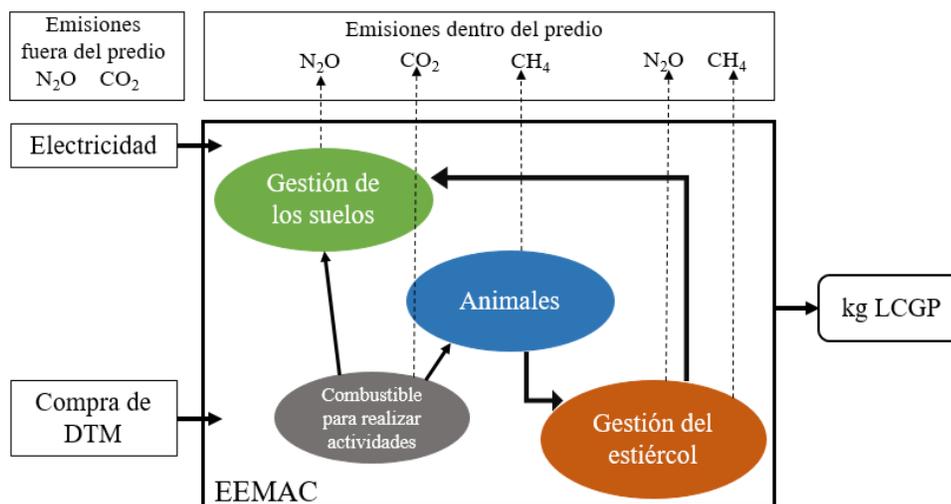


Figura No. 1. Diagrama del sistema para AC-DTM

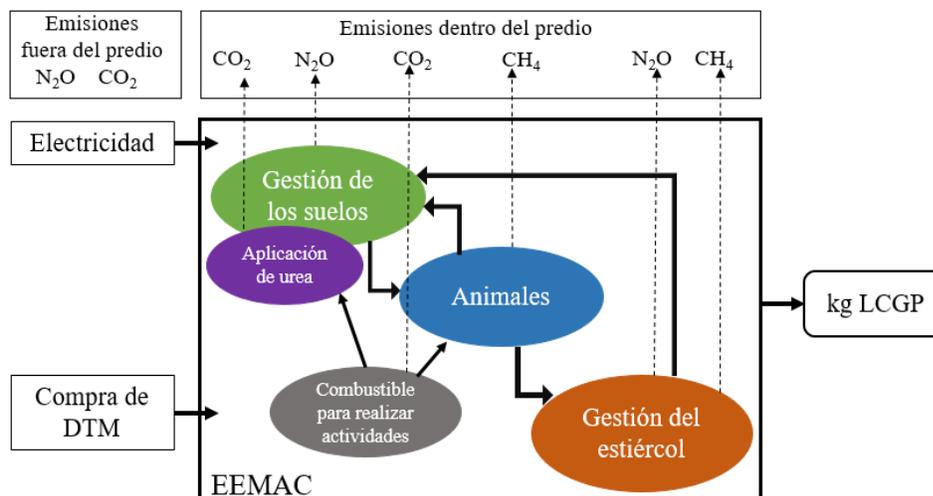


Figura No. 2. Diagrama del sistema para AC-DPM y BC-DPM

3.2.2 Unidad funcional

La unidad funcional utilizada para los tres sistemas fue kg de leche corregido por grasa y proteína (LCGP) de acuerdo al IDF (2015). Utilizar LCGP permite una comparación justa entre los tres sistemas.

LCGP (kg/año)= producción (kg/año) x [0,1226 x grasa% + 0,0776 x proteína % + 0,2534]

3.3 CÁLCULO DE LA HUELLA DE CARBONO

Para realizar el cálculo de las emisiones de gases de efecto invernadero perteneciente a la HC para cada sistema se creó una planilla de Excel con las ecuaciones del IPCC (De Klein et al. 2006, Dong et al. 2006), con las modificaciones de su refinamiento (Gavrilova et al. 2019, Hergoualc'h et al. 2019) y se calcularon: emisiones de metano por fermentación entérica y de la gestión del estiércol, emisiones de óxido nitroso debido a la gestión del estiércol y la gestión de suelos y por último emisiones de dióxido de carbono por la aplicación de urea.

La planilla Excel también incluyó las ecuaciones utilizadas para estimar las emisiones del uso del combustible, la producción y distribución de los alimentos para la DTM y el uso de electricidad en el tambo y en el galpón.

La contribución de las emisiones de cada uno de los gases de efecto invernadero, una vez calculadas, fueron llevadas a la misma unidad: CO₂ equivalente. Para realizar esto se lo multiplicó por su potencial de calentamiento global (PCG) para 100 años. Los coeficientes utilizados fueron (Solomon et al., 2007): para 1kg de CO₂= 1kg de CO₂eq. Para metano 1kg de CH₄= 25kg CO₂eq. Para óxido nitroso 1kg de N₂O=298kg de CO₂eq.

3.3.1 Emisiones de metano

Las emisiones de metano (CH₄) provienen de dos fuentes: fermentación entérica de las vacas, donde este gas se produce principalmente como subproducto de la fermentación entérica de los rumiantes, y del manejo del estiércol (bosta y orina). Cuando el estiércol es almacenado y tratado bajo condiciones anaeróbicas, emite CH₄.

3.3.1.1 Fermentación entérica

Se estimó la ingesta de alimentos en términos de energía bruta por día, con el método de nivel 2 del IPCC (Dong et al., 2006), para las vacas de cada tratamiento para posteriormente utilizarlo en la ecuación de factor de emisión y obtener las emisiones de CH₄ por fermentación entérica.

Las ecuaciones utilizadas para estimar la ingesta bruta diaria en vacunos fueron: mantenimiento (NE_m), actividad (NE_a), lactancia (NE_l), preñez (NE_p), relación entre la energía neta disponible en la dieta para mantenimiento y la energía digerible consumida (REM, del inglés “ratio energy maintenance”) y energía bruta (GE).

Se excluyeron tres ecuaciones pertenecientes a: la energía neta para crecimiento (NE_g), la relación entre la energía neta disponible en la dieta para crecimiento y la energía

digerible consumida (REG, del inglés ratio “energy growth”) y la energía neta para el trabajo (NE_{trabajo}). El aumento de peso diario promedio anual para las vacas lecheras de los tres tratamientos fue 0, siendo NE_g igual a 0. La energía neta para el trabajo (NE_{trabajo}) se utiliza para animales que realizan fuerza de tiro.

En el cuadro No. 8 se presenta un resumen de los valores utilizados para realizar los cálculos de las ecuaciones de NE_m (Ecuación 1), NE_a (Ecuación 2), NE_l (Ecuación 3), NE_p (Ecuación 4), REM (Ecuación 5) y DMI (Ecuación 6) en cada tratamiento.

Cuadro No. 8. Coeficientes y variables utilizadas para cada tratamiento en las ecuaciones

Coeficiente o variable	AC-DTM	AC-DPM	BC-DPM
C_{fi} (MJ día ⁻¹ kg ⁻¹)*	0,386	0,386	0,386
Peso promedio (kg)	643	624	622
C_a (sin dimensión)*	0	0,17	0,17
Leche (kg de leche día ⁻¹)	36,8	27,8	27,7
Grasa (% por peso)	3,7	3,6	3,6
$C_{\text{preñez}}$ *	0,10	0,10	0,10
Consumo promedio (kgMS día ⁻¹)	26,8	19,3	19,1
DE%	72	68	68

*Valores tomados de IPCC (Dong et al., 2006)

Para calcular la energía neta de mantenimiento para cada tratamiento se utilizó la siguiente ecuación (Ecuación 1).

Ecuación 1 (ecuación 10.3 del IPCC, Dong et al., 2006): energía neta para mantenimiento

$$NE_m = C_{fi} \cdot (\text{Peso})^{0,75}$$

Donde,

- NE_m = energía neta requerida por el animal para su mantenimiento (MJ día⁻¹).
- C_{fi} = coeficiente que varía según la categoría animal (MJ día⁻¹ kg⁻¹).
- Peso = peso vivo del animal (kg).

El coeficiente (C_{fi}) utilizado para calcular NE_m , tomado del IPCC (Dong et al., 2006), fue 0,386 MJ d⁻¹ kg⁻¹ para los tres tratamientos. Corresponde a vacas en lactancia y es un 20% más alto ya que durante la lactancia aumentan los requerimientos destinados al mantenimiento.

Ecuación 2 (ecuación 10.4 del IPCC, Dong et al., 2006): energía neta para actividad (para vacunos y búfalos)

$$NE_a = C_a \cdot NE_m$$

Donde,

- NE_a = energía neta para la actividad animal (MJ día⁻¹).
- C_a = coeficiente correspondiente a la situación alimentaria del animal (no tiene dimensión).
- NE_m = energía neta requerida por el animal para su mantenimiento (MJ día⁻¹).

El coeficiente (C_a), tomado del IPCC (Dong et al., 2006), que se le atribuyó a la situación alimentario de AC-DTM fue 0, este corresponde a animales confinados. Si bien AC-DPM y BC-DPM se encontraban confinados, un tratamiento en la cama caliente y el otro encerrado a cielo abierto, se le atribuyó la situación alimentaria de pastura (Dong et al., 2006): 0,17, porque pastoreaban. La energía neta requerida por el animal para su mantenimiento (NE_m) fue calculada en la ecuación 1.

Ecuación 3 (ecuación 10.8 del IPCC, Dong et al., 2006): energía neta para lactancia (para vacunos de carne, ganado lechero y búfalos)

$$NE_l = \text{leche} \cdot (1,47 + 0,40 \cdot \text{grasa})$$

Donde,

- NE_l = energía neta para lactancia (MJ día⁻¹).
- leche = cantidad de leche producida (kg de leche día⁻¹).
- grasa = contenido graso de la leche (% por peso).

Para las variables de leche y grasa se utilizó un valor promedio de las 32 vacas por tratamiento (cuadro No. 3).

Ecuación 4 (ecuación 10.13 del IPCC, Dong et al., 2006): energía neta para preñez (para vacunos, búfalos y ovinos)

$$NE_p = C_{\text{preñez}} \cdot NE_m$$

Donde,

- NE_p = energía neta para la preñez (MJ día⁻¹).
- $C_{\text{preñez}}$ = coeficiente de preñez.

- NE_m = energía neta requerida por el animal para su mantenimiento (MJ día⁻¹).

El coeficiente de preñez, tomado del IPCC (Dong et al., 2006), se eligió según la categoría de animal (vacunos), siendo este el mismo para los tres tratamientos: 0,10. La energía neta requerida por el animal para su mantenimiento (NE_m) fue calculada en la ecuación 1.

Ecuación 5 (ecuación 10.14 del IPCC, Dong et al., 2006): relación entre la energía neta disponible en la dieta para mantenimiento y la energía digerible consumida (REM)

$$REM = \left[1123 - (4092 \cdot 10^{-3} \cdot DE\%) + [1126 \cdot 10^{-5} \cdot (DE\%)^2] - \left(\frac{25,4}{DE\%} \right) \right]$$

Donde,

- REM = relación entre la energía neta disponible en una dieta para mantenimiento y la energía digerible consumida.
- DE% = energía digerible expresada como porcentaje de la energía bruta.

La energía digerible (DE%) se elige por categoría animal y por tipo de dieta. El rango de digestibilidad expresado como porcentaje para el sistema alimentario de pastura o dieta mezclada para vacunos u otros rumiantes es de 55 a 80%, tomado del IPCC (Gavrilova et al., 2019). Para cada tratamiento se calculó la energía digerible expresada como fracción de la energía bruta (DE%) para llegar a un resultado más exacto.

El consumo promedio (kgMS día⁻¹) para el período en estudio fue calculado con la siguiente ecuación:

$$\text{Consumo kgMS día}^{-1} = (0,372 \cdot LCG + 0,0968 \cdot PV^{0,75}) (1 - e^{-(0,192(SL+3,67))})$$

El peso vivo utilizado fue el promedio para cada tratamiento (cuadro No. 8), y la semana de lactación utilizada fue la 17 para los tres tratamientos porque es donde se da el pico de consumo. El resultado fue: 25kgMS día⁻¹ para AC-DTM, 21,4 kgMS día⁻¹ para AC-DPM y 21,1kgMS día⁻¹ para BC-DPM. En la ecuación 6 se utilizaron los pesos promedios para cada tratamiento y luego se despejó DE%.

Ecuación 6 (ecuación 10.18b en el IPCC, Dong et al., 2006): estimación de la ingesta de materia seca para vacas lecheras maduras

$$DMI = \left[\frac{\left(\frac{5,4 \cdot BW}{500} \right)}{\left(\frac{100 - DE\%}{100} \right)} \right]$$

Siendo la ecuación despejada para poder calcular DE% fue:

$$|DE\%| = (((5,4 \cdot BW)/500) / DMI) \cdot 100 - 100$$

Donde,

- DMI = ingesta de materia seca (kg día⁻¹).
- BW = peso corporal en pie (kg).
- DE% = energía digerible expresada como porcentaje de la energía bruta.

Para el tratamiento AC-DTM fue 72%. AC-DPM y BC-DPM resultó en una DE% de 68%.

Ecuación 8 (ecuación 10.16 del IPCC, Dong et al., 2006): relación entre la energía neta disponible en una dieta para crecimiento y la energía digerible consumida

$$REG = \left[1164 - (5160 \cdot 10^{-3} \cdot DE\%) + [1308 \cdot 10^{-5} \cdot (DE\%)^2] - \left(\frac{37,4}{DE\%} \right) \right]$$

Donde,

- REG = relación entre la energía neta disponible en la dieta para crecimiento y la energía digerible consumida.
- DE% = energía digerible expresada como porcentaje de la energía bruta.

Se utilizó la energía digerible expresada como porcentaje de la energía bruta (DE%) calculada en la ecuación 6 para cada tratamiento.

La ecuación 9 utilizó para calcular la energía bruta de cada tratamiento.

Ecuación 9 (ecuación 10.16 del IPCC, Dong et al., 2006): energía bruta para vacunos, búfalos y ovinos

$$GE = \left[\frac{\left(\frac{NE_m + NE_a + NE_1 + NE_{trabajo} + NE_p}{REM} \right) + \left(\frac{NE_g + NE_{lana}}{REG} \right)}{\frac{DE\%}{100}} \right]$$

Los tres tratamientos tuvieron un valor de 0 para: energía neta para el trabajo (NE_{trabajo}), energía neta para el crecimiento (NE_g) y energía neta requerida para producir un año de lana (NE_{lana}).

Para estimar las emisiones de metano por fermentación entérica se utilizó la siguiente ecuación, ecuación 10, perteneciente al método de nivel 2 (tier 2).

Ecuación 10 (ecuación 10.21 del IPCC, Dong et al., 2006): factores de emisión de CH₄ por fermentación entérica de una categoría de ganado

$$EF = \frac{GE \cdot \left(\frac{Y_m}{100}\right) \cdot 365}{55.65}$$

Donde,

- EF = factor de emisión (kg CH₄ cabeza⁻¹ año⁻¹).
- GE = ingesta de energía bruta (MJ cabeza⁻¹ día⁻¹).
- Y_m = factor de conversión en metano (% de la energía bruta del alimento convertida en metano).
- 55,65 = contenido de energía del metano (MJ/kg CH₄).
- 365 = cantidad de días del período (un año).

La ingesta de energía bruta fue calculada para cada tratamiento en la ecuación 9. El factor de conversión de metano (Y_m) fue tomado del IPCC (Gavrilova et al., 2019). El factor de conversión en metano (Y_m) para el tratamiento AC-DTM fue: 5,7 y corresponde a vacas lecheras de alta producción (>8500kg de leche/cabeza/año) con DE% ≥ 70 y Fibra Detergente Neutro (FDN) ≤ 35. El utilizado para AC-DPM y BC-DPM fue 6. Este factor de conversión de metano es para vacas de alta producción (>8500kg de leche/cabeza/año) con un contenido en la dieta de FDN ≥ 35.

Una vez calculado el factor de emisión (EF) para AC-DTM, AC-DPM y BC-DPM, a este se lo multiplicó por la cantidad de animales correspondientes a cada tratamiento para así conseguir las emisiones de CH₄ proveniente por fermentación entérica.

3.3.1.2 Gestión del estiércol

Cuando el estiércol es almacenado y tratado bajo condiciones anaeróbicas, emite CH₄. El estiércol depositado en pasturas tiende a descomponerse bajo condiciones más aeróbicas y produce menos CH₄. Se utilizó el método de nivel 2 (tier 2) para calcular las emisiones de CH₄ por gestión del estiércol.

Los sólidos volátiles (VS) forman parte del material orgánico del estiércol, tiene fracciones biodegradables y no biodegradables. El contenido de VS del estiércol equivale a la fracción de la dieta consumida que no se digirió, siendo esta excretada como materia fecal, y que, combinada con las excreciones urinarias, constituye el estiércol. En la ecuación 11 se calculó la excreción de sólidos volátiles por día.

Ecuación 11 (ecuación 10.24 del IPCC, Gavrilova et al., 2019): tasas de excreción de sólidos volátiles

$$VS = \left[GE \cdot \left(1 - \frac{DE\%}{100} \right) + (UE \cdot GE) \right] \cdot \left[\left(\frac{1 - CENIZA}{18,45} \right) \right]$$

Donde,

- VS = excreción de sólidos volátiles por día en base a materia orgánica seca (kg VS día⁻¹).
- DE% = digestibilidad del alimento (%).
- (UE * GE) = energía urinaria expresada como fracción de la ingesta de energía bruta (GE).
- CENIZA = contenido de ceniza del estiércol calculado como fracción de la ingesta de materia seca.
- 18,45 = factor de conversión para GE dietaria por kg de materia seca (MJ kg⁻¹).

Se sugiere, según el IPCC (Dong et al., 2006), utilizar 0,04 GE para la mayoría de los rumiantes cuando no se dispone de valores específicos para el país para la energía urinaria y para CENIZA se sugiere para vacunos 0,08, en el caso de que no hayan valores específicos para el país.

Ecuación 12 (ecuación 10.23 del IPCC, Gavrilova et al., 2019): factor de emisión de CH₄ de la gestión del estiércol

$$EF_{(T)} = (VS_T \cdot 365) \left[B_{o(T)} \cdot 0,67 \cdot \sum_{S,k} \frac{MCF_{S,k}}{100} \cdot AWMS_{(T,S,k)} \right]$$

Donde,

- EF_(T) = factor de emisión anual de CH₄ para la población de ganado categoría T (kg CH₄ cabeza⁻¹ año⁻¹).
- VS_T = sólidos volátiles excretados por día en la categoría de ganado T (kg MS animal⁻¹ día⁻¹).
- 365 = base para calcular la producción anual de VS (días año⁻¹).
- B_{o(T)} = capacidad máxima de producción de metano del estiércol producido por el ganado de la categoría T (m³ CH₄ kg⁻¹ de VS excretados).
- 0,67 = factor de conversión de m³ de CH₄ a kilogramos de CH₄.
- MCF_{S, k} = factores de conversión de metano para cada sistema de gestión del estiércol S por región climática k (%).

- $AWMS_{(T, S, K)}$ = fracción del estiércol del ganado de la categoría T manejado usando el sistema de gestión de desechos S en la región climática K, sin dimensión.

La capacidad máxima de producción de metano del estiércol (B_o) fue el mismo para los tres tratamientos porque se elige en el IPCC (Gavrilova et al., 2019) según la categoría animal. El valor del mismo para ganado lechero de alta producción es $0,24 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1}$ de VS excretados. Este valor corresponde al de otra región porque Latinoamérica no se encontraba como opción.

El factor de conversión de metano para cada sistema de gestión de estiércol (MCF) representa el grado en el que se logra la B_o . El estiércol que es excretado en cada tratamiento es manejado por más de un sistema de gestión de desechos. Por este motivo el desarrollo de factor de emisión anual de CH_4 (EF) de nivel 2 implicó determinar un MCF promedio ponderado empleando las estimaciones del estiércol gestionado para cada sistema de gestión de desechos para AC-DTM, AC-DPM y BC-DPM.

El MCF se selecciona en el IPCC (Gavrilova et al., 2019) por sistema de gestión de estiércol y el clima, siendo los factores del mismo seleccionado para clima cálido húmedo (el clima de Uruguay).

Para el tratamiento AC-DTM, los factores MCF (cuadro No. 9) utilizados fueron correspondientes a: cama profunda (cama caliente), con cambio de material menor a un mes porque se le agregó, dependiendo de la temperatura y la humedad, material cada 20 días aproximadamente, almacenaje de sólidos y laguna anaeróbica no cubierta.

Para determinar qué proporción del estiércol era manejado en un sistema u otro (AWMS) para el tratamiento AC-DTM, se tomó como criterio el tiempo en el que el animal se encontraba en el ordeño y en el galpón por día. Los animales en el ordeño estaban dos horas por día, donde el estiércol era gestionado a través del almacenaje de sólidos y la laguna anaeróbica no cubierta. Para la laguna y el almacenaje de sólidos el criterio tomado fue que de las dos horas por día que se encontraban las vacas en el tambo, el 20% de lo excretado era gestionado por el almacenaje de sólidos y el resto por la laguna anaeróbica no cubierta. Siendo la fracción AWMS para el almacenaje de sólidos 0,017 y 0,067 para la laguna anaeróbica para el estiércol gestionado en el tambo. En el galpón las vacas de este tratamiento estuvieron 22 horas por día. Pero se tomó como criterio que 50% de lo excretado era en la cama profunda y el otro 50% sobre la planchada, donde posteriormente se llevaba al almacenaje de sólidos. Entonces la proporción del estiércol (AWMS) gestionada en el galpón por la cama profunda fue 0,458 y para el almacenaje de sólidos 0,458.

Cuadro No. 9. Factores de conversión de metano con su fracción (AWMS) para AC-DTM

AC-DTM				
Sistema de gestión de desechos	MCF (%)*	Horas por día (hs)	AWMS (sin dimensión)	MCF (%) ponderado
Cama profunda (<1 mes)	6,5	11	0,458	
Laguna anaeróbica no cubierta	73	1,6	0,067	23,73
Almacenaje de sólidos	4	11,4	0,475	

*Valores tomados de IPCC (Gavrilova et al., 2019)

Los sistemas de gestión de desecho para AC-DPM (cuadro No. 10) fueron: cama profunda (cama caliente), laguna anaeróbica no cubierta, almacenaje de sólidos y pastura/pradera/prado. AWMS se determinó también según el tiempo en el cual se encontraban en la pastura, en el galpón y en el tambo (donde se encuentra el almacenaje de sólidos y la laguna anaeróbica). Se tomó el mismo criterio que para AC-DTM para determinar cuánto del estiércol excretado en el galpón era en la cama caliente y cuanto en la planchada, para posteriormente ir al almacenaje de sólidos. También fue utilizado el mismo criterio para determinar qué proporción de lo excretado en las dos horas por día en el tambo era gestionado por el almacenaje de sólidos y la laguna anaeróbica no cubierta. Las vacas de este tratamiento contaron con un turno de pastoreo de 8 horas, por lo tanto se le atribuyó una fracción de 0,333 al estiércol excretado en la pastura.

Cuadro No. 10. Factores de conversión de metano con su fracción (AWMS) para AC-DPM

AC-DPM				
Sistema de gestión de desechos	MCF (%)*	Horas por día (hs)	AWMS (sin dimensión)	MCF (%) ponderado
Cama profunda (<1 mes)	6,5	7	0,292	
Laguna anaeróbica no cubierta	73	1,6	0,067	17,05
Almacenaje de sólidos	4	7,4	0,308	
Pastura/prado/pradera	0,47	8	0,333	

*Valores tomados de IPCC (Gavrilova et al., 2019)

El tratamiento BC-DPM se diferencia con el tratamiento AC-DPM únicamente en donde se encuentran encerradas. En vez de estar en la cama caliente (cama profunda), las vacas del tratamiento BC-DPM se encontraban encerradas a cielo abierto, donde es definido en el IPCC (Dong et al., 2006) como el sistema de gestión de desechos: dry lot.

El estiércol que fue gestionado a través del almacenaje de sólidos fue solamente atribuido a cuando se encontraban en la sala de ordeño. En el cuadro No. 11 se encuentran los valores de MCF utilizados y AWMS.

Cuadro No. 11. Factores de conversión de metano con su fracción (AWMS) para BC-DPM

Sistema de gestión de desechos	BC-DPM			
	MCF (%)*	Horas por día (hs)	AWMS (sin dimensión)	MCF (%) ponderado
Dry lot	1,5	14	0,583	
Laguna anaeróbica no cubierta	73	1,6	0,067	
Almacenaje de sólidos	4	0,4	0,017	5,97
Pastura/prado/pradera	0,47	8	0,333	

*Valores tomados de IPCC (Gavrilova et al., 2019)

3.3.2 Emisiones de óxido nitroso

Las emisiones de óxido nitroso (N₂O), sean directas o indirectas, provienen de dos fuentes: de la gestión del estiércol y de la gestión de los suelos. Las emisiones directas e indirectas asociadas a las deposiciones del estiércol en las pasturas por los animales son incluidas en emisiones por gestión de los suelos según el IPCC (De Klein et al., 2006).

3.3.2.1 Gestión del estiércol

- Emisiones directas

Las emisiones de óxido nitroso (N₂O) se producen de forma directa a través de la combinación de la nitrificación y desnitrificación del nitrógeno contenido en el estiércol.

Para realizar el cálculo de las emisiones directas de N₂O se siguió el método de nivel 2 (tier 2). En cada tratamiento se calculó primero el nitrógeno excretado (ecuación 15) que es la diferencia entre el nitrógeno que consume el animal (ecuación 13) y el que retiene (ecuación 14). La cantidad de nitrógeno que se excretó por tratamiento y el sistema de gestión del estiércol que se utilizó determinaron las emisiones directas de este gas.

Las ecuaciones utilizadas para estimar lo anualmente excretado por animal fueron ecuación 13, ecuación 14 y ecuación 15.

Ecuación 13 (ecuación 10.32 del IPCC, Dong et al., 2006): tasas de ingesta de N para vacunos

$$N_{ingesta(T)} = \frac{GE}{18,45} \cdot \left(\frac{CP\%}{6,25} \right)$$

Donde,

- $N_{ingesta}$ = N consumido diariamente por animal de la categoría T (kg N animal⁻¹ día⁻¹).
- GE = ingesta de energía bruta (MJ cabeza⁻¹ día⁻¹).
- 18,45 = fracción de conversión para GE dietaria por kg de materia seca (MJ kg⁻¹).
- CP% = porcentaje de proteína cruda de la dieta (%).
- 6,25 = conversión de kg de proteína de la dieta a kg de N de la dieta (kg proteína en el alimento (kg N)⁻¹).

En el cuadro No. 12 se presentan los valores promedios anuales de proteína cruda de la dieta que se utilizaron para cada tratamiento en la ecuación 13.

Cuadro No. 12. Porcentaje de proteína cruda de la dieta para cada tratamiento

Tratamientos	DTM (PC%)	Pasturas (PC%)	Promedio (PC%)
AC-DTM	15,7	0	15,7
AC-DPM	15,7	17,2	16
BC-DPM	15,7	17,2	16

Ecuación 14 (ecuación 10.33 del IPCC, Dong et al., 2006): tasas de N retenido para vacunos

$$N_{retención(T)} = \left[\frac{Leche \cdot \left(\frac{Leche \text{ PR } \%}{100} \right)}{6,38} \right] + \left[\frac{WG \cdot \left[268 - \left(\frac{7,03 \cdot NE_g}{WG} \right) \right]}{\frac{1000}{6,25}} \right]$$

Donde,

- $N_{retención(T)}$ = N retenido diariamente por el animal (kg N animal⁻¹ día⁻¹).
- Leche = producción de leche (kg animal⁻¹ día⁻¹).
- Leche PR% = porcentaje de proteína en la leche.
- 6,38 = conversión de proteína de la leche a N de la leche (kg proteína (kg N)⁻¹).
- WG= aumento de peso (kg día⁻¹).
- NE_g= energía neta para crecimiento (MJ día⁻¹).
- 1000 = conversión de gramos por kilo (g kg⁻¹).

Para los tres tratamientos se consideró el aumento de peso (WG) y la energía neta para crecimiento (NE_g) como 0. La producción de leche utilizada se encuentra en el cuadro No. 8 y el porcentaje de proteína en leche en el cuadro No. 3.

Ecuación 15 (ecuación 10.31A en IPCC, Gavriloa et al., 2019): tasas de excreción anual de N, opción 2 (tier 2)

$$N_{ex(T)} = (N_{ingesta(T)} - N_{retención(T)}) \cdot 365$$

Donde,

- $N_{ex(T)}$ = tasa de excreción anual de N ($kg\ N\ animal^{-1}\ año^{-1}$).
- 365 = días en un año.

Una vez calculada la tasa de excreción anual para cada tratamiento se prosiguió utilizó la ecuación 16 para calcular las emisiones directas de N_2O .

Ecuación 16 (ecuación 10.25 en IPCC, Gavriloa et al., 2019): emisiones directas de N_2O de la gestión del estiércol

$$N_2O_{D(mm)} = \left[\sum_S \left[\sum_{T,P} \left((N_{(T,P)} \cdot Nex_{(T,P)}) \cdot AWMS_{(T,S,P)} \right) + N_{cdg(s)} \right] \cdot EF_{3(s)} \right] \cdot \frac{44}{28}$$

Donde,

- $N_2O_{D(mm)}$ = emisiones directas de N_2O de la gestión del estiércol ($kg\ N_2O\ año^{-1}$).
- $N_{(T,P)}$ = cantidad de cabezas de ganado de la especie/categoría T.
- $N_{ex(T)}$ = promedio anual de excreción de N por cabeza de la especie/categoría T ($kg\ N\ animal^{-1}\ año^{-1}$).
- $N_{cdg(s)}$ = aporte anual de nitrógeno a través del biodigestor ($kg\ N\ año^{-1}$) donde se refiere el sistema (s) exclusivamente a la digestión anaeróbica.
- $AWMS_{(T,S,P)}$ = fracción de la excreción total anual de nitrógeno de cada especie/categoría de ganado T que se gestiona en el sistema de gestión del estiércol S (sin dimensión).
- $EF_{3(s)}$ = factor de emisión para emisiones directas de N_2O del sistema de gestión del estiércol S ($kg\ N_2O-N/kg\ N$).
- S = sistema de gestión del estiércol.
- T = especie/categoría de animal.
- P = clase productiva, es considerado cuando se utiliza tier 1a.
- 44/28 = conversión de emisiones (N_2O-N) a emisiones de N_2O .

El criterio para asignar la fracción del total anual de nitrógeno excretado manejado por sistema de gestión de desechos (AWMS) fue la misma utilizada para las emisiones de CH₄ por la gestión de desechos. Según el tiempo en el cual se encuentra el animal en cada sistema de gestión de estiércol se le asigna una fracción.

El factor de emisión (EF₃) fue tomado del IPCC (Gavrilova et al., 2019) y fue elegido según el sistema de gestión del estiércol (cuadros No. 13, No. 14 y No. 15).

El EF₃ utilizado para AC-DPM y AC-DTM corresponde a cama profunda con mezclado activo, porque se mezcla todos los días con un cincel. En los cuadros a continuación se presentan los factores de emisión utilizados con su respectiva fracción para cada tratamiento.

Cuadro No. 13. Factores de emisión (EF₃) para cada sistema de gestión del estiércol con su fracción (AWMS) para AC-DTM

AC-DTM			
Sistema de gestión de desechos	EF₃ (kg N₂O-N/kg N)*	Horas por día (hs)	AWMS (sin dimensión)
Cama profunda (mezclado activo)	0,07	11	0,458
Laguna anaeróbica no cubierta	0	1,6	0,067
Almacenaje de sólidos	0,01	11,4	0,475

*Valores tomados de IPCC (Gavrilova et al., 2019)

Cuadro No. 14. Factores de emisión (EF₃) para cada sistema de gestión del estiércol con su fracción (AWMS) para AC-DPM

AC-DPM			
Sistema de gestión de desechos	EF₃ (kg N₂O-N/kg N)*	Horas por día (hs)	AWMS (sin dimensión)
Cama profunda (mezclado activo)	0,07	7	0,292
Laguna anaeróbica no cubierta	0	1,6	0,067
Almacenaje de sólidos	0,01	7,4	0,308

*Valores tomados de IPCC (Gavrilova et al., 2019)

Cuadro No. 15. Factores de emisión (EF₃) para cada sistema de gestión del estiércol con su fracción (AWMS) para BC-DPM

BC-DPM			
Sistema de gestión de desechos	EF₃ (kg N₂O-N/kg N)*	Horas por día (hs)	AWMS (sin dimensión)
Dry lot	0,02	14	0,583

Laguna anaeróbica no cubierta	0	1,6	0,067
Almacenaje de sólidos	0,01	0,4	0,017

*Valores tomados de IPCC (Gavrilova et al., 2019)

- Emisiones indirectas

Las emisiones indirectas de N₂O de la gestión del estiércol son las pérdidas de nitrógeno que se dan por volatilización en formas de amoníaco (NH₃) y óxidos de nitrógeno (NO_x), lixiviación y pérdida por escurrimiento. Estas emisiones se calcularon en función a las ecuaciones utilizadas en el método de nivel 1 (tier 1), pero como se incluyeron datos específicos para algunas de las variables, corresponde a nivel 2 (tier 2).

Las ecuaciones que se utilizaron para calcular las pérdidas de N por volatilización son dos: ecuación 17, perdidas de N debidas a la volatilización (kg N año⁻¹) y ecuación 18, sus emisiones indirectas (kg N₂O año⁻¹).

Ecuación 17 (ecuación 10.26 del IPCC, Gavrilova et al., 2019): pérdidas de N debidas a la volatilización de la gestión del estiércol

$$N_{volatilization-MMS} = \sum_S \left[\sum_{T,P} \left[\left(\left(N_{(T,P)} \cdot N_{ex(T,P)} \right) \cdot AWMS_{(T,S,P)} \right) + N_{cdg(s)} \right] \cdot Frac_{GasMS(T,S)} \right]$$

Donde,

- $N_{volatilización-MMS}$ = cantidad de N del estiércol que se pierde debido a la volatilización de NH₃ y NO_x (kg N año⁻¹).
- $N_{(T,P)}$ = cantidad de cabezas de ganado de la especie/categoría T.
- $N_{ex(T,P)}$ = promedio anual de excreción de N por cabeza de la especie/categoría T (kg N animal⁻¹ año⁻¹).
- $N_{cdg(s)}$ = aporte anual de nitrógeno a través del biodigestor (kg N año⁻¹) donde se refiere el sistema (s) exclusivamente a la digestión anaeróbica.
- $AWMS_{(T,S,P)}$ = fracción de la excreción total anual de nitrógeno de cada especie/categoría de ganado T que se gestiona en el sistema de gestión del estiércol S (sin dimensión).
- $Frac_{GasMS(T,P)}$ = fracción del manejo del estiércol que se volatiliza como NH₃ y NO_x en el sistema de gestión del estiércol S.

La cantidad de nitrógeno de los biodigestores ($N_{cdg(s)}$) fue 0 en los tres tratamientos porque no hay biodigestores.

En los cuadros No. 16, No. 17 y No. 18 se presentan los valores que se utilizaron por defecto para la pérdida de nitrógeno debido a la volatilización de NH₃ y NO_x de la

gestión del estiércol (FracGas_{MS}) brindadas por el IPCC (Gavrilova et al., 2019). Esta fracción se eligió según el sistema de manejo del estiércol para cada tratamiento.

Cuadro No. 16. Porcentaje de nitrógeno del estiércol gestionado que se volatiliza como NH₃ y NO_x (FracGas_{MS}) con su correspondiente fracción (AWMS) para AC-DTM

AC-DTM			
Sistema de gestión de desechos	FracGas_{MS} (%)*	Horas por día (hs)	AWMS (sin dimensión)
Cama profunda (mezclado activo)	0,25	11	0,458
Laguna anaeróbica no cubierta	0,35	1,7	0,067
Almacenaje de sólidos	0,30	11,3	0,475

*Valores tomados de IPCC (Gavrilova et al., 2019)

Cuadro No. 17. Porcentaje de nitrógeno del estiércol gestionado que se volatiliza como NH₃ y NO_x (FracGas_{MS}) con su correspondiente fracción (AWMS) para AC-DPM

AC-DPM			
Sistema de gestión de desechos	FracGas_{MS} (%)*	Horas por día (hs)	AWMS (sin dimensión)
Cama profunda (mezclado activo)	0,25	7	0,292
Laguna anaeróbica no cubierta	0,35	1,7	0,067
Almacenaje de sólidos	0,30	7,3	0,308

*Valores tomados de IPCC (Gavrilova et al., 2019)

Cuadro No. 18. Porcentaje de nitrógeno del estiércol gestionado que se volatiliza como NH₃ y NO_x (FracGas_{MS}) con su correspondiente fracción (AWMS) para BC-DPM

BC-DPM			
Sistema de gestión de desechos	FracGas_{MS} (%)*	Horas por día (hs)	AWMS (sin dimensión)
Dry lot	0,30	14	0,583
Laguna anaeróbica no cubierta	0,35	1,7	0,067
Almacenaje de sólidos	0,30	0,3	0,017

*Valores tomados de IPCC (Gavrilova et al., 2019)

Las emisiones indirectas de N₂O por volatilización se calcularon sumando la cantidad de N del estiércol que se pierde debido a la volatilización de NH₃ y NO_x de cada

sistema de gestión del estiércol perteneciente a cada tratamiento y utilizando la ecuación 18.

Ecuación 18 (ecuación 10.28 del IPCC, Gavrilova et al., 2019): emisiones indirectas de N₂O debidas a la volatilización de N de la gestión del estiércol

$$N_2O_{G(mm)} = (N_{\text{volatilización-MMS}} \cdot EF_4) \cdot 44/28$$

Donde,

- $N_2O_{G(mm)}$ = emisiones indirectas de N₂O debidas a la volatilización de N de la gestión del estiércol (kg N₂O año⁻¹).
- EF_4 = factor de emisión para emisiones de N₂O resultantes de la deposición atmosférica de nitrógeno en la superficie del suelo o del agua (kg N₂O-N (kg NH₃-N + NO_x-N volatilizado)⁻¹).

Para los tres tratamientos se utilizó el mismo factor de emisión (EF_4), tomado del IPCC (2019), que corresponde al valor de 0,010 kg N₂O-N (kg NH₃-N + NO_x-N volatilizado)⁻¹.

El nitrógeno se lixivia al suelo y también se puede escurrir durante el almacenamiento de sólidos o en el dry lot. A continuación se presentan las ecuaciones que se utilizaron, primero se calculó las pérdidas de N (kg N año⁻¹) por lixiviación (ecuación 19) y luego sus emisiones (ecuación 20).

Ecuación 19 (ecuación 10.27 del IPCC, Gavrilova et al., 2019): pérdidas de N debidas a lixiviación de sistemas de gestión del estiércol

$$N_{\text{leaching-MMS}} = \sum_S \left[\sum_{T,P} \left[\left((N_{(T,P)} \cdot N_{\text{ex}(T,P)} \cdot AWMS_{(T,S,P)}) + N_{\text{cdg}(s)} \right) \cdot \text{Frac}_{\text{LeachMS}(T,S)} \right] \right]$$

Donde,

- $N_{\text{leaching-MMS}}$ = cantidad de N del estiércol que se lixivia de los sistemas de gestión del estiércol (kg N año⁻¹).
- $N_{(T,P)}$ = cantidad de cabezas de ganado de la especie/categoría T.
- $N_{\text{ex}(T,P)}$ = promedio anual de excreción de N por cabeza de la especie/categoría T (kg N animal⁻¹ año⁻¹).
- $N_{\text{cdg}(s)}$ = aporte anual de nitrógeno a través del biodigestor (kg N año⁻¹) donde se refiere el sistema (s) exclusivamente a la digestión anaeróbica.
- $AWMS_{(T,S,P)}$ = fracción de la excreción total anual de nitrógeno de cada especie/categoría de ganado T que se gestiona en el sistema de gestión del estiércol S (sin dimensión).

- $\text{Frac}_{\text{LeachMS}(T, S)}$ = fracción de la pérdida de N del estiércol gestionado de la categoría T que se lixivia en el sistema de gestión del estiércol S.

El criterio para determinar AWMS fue el mismo, según el tiempo en el que se encuentra el animal en cada sistema de gestión de estiércol para cada tratamiento.

La fracción del estiércol gestionada que se lixivia ($\text{Frac}_{\text{LeachMS}}$) fue para laguna anaeróbica no cubierta 0, almacenaje de sólidos 0,02, cama profunda 0 y dry lot 0,035, según el IPCC (Gavrilova et al., 2019).

El nitrógeno lixiviado ($N_{\text{leaching-MMS}}$) de cada sistema de gestión de efluentes se sumó para cada tratamiento y luego se multiplicó por el factor de emisión (EF_5) 0,011 kg $\text{N}_2\text{O-N/kg N}$ lixiviado y escurrido (Gavrilova et al., 2019). La ecuación que se utilizó fue la ecuación 20.

Ecuación 20 (ecuación 10.29 del IPCC, Gavrilova et al., 2019): emisiones indirectas de N_2O debidas a lixiviación de la gestión del estiércol

$$\text{N}_2\text{O}_{\text{L(mm)}} = (N_{\text{lixiviación-MMS}} \cdot \text{EF}_5) \cdot 44/28$$

Donde,

- $\text{N}_2\text{O}_{\text{L(mm)}}$ = emisiones indirectas de N_2O debidas a lixiviación y escurrimiento de la gestión del estiércol ($\text{kg N}_2\text{O año}^{-1}$).
- $N_{\text{lixiviación-MMS}}$ = cantidad de N del estiércol que se lixivia de los sistemas de gestión del estiércol (kg N año^{-1}).
- EF_5 = factor de emisión para emisiones de N_2O por lixiviación y escurrimiento de nitrógeno ($\text{kg N}_2\text{O-N/kg N}$ lixiviado o escurrido).

- Nitrógeno disponible del estiércol para su posterior aplicación al suelo

El estiércol de cualquier sistema de gestión de efluentes es posteriormente aplicado al suelo, las emisiones de las mismas fueron calculadas en emisiones de N_2O de los suelos gestionados, pero el contenido de nitrógeno del estiércol que queda disponible para su aplicación es calculado aquí.

Una proporción significativa del total de nitrógeno excretado por el animal en cada sistema de gestión del estiércol es perdida previo a su aplicación final al suelo. La proporción de pérdida de nitrógeno (ecuación 22) está compuesta por las pérdidas por: volatilización ($\text{FRAC}_{\text{GASMS}(T, S)}$), escurrimiento o lixiviación ($\text{FRAC}_{\text{LEACHSMS}(T, S)}$), N_2 ($\text{FRAC}_{\text{N}_2\text{MS}(T, S)}$) y su factor de emisión ($\text{EF}_{3(S)}$).

Ecuación 21 (Ecuación 10.34B en IPCC, Gavrilova et al., 2019): estimación de $\text{FRAC}_{\text{N}_2\text{MS}}$

$$\text{FRAC}_{\text{N}_2\text{MS}} = \text{R}_{\text{N}_2(\text{N}_2\text{O})} \cdot \text{EF}_{3(\text{S})}$$

Donde,

- $\text{FRAC}_{\text{N}_2\text{MS}}$ = fracción de nitrógeno del estiércol gestionado que es perdido como N_2 por el sistema de gestión del estiércol S.
- $\text{EF}_{3(\text{S})}$ = factor de emisión para emisiones directas de N_2O del sistema de gestión del estiércol S ($\text{kg N}_2\text{O-N/kg N}$).
- $\text{R}_{\text{N}_2(\text{N}_2\text{O})}$ = Ratio de emisiones $\text{N}_2 : \text{N}_2\text{O}$ ($\text{kg N}_2\text{-N (kg N}_2\text{O-N)}^{-1}$).

El valor default brindado para la pérdida de nitrógeno molecular (N_2) de la gestión del estiércol por IPCC (Gavrilova et al., 2019), $\text{R}_{\text{N}_2(\text{N}_2\text{O})}$, es $3 \text{ kg N}_2\text{-N (kg N}_2\text{O-N)}^{-1}$. Se aplica el mismo para todos los sistemas de gestión del estiércol.

El factor de emisión ($\text{EF}_{3(\text{S})}$) fue el mismo que los utilizados previamente según el sistema de gestión del estiércol para cada tratamiento.

En los cuadros No. 19, No. 20 y No. 21 se presenta para cada tratamiento los valores de las variables utilizados en la ecuación 21, estimación de la fracción de nitrógeno que es perdido como N_2 por el manejo del estiércol ($\text{FRAC}_{\text{N}_2\text{MS}}$), ecuación 22, fracción de N del manejo del estiércol perdido previo a la aplicación a los suelos para la producción de alimento, combustible o para uso de construcción ($\text{FRAC}_{\text{LOSSMS}}$) y la ecuación 23, cantidad de N de estiércol gestionado disponible para su aplicación en suelos gestionados o para alimento, combustible o para la construcción (N_{MMSAvb})

Cuadro No. 19. Coeficientes de las ecuaciones FRAC_{N_2} , $\text{FRAC}_{\text{LOSSMS}}$ y N_{MMSAvb} para AC-DTM

AC-DTM				
Sistema de gestión de desechos	EF₃ (kg N₂O-N/kg N)*	Frac_{GasMS} (%)*	Frac_{LEACHSMS} (%)*	AWMS (sin dimensión)
Cama caliente	0,07	0,25	0,035	0,458
Laguna anaeróbica no cubierta	0	0,35	0	0,067
Almacenaje de sólidos	0,01	0,30	0,02	0,475

*Valores tomados del IPCC (Gavrilova et al., 2019)

Cuadro No. 20. Coeficientes de las ecuaciones $FRAC_{N_2}$, $FRAC_{LOSSMS}$ y N_{MMSAvb} para AC-DPM

AC-DPM				
Sistema de gestión de desechos	EF ₃ (kg N ₂ O-N/kg N)*	Frac ^{GasMS} (%)*	Frac ^{LEACHSMS} (%)*	AWMS (sin dimensión)
Cama caliente	0,07	0,25	0,035	0,292
Laguna anaeróbica no cubierta	0	0,35	0	0,067
Almacenaje de sólidos	0,01	0,30	0,02	0,308

*Valores tomados del IPCC (Gavrilova et al., 2019)

Cuadro No. 21. Coeficientes de las ecuaciones $FRAC_{N_2}$, $FRAC_{LOSSMS}$ y N_{MMSAvb} para BC-DPM

BC-DPM				
Sistema de gestión de desechos	EF ₃ (kg N ₂ O-N/kg N)*	Frac ^{GasMS} (%)*	Frac ^{LEACHSMS} (%)*	AWMS (sin dimensión)
Dry lot	0,02	0,30	0,035	0,583
Laguna anaeróbica no cubierta	0	0,35	0	0,067
Almacenaje de sólidos	0,01	0,30	0,02	0,017

*Valores tomados del IPCC (Gavrilova et al., 2019)

A continuación se presentan las ecuaciones 22, que representa la fracción de lo que se perdió previo a la aplicación al suelo, y la ecuación 23 que fueron utilizadas para poder calcular el nitrógeno disponible para su posterior aplicación a los suelos.

Ecuación 22 (ecuación 10.34A del IPCC, Gavrilova et al., 2019): fracción de N del manejo del estiércol perdido previo a la aplicación a los suelos para la producción de alimento, combustible o para uso de construcción

$$FRAC_{LOSSMS(T,S)} = FRAC_{GASMS(T,S)} + FRAC_{LEACHSMS(T,S)} + FRAC_{N_2MS(T,S)} + EF_{3(S)}$$

Donde,

- $FRAC_{LOSSMS(T,S)}$ = fracción total de nitrógeno de la gestión del estiércol para la categoría T que es perdido en el sistema de gestión del estiércol S.

- $FRAC_{GASMS(T,S)}$ = fracción de nitrógeno de la gestión del estiércol para la categoría T que es perdido por volatilización por el sistema de gestión del estiércol S como NH_3 o NO_x .
- $FRAC_{LEACHSMS(T,S)}$ = fracción de nitrógeno de la gestión del estiércol para la categoría T que es perdido por escurrimiento o lixiviación para el sistema de gestión del estiércol S.
- $FRAC_{N_2MS(T,S)}$ = fracción de nitrógeno de la gestión del estiércol que es perdido como N_2 en el sistema de gestión del estiércol S.
- $EF_{3(S)}$ = factor de emisión para emisiones directas de N_2O del sistema de gestión del estiércol (kg N_2O-N/kg N).

Las variables $FRAC_{GASMS(T,S)}$, $FRAC_{LEACHSMS(T,S)}$ y $EF_{3(S)}$ varían según el sistema de manejo del estiércol (cuadros No. 19, No. 20 y No. 21).

Ecuación 22 (ecuación 10.34 del IPCC, Gavriloa et al., 2019): nitrógeno disponible de la gestión del estiércol para la aplicación a suelo, alimento, combustible o usos de construcción

$$N_{MMS_{Avb}} = \sum_S \left\{ \sum_{(T)} \left[\left[\left(N_{(T)} \cdot Nex_{(T)} \cdot AWMS_{(T,S)} + N_{cdg} \right) \cdot \left(1 - Frac_{LossMS_{(T,S)}} \right) \right] + \left[N_{(T)} \cdot AWMS_{(T,S)} \cdot N_{beddingMS_{(T,S)}} \right] \right] \right\}$$

Donde,

- $N_{MMS_{Avb}}$ = cantidad de N de estiércol gestionado disponible para su aplicación en suelos gestionados o para alimento, combustible o para la construcción (kg N año⁻¹).
- $N_{(T,P)}$ = cantidad de cabezas de ganado de la especie/categoría T.
- $N_{ex(T,P)}$ = promedio anual de excreción de N por cabeza de la especie/categoría T (kg N animal⁻¹ año⁻¹).
- $AWMS_{(T,S,P)}$ = fracción de la excreción total anual de nitrógeno de cada especie/categoría de ganado T que se gestiona en el sistema de gestión del estiércol S (sin dimensión).
- $Frac_{LossMS_{(T,S)}}$ = fracción total del nitrógeno para la categoría T que es perdida en el sistema de gestión del estiércol S.
- $N_{beddingMS_{(T,S)}}$ = cantidad de nitrógeno de las camas a aplicar para almacenamiento de sólidos y MMS de cama profunda si se utiliza una cama orgánica conocida (kg N animal⁻¹ año⁻¹).
- $N_{cdg(s)}$ = aporte anual de nitrógeno a través del biodigestor (kg N año⁻¹) donde se refiere el sistema (s) exclusivamente a la digestión anaeróbica.
- S = sistema de gestión del estiércol.
- T = especie/categoría de ganado.

$FRAC_{LOSSMS(T,S)}$ fue calculado en la ecuación 22 para los tres tratamientos. La cantidad de nitrógeno de las camas a aplicar para almacenamiento de sólidos y MMS de cama profunda si se utiliza una cama orgánica conocida ($\text{kg N animal}^{-1} \text{ año}^{-1}$) fue considerada como 0. N_{ex} fue calculado para cada tratamiento en la ecuación 15.

3.3.2.2 Gestión de los suelos

Los tratamientos que fueron considerados bajo esta categoría de emisiones son los que se encontraban bajo pastoreo, es decir, AC-DPM y BC-DPM. Para el tratamiento AC-DPM se consideró únicamente las emisiones provenientes de la aplicación de N de estiércol aplicadas a los suelos (F_{ON})

El N_2O se produce de forma natural en los suelos a través de la nitrificación y desnitrificación, siendo este gas un producto intermedio gaseoso en la secuencia de reacción de la desnitrificación y un producto derivado de la nitrificación. La cantidad de gas generado va a depender de la cantidad de N disponible en el suelo. Mayor cantidad de N disponible en el suelo significa un aumento en las emisiones de óxido nitroso. Las emisiones de N_2O son directas e indirectas, ambas fueron calculadas para los tratamientos en cuestión con nivel 1 (tier 1).

- Emisiones directas

Las emisiones directas de N_2O se estiman a partir de las siguientes fuentes: fertilizantes de N sintético (F_{SN}); N orgánico aplicado como fertilizante (F_{ON}); N de la orina y el estiércol depositado en las pasturas, praderas y prados por animales de pastoreo (F_{PRP}); N en residuos agrícolas (aéreos y subterráneos), cultivos y forrajes durante la renovación de las pasturas (F_{CR}).

- Fertilizantes de N sintético (F_{SN})

Las fuentes y la cantidad total anual de N aplicados a los suelos proveniente de fertilizantes sintéticos (F_{SN}), fueron las mismas para cada tratamiento. Para AC-DPM fue $2424 \text{ kg de N año}^{-1}$ y $2424 \text{ kg de N año}^{-1}$ para BC-DPM (ver anexo No.1). Las fuentes utilizadas fueron: urea (0-46-0, 46 kg de N en 100 kg de fertilizante), fosfato diamónico (18-46/46-0, 18 kg de N en 100kg de fertilizante) y 7-40/40-0-5s (7kg de N en 100kg de fertilizante). En el cuadro No. 22 se presenta las fuentes y los kilogramos aplicados.

Cuadro No. 22. Fertilizantes nitrogenados aplicados (kg/año) para AC-DPM o BC-DPM

Fertilizante	Total (kg fertilizante/año)	Total (kg N/año)
Urea	4.544	2.090
18-46/46-0	1.280	230
7-40/40-0-5s	1.472	103
TOTAL	7.296	2.423

- N orgánico aplicado como fertilizante (F_{ON})

El nitrógeno orgánico aplicado a los suelos incluye la cantidad de N del estiércol gestionado disponible para aplicación al suelo y para su uso como alimento, combustible o en la construcción (N_{MMS_Avb}), pero excluye el de los animales en pastoreo, ya que estas son calculadas como F_{PRP} .

Ecuación 23 (ecuación 11.4 del IPCC, Hergoualc'h et al., 2019): N de estiércol animal aplicado a los suelos (nivel 1)

$$F_{AM} = N_{MMS_Avb} \cdot [1 - (\text{Frac}_{ALIM} + \text{Frac}_{COMBUST} + \text{Frac}_{CNST})]$$

Donde,

- F_{AM} = cantidad anual de N de estiércol animal aplicada a los suelos (kg N año^{-1}).
- N_{MMS_Avb} = cantidad de N de estiércol gestionado disponible para su aplicación en suelos gestionados o para alimento, combustible o para la construcción (kg N año^{-1}).
- Frac_{ALIM} = fracción del estiércol gestionado utilizado para alimento.
- $\text{Frac}_{COMBUST}$ = fracción del estiércol gestionado utilizada para combustible.
- $\text{Frac}_{COMBUST}$ = fracción del estiércol gestionado utilizado para la construcción.

No hubo ninguna fracción del estiércol gestionada para combustible ni para construcción por lo tanto se utilizó directamente N_{MMS_Avb} , que fue previamente calculado en la ecuación 22 para cada tratamiento, como cantidad anual de N de estiércol animal aplicada a los suelos (kg N año^{-1}), F_{AM} . Por lo tanto, no se ajustó F_{AM} respecto a $\text{Frac}_{COMBUST}$, Frac_{ALIM} y Frac_{CNST} para ningún tratamiento.

Ecuación 24 (ecuación 11.3 en el IPCC, Hergoualc'h et al., 2019): N agregado de N orgánico aplicados a los suelos (nivel 1)

$$F_{ON} = F_{AM} + F_{SEW} + F_{COMP} + F_{OOA}$$

Donde,

- F_{ON} = cantidad total anual de fertilizante de N orgánico aplicado a los suelos, excepto el de animales en pastoreo (kg N año^{-1}).
- F_{AM} = cantidad anual de N de estiércol animal aplicada a los suelos (kg N año^{-1}).

- F_{SEW} = cantidad anual de N total de barros cloacales que se aplica a los suelos (kg N año^{-1}).
- F_{COMP} = cantidad anual del total de N de compost aplicada a los suelos (kg N año^{-1})
- F_{OOA} = cantidad anual de otros abonos orgánicos utilizados como fertilizantes (kg N año^{-1}).

En ninguno de los tres tratamientos se aplicó barros cloacales, compost ni abonos orgánicos por lo tanto la cantidad total anual de fertilizante de nitrógeno orgánico (F_{ON}) es la misma que la cantidad anual de N de estiércol animal aplicado a los suelos (F_{AM}).

- N de la orina y el estiércol depositado en las pasturas, praderas y prados por animales de pastoreo (F_{PRP})

La cantidad anual de N de la orina y el estiércol depositado en pasturas se calculó para cada tratamiento en la ecuación 25.

Ecuación 25 (ecuación 11.5 del IPCC, Hergoualc'h et al., 2019): N de la orina y el estiércol depositado por animales de pastoreo en pasturas, prados y praderas

$$F_{PRP} = \sum_T \left[\left(N_{(T)} \cdot N_{ex(T)} \right) \cdot MS_{(T, PRP)} \right]$$

Donde,

- F_{PRP} = cantidad anual de N de la orina y el estiércol depositada en pasturas, prados y praderas por animales en pastoreo (kg N año^{-1}).
- $N_{(T)}$ = cantidad de cabezas de ganado de la especie/categoría T.
- $N_{ex(T)}$ = promedio anual de excreción de N por cabeza de la especie/categoría T ($\text{kg N animal}^{-1} \text{ año}^{-1}$).
- $MS_{(T, PRP)}$ = fracción del total de la excreción anual de nitrógeno de cada especie/categoría T que se deposita en pasturas, prados y praderas.

Donde $MS_{(T, PRP)}$ para cada tratamiento es 0,333 porque ambos tratamientos se encontraban bajo pastoreo durante el mismo período de tiempo (8 horas) y el promedio anual de excreción de N ($N_{ex(T)}$) fue calculado en la ecuación 15.

- N en residuos agrícolas (aéreos y subterráneos), cultivos y forrajes durante la renovación de las pasturas (F_{CR})

El N que queda en los residuos agrícolas (aéreos y subterráneos) devuelto al suelo y el N de que se mineraliza durante la renovación del forraje o de la pastura se estima a partir de rendimientos y de factores en relación al residuo tomados del IPCC (Hergoualc'h et al., 2019).

Ecuación 26 (ecuación 11.6 del IPCC, Hergoualc'h et al., 2019): N de los residuos agrícolas y renovación de forraje/pasturas (tier 1)

$$F_{CR} = \sum_T \left\{ \left[AGR_{(T)} \cdot N_{AG(T)} \cdot \left(1 - Frac_{Remove(T)} - \left(Frac_{Burnt(T)} \cdot C_f \right) \right) \right] + \left[BGR_{(T)} \cdot N_{BG(T)} \right] \right\}$$

$$BGR_T = \left(Crop_{(T)} + AG_{DM(T)} \right) \cdot RS_{(T)} \cdot Area_{(T)} \cdot Frac_{Renew(T)}$$

$$AG_{DM(T)} = Crop_{(T)} \cdot R_{AG(T)}$$

Donde,

- F_{CR} = cantidad anual de N en los residuos agrícolas (aéreos y subterráneos), incluyendo los cultivos fijadores de N y de la renovación de forraje/pastura, devueltos al suelo (kg N año^{-1}).
- $AGR_{(T)}$ = cantidad total anual de los residuos aéreos para el cultivo T (kgMS).
- $N_{AG(T)}$ = contenido de nitrógeno de los residuos aéreos para el cultivo T (kg N (kgMS)^{-1}).
- $Frac_{Remove(T)}$ = fracción de los residuos aéreos que son extraídos anualmente, destinados a alimentos, camas y construcción para el cultivo T (sin dimensión).
- $Frac_{Burnt(T)}$ = fracción de anual del área cosechada para el cultivo T que es quemada (sin dimensión).
- C_f = factor de combustión (sin dimensión).
- $BGR_{(T)}$ = cantidad total anual de los residuos subterráneos del cultivo para el cultivo T (kgMS año^{-1}).
- $N_{BG(T)}$ = contenido de nitrógeno de los residuos subterráneos para el cultivo T (kg N (kgMS)^{-1}).
- $AG_{DM(T)}$ = residuos aéreos para el cultivo T (kgMS ha^{-1}).
- $Crop_{(T)}$ = rendimiento anual de materia seca cosechada del cultivo T (kgMS ha^{-1}).
- $R_{AG(T)}$ = ratio del residuo aéreo de MS cosechada del rendimiento cosechado para el cultivo T ($\text{kg MS ha}^{-1} (\text{kg MS ha}^{-1})^{-1}$).
- Área = total de superficie anual de cosecha del cultivo T (ha año^{-1}).
- $Frac_{Renew}$ = fracción del área total para el cultivo T que es renovada anualmente. Para países donde la pastura es renovada cada X años, $Frac_{Renew} = 1/X$. Para cultivos anuales $Frac_{Renew} = 1$.
- $RS_{(T)}$ = relación entre la biomasa de raíces subterráneas y la biomasa aérea para el cultivo T ($\text{kgMS ha}^{-1} (\text{kgMS ha}^{-1})^{-1}$).

Los recursos forrajeros donde pastoreaban las vacas del tratamiento AC-DPM y BC-DPM fueron los mismos. En el cuadro No. 23 se presentan los valores de las variables utilizadas para calcular F_{CR} , según el IPCC (Hergoualc'h et al., 2019). La pastura de alfalfa y dactylis; y festuca y lotus fueron consideradas como mezcla de gramínea con trébol, ya que era la descripción del IPCC (Hergoualc'h et al., 2019) que más se ajustaba a la mezcla de gramínea con leguminosa.

Cuadro No. 23. Coeficientes utilizados para la ecuación 26 según el cultivo o forraje

Recurso forrajero o cultivo	Recurso forrajero o cultivo*	$N_{AG(T)}$ (kg N $kgMS^{-1}$)*	$N_{BG(T)}$ (kg N $kgMS^{-1}$)*	$R_{AG(T)}$ (kgMS ha^{-1})*	$RS(T)$ (kgMS ha^{-1})*	$Frac_{Renew}$
avena+raigrás	Forrajes no fijadores	0,015	0,012	0,3	0,4	1
festuca	Pastura perenne	0,015	0,012	0,3	0,3	1/3
soja	soja	0,008	0,008	2,1	0,19	1
festuca+lotus	Mezcla de gramínea con trébol	0,025	0,016	0,3	0,8	1/3

* Valores tomados del IPCC (Hergoualc'h et al., 2019)

En el cuadro No. 24 se presentan los rendimientos anuales de los recursos forrajeros y cultivos, con las hectáreas que fueron pastoreadas para cada tratamiento para realizar el cálculo de F_{CR} . Las hectáreas totales para cada tratamiento fueron 12,8 ha y los rendimientos fueron los mismos.

Cuadro No. 24. Rendimiento y área de los cultivos y recursos forrajeros para AC-DPM o BC-DPM

Recurso forrajero o cultivo	Producción total (kg/ha/año)	Área total pastoreada (ha/año)
avena+raigrás (2019+2020)	10.000	1,6
festuca	8.000	3,2
soja	4.906	1,6
festuca+lotus	8.740	3,2
alfalfa+dactylis	14.387	3,2

Las variables $Frac_{Burnt}$ y C_f para ambos tratamientos fue 0, ya que no se quemó el área en donde pastoreaban las vacas. Se asumió que la fracción de los residuos aéreos extraídos destinado para alimentos ($Frac_{Remove}$) fue 0,5 para todos los recursos forrajeros y cultivos.

- Nitrógeno mineralizado resultante de la pérdida en existencias de C orgánico del suelo en suelos minerales por cambio en el uso de la tierra o prácticas de gestión (F_{SOM})

Los cambios en el uso de la tierra o las prácticas que se hagan sobre ella pueden tener un impacto sobre el C orgánico del suelo. El carbono y el nitrógeno orgánicos están ligados a la materia orgánica del suelo. Si se pierde carbono del suelo por oxidación debido a cambios sea en el uso de la tierra o en las practicas sobre ella, esta pérdida tendrá acompañada una mineralización de N.

Ecuación 27 (ecuación 2.25 del IPCC, Aalde et al., 2006): cambio anual en las existencias de carbono orgánico en suelos

$$\Delta C_{Mineral} = \frac{(SOC_0 - SOC_{(0-T)})}{D}$$

$$SOC = \sum_{c,s,i} (SOC_{REF_{c,s,i}} \cdot F_{LU_{c,s,i}} \cdot F_{MG_{c,s,i}} \cdot F_{I_{c,s,i}} \cdot A_{c,s,i})$$

Nota: en esta ecuación, se utiliza T en lugar de D cuando T es ≥ 20 años.

Donde,

- $\Delta C_{Mineral}$ = cambio anual en las existencias de carbono de los suelos minerales (ton C año^{-1}).
- SOC_0 = existencias de carbono orgánico en el suelo en el último año de un período de inventario (ton C).
- $SOC_{(0-T)}$ = existencias de carbono orgánico en el suelo al comienzo de un período de inventario (ton C). SOC_0 y $SOC_{(0-T)}$ se calculan utilizando la ecuación del SOC del recuadro donde se asignan los factores de referencia para existencias y cambios de existencias de carbono según las actividades de uso y gestión de la tierra y las superficies respectivas en cada uno de los momentos (momento = 0 y momento = 0-T).
- T = cantidad de años de un período de inventario dado (año).
- D = dependencia temporal de los factores de cambio de existencias, que es el lapso por defecto para la transición entre los valores de equilibrio del SOC (año). Habitualmente 20 años, pero depende de las hipótesis que se apliquen en el cálculo de los factores F_{LU} , F_{MG} y F_I . Si T es mayor que D, úsese el valor de T para obtener la tasa anual de cambio durante el tiempo de inventario (0 – T años).
- c = representa las zonas climáticas, s los tipos de suelo, e i el conjunto de sistemas de gestión que se dan en un país dado.
- SOC_{REF} = las existencias de carbono de referencia (ton C ha^{-1}).
- F_{LU} = factor de cambio de existencias para sistemas de uso de la tierra o subsistemas de un uso de la tierra en particular (sin dimensión).
- F_{MG} = factor de cambio de existencias para el régimen de gestión (sin dimensión).

- F_I = factor de cambio de existencias para el aporte de materia orgánica (sin dimensión).
- A = superficie de tierra del estrato que se estima (ha).

No hubieron cambios sobre las actividades en el uso de la tierra ni en las prácticas para el área bajo pastoreo para los tratamientos AC-DPM y BC-DPM por ende no hubo un cambio anual en las existencias de carbono de los suelos minerales ($\Delta C_{\text{minerales}}$).

Por lo tanto el nitrógeno mineralizado en suelos minerales debido a pérdida de carbono del suelo por cambios en el uso o la gestión de los suelos (F_{SOM}) es 0.

Ecuación 28 (ecuación 11.8 del IPCC, De Klein et al., 2006): N mineralizado en suelos minerales debido a pérdida de C del suelo por cambios en el uso o la gestión de los suelos (niveles 1 y 2)

$$F_{\text{SOM}} = \sum_{\text{LU}} \left[\left(\Delta C_{\text{Mineral, LU}} \cdot \frac{1}{R} \right) \cdot 1000 \right]$$

Donde,

- F_{SOM} = cantidad neta anual de N mineralizado en suelos minerales debido a la pérdida de carbono del suelo por cambios en el uso o la gestión de la tierra (kg N).
- $\Delta C_{\text{Mineral, LU}}$ = pérdida promedio anual de carbono del suelo para cada tipo de uso de la tierra, LU (ton C).
- R = relación C:N de la materia orgánica del suelo.
- LU = tipo de uso de la tierra y/o sistema de gestión.

- Emisiones directas

La ecuación 29 se utilizó para calcular las emisiones directas de N_2O para cada tratamiento.

Ecuación 29 (ecuación 11.1 del IPCC, De Klein et al., 2006): emisiones directas de N_2O producidas a partir de suelos gestionados

$$N_2O_{\text{Directas}} - N = N_2O - N_{\text{N aportes}} + N_2O - N_{\text{OS}} + N_2O - N_{\text{PRP}}$$

Donde:

$$N_2O - N_{\text{N aportes}} = \left[\left[(F_{\text{SN}} + F_{\text{ON}} + F_{\text{CR}} + F_{\text{SOM}}) \cdot EF_1 \right] + \left[(F_{\text{SN}} + F_{\text{ON}} + F_{\text{CR}} + F_{\text{SOM}})_{\text{FR}} \cdot EF_{1\text{FR}} \right] \right]$$

$$N_2O - N_{\text{OS}} = \left[\left(F_{\text{OS,CG,Temp}} \cdot EF_{2\text{CG,Temp}} \right) + \left(F_{\text{OS,CG,Trop}} \cdot EF_{2\text{CG,Trop}} \right) + \left(F_{\text{OS,F,Temp,NR}} \cdot EF_{2\text{F,Temp,NR}} \right) + \left(F_{\text{OS,F,Temp,NP}} \cdot EF_{2\text{F,Temp,NP}} \right) + \left(F_{\text{OS,F,Trop}} \cdot EF_{2\text{F,Trop}} \right) \right]$$

$$N_2O - N_{\text{PRP}} = \left[\left(F_{\text{PRP, CPP}} \cdot EF_{3\text{PRP, CPP}} \right) + \left(F_{\text{PRP, SO}} \cdot EF_{3\text{PRP, SO}} \right) \right]$$

Donde,

- $N_2O_{Directas-N}$ = emisiones directas anuales de N_2O-N producidas a partir de suelos gestionados ($kg\ N_2O-N\ año^{-1}$).
- $N_2O-N_{N\ aportes}$ = emisiones directas anuales de N_2O-N producidas por aportes de N a suelos gestionados ($kg\ N_2O-N\ año^{-1}$).
- N_2O-N_{OS} = emisiones directas anuales de N_2O-N de suelos orgánicos gestionados ($kg\ N_2O-N\ año^{-1}$).
- N_2O-N_{PRP} = emisiones directas anuales de N_2O-N producidas de aportes de orina y estiércol a tierras de pastoreo ($kg\ N_2O-N\ año^{-1}$).
- F_{SN} = cantidad anual de N de fertilizante sintético aplicado a los suelos ($kg\ N\ año^{-1}$).
- F_{ON} = cantidad total anual de fertilizante de N orgánico aplicada a los suelos, excepto el de animales en pastoreo ($kg\ N\ año^{-1}$).
- F_{CR} = cantidad anual de N en los residuos agrícolas (aéreos y subterráneos), incluyendo los cultivos fijadores de N y de la renovación de forraje/pastura, devueltos al suelo ($kg\ N\ año^{-1}$).
- F_{SOM} = cantidad anual de N en suelos minerales que se mineraliza, relacionada con la pérdida de C del suelo de la materia orgánica del suelo como resultado de cambios en el uso o la gestión de la tierra ($kg\ N\ año^{-1}$).
- F_{OS} = superficie anual de los suelos orgánicos drenados/gestionados es decir, Histosoles (ha).
- F_{PRP} = cantidad anual de N de la orina y el estiércol depositada en pasturas, prados y praderas por animales en pastoreo ($kg\ N\ año^{-1}$).
- EF_1 = factor de emisión para emisiones de N_2O de aportes de N ($kg\ N_2O-N$ ($kg\ aporte\ de\ N$) $^{-1}$).
- EF_{IFR} = es el factor de emisión para emisiones de N_2O de aportes de N en plantaciones de arroz inundadas ($kg\ N_2O-N$ ($kg\ aporte\ de\ N$) $^{-1}$).
- EF_2 = factor de emisión para emisiones de N_2O de suelos orgánicos drenados/gestionados ($kg\ N_2O-N\ há^{-1}\ año^{-1}$). Nota: los subíndices CG, F, Temp, Trop, NR y NP se refieren a tierras de cultivo y pastizales, tierras forestales, templado, tropical, rico en nutrientes y pobre en nutrientes, respectivamente.
- EF_{3PRP} = factor de emisión para emisiones de N_2O del N de la orina y el estiércol depositado en pasturas, prados y praderas por animales en pastoreo ($kg\ N_2O-N$ ($kg\ de\ aporte\ de\ N$) $^{-1}$).

F_{ON} fue calculado en la ecuación 24 para los tres tratamientos.

Para el tratamiento AC-DTM las emisiones directas de N_2O-N producidas a partir de suelos gestionados ($N_2O_{Directas-N}$) fue solamente atribuido a los aportes de N ($N_2O-N_{N\ aportes}$) de la cantidad total anual de fertilizante de N orgánico aplicada a los suelos (F_{ON}).

Las emisiones directas anuales de N_2O-N producidas a partir de suelos gestionados ($N_2O_{Directas-N}$) para el tratamiento AC-DPM y BC-DPM fueron a partir de $N_2O-N_{N\text{ aportes}}$ y N_2O-N_{PRP} .

F_{CR} fue calculado en la ecuación 26 para el tratamiento AC-DPM y BC-DPM.

F_{SOM} fue supuesta como 0 ya que no hubo cambios en el uso de las tierras ni en sus prácticas para el área en donde pastorearon los tratamientos AC-DPM y BC-DPM. EF_{1FR} no es utilizado ya que corresponde a plantaciones de arroz.

El factor de emisión utilizado para emisiones de N_2O de aportes de N (EF_1) fue tomado del IPCC (Hergoualc'h et al., 2019) siendo este $0,01 \text{ kg } N_2O-N \text{ (kg aporte de N)}^{-1}$. EF_1 es el factor de emisión correspondiente a los aportes de N fertilizantes sintéticos, abonos orgánicos y residuos agrícolas y N mineralizado de suelos minerales a causa de pérdida de carbono del suelo.

Las emisiones directas anuales de N_2O-N producidas por aportes de N a suelos gestionados (N_2O-N_{OS}) fue 0. La superficie anual de los suelos orgánicos drenados/gestionados (F_{OS}) es 0 ya que no se pastoreo sobre histosoles. EF_2 , que es el factor de emisión para emisiones de N_2O de suelos orgánicos drenados/gestionados, se asumió como 0 por lo explicado anteriormente.

Para las emisiones directas anuales de N_2O-N producidas de aportes de orina y estiércol a tierras de pastoreo (N_2O-N_{PRP}), F_{PRP} fue calculado en la ecuación 25 para el tratamiento AC-DPM y BC-DPM. El factor de emisión (EF_{3PRP}) para emisiones de N_2O del N de la orina y el estiércol depositado en pasturas, prados y praderas utilizado fue $0,004 \text{ kg } N_2O-N \text{ (kg de aporte de N)}^{-1}$.

- Emisiones indirectas

Las emisiones indirectas se dan por dos vías, la primera es la volatilización de N como NH_3 y óxidos de N (NO_x), y la deposición de estos gases y de sus productos NH_4 y NO_3 sobre superficies de agua y los suelos. La segunda vía es la lixiviación y el escurrimiento desde la tierra de N de agregados de N sea de origen antrópico o natural. Se realizó el cálculo para las emisiones indirectas con el método de nivel 1 (tier 1).

Ecuación 30 (ecuación 11.9 del IPCC, Hergoualc'h et al., 2019): N_2O producido por deposición atmosférica de N volatilizado de suelos gestionados

$$N_2O_{(ATD)-N} = [(F_{SN} \cdot \text{Frac}_{GASF}) + ((F_{ON} + F_{PRP}) \cdot \text{Frac}_{GASM})] \cdot EF_4$$

Donde,

- $N_2O_{(ATD)-N}$ = cantidad anual de N_2O-N producida por deposición atmosférica de N volatilizado de suelos gestionados ($kg N_2O-N \text{ año}^{-1}$).
- F_{SN} = cantidad anual de N de fertilizante sintético aplicado a los suelos ($kg N \text{ año}^{-1}$).
- $Frac_{GASF}$ = fracción de N de fertilizantes sintéticos que se volatiliza como NH_3 y NO_x ($kg N \text{ volatilizado} (kg \text{ de N aplicado})^{-1}$).
- F_{ON} = cantidad total anual de fertilizante de N orgánico aplicada a los suelos, excepto el de animales en pastoreo ($kg \text{ año}^{-1}$).
- F_{PRP} = cantidad anual de N de la orina y el estiércol depositada en pasturas, prados y praderas por animales en pastoreo ($kg N \text{ año}^{-1}$).
- $Frac_{GASM}$ = fracción de materiales fertilizantes de N orgánico (F_{ON}) y de N de orina y estiércol depositada por animales de pastoreo (F_{PRP}) que se volatiliza como NH_3 y NO_x ($kg N \text{ volatilizado} (kg \text{ de N aplicado o depositado})^{-1}$).
- EF_4 = factor de emisión correspondiente a las emisiones de N_2O de la deposición atmosférica de N en los suelos y en la superficie del agua ($kg N-N_2O (kg NH_3-N + NO_x-N \text{ volatilizado})^{-1}$).

F_{ON} fue calculado en la ecuación 24 para los tres tratamientos. F_{PRP} fue calculado en la ecuaciones 25 para AC-DPM y BC-DPM.

Las variables $Frac_{GASF}$, $Frac_{GASM}$ y EF_4 fueron tomadas del IPCC (2019) siendo: 0,11 $kg N \text{ volatilizado} (kg \text{ de N aplicado})^{-1}$, 0,21 $kg N \text{ volatilizado} (kg \text{ de N aplicado o depositado})^{-1}$ y 0,01 $kg N-N_2O (kg NH_3-N + NO_x-N \text{ volatilizado})^{-1}$ respectivamente.

AC-DTM solo contó con emisiones de N por volatilización ($N_2O_{(ATD)-N}$) debido a la cantidad total de N orgánico aplicado a los suelos.

Para la estimación de las emisiones de N_2O por lixiviación y escurrimiento para cada tratamiento se empleó la ecuación 31.

Ecuación 31 (ecuación 11.10 del IPCC, Hergoualc'h et al., 2019): emisiones de N_2O por lixiviación/escurrimiento de N de suelos gestionados en regiones donde se producen estos fenómenos

$$N_2O_{(L)-N} = (F_{SN} + F_{ON} + F_{PRP} + F_{CR} + F_{SOM}) \cdot Frac_{LEACH-(H)} \cdot EF_5$$

Donde,

- $N_2O_{(L)-N}$ = cantidad anual de N_2O-N producida por lixiviación y escurrimiento de agregados de N a suelos gestionados en regiones donde se producen estos fenómenos ($kg N_2O-N \text{ año}^{-1}$).
- F_{SN} = cantidad anual de N de fertilizante sintético aplicado a los suelos ($kg N \text{ año}^{-1}$).

- F_{ON} = cantidad total anual de fertilizante de N orgánico aplicada a los suelos, excepto el de animales en pastoreo (kg N año^{-1}).
- F_{PRP} = cantidad anual de N de la orina y el estiércol depositada en pasturas, prados y praderas por animales en pastoreo (kg N año^{-1})
- F_{CR} = cantidad anual de N en los residuos agrícolas (aéreos y subterráneos), incluyendo los cultivos fijadores de N y de la renovación de forraje/pastura, devueltos al suelo (kg N año^{-1}).
- F_{SOM} = cantidad anual de N en suelos minerales que se mineraliza, relacionada con la pérdida de C del suelo de la materia orgánica del suelo como resultado de cambios en el uso o la gestión de la tierra (kg N año^{-1}).
- $Frac_{LEACH-(H)}$ = fracción de todo el N agregado a/mineralizado en suelos gestionados en regiones donde se produce lixiviación/escurrimiento ($\text{kg N (kg de agregados de N)}^{-1}$).
- EF_5 = factor de emisión para las emisiones de N_2O por lixiviación y escurrimiento ($\text{kg de } N_2O\text{-N (kg N por lixiviación y escurrido)}^{-1}$).

Para el tratamiento AC-DTM las emisiones indirectas producidas por lixiviación y escurrimiento fueron solamente atribuidas a la cantidad total anual de fertilizante de N orgánico aplicada a los suelos (F_{ON}).

Los valores para las variables $Frac_{LEACH-(H)}$ y EF_5 fueron tomadas del IPCC (Hergoualc'h et al., 2019) siendo: $0,24 \text{ kg N (kg de agregados de N)}^{-1}$ y $0,011 \text{ kg } N_2O\text{-N (kg N por lixiviación y escurrido)}^{-1}$ respectivamente.

Las emisiones directas calculadas en la ecuación 29 y las emisiones indirectas calculadas en las ecuaciones 30 y 31 están en $\text{kg } N_2O\text{-N}$. Estas se deben de convertir a emisiones de N_2O . Se utilizó la ecuación 32 para convertirlos.

Ecuación 32: conversión de emisiones $N_2O\text{-N}$ a N_2O

$$N_2O = N_2O\text{-N} \cdot 44/28$$

3.3.3 Emisiones de dióxido de carbono

El agregado de urea ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) durante la fertilización se convierte en amonio (NH_4^+), ión hidroxilo (OH^-) y bicarbonato (HCO_3^-) en presencia de agua y enzimas de ureasa. El bicarbonato se convierte en CO_2 que es emitido hacia la atmósfera y agua.

La estimación de las emisiones anuales de CO_2 por aplicación de urea se hace con un nivel 1 de precisión.

Ecuación 33 (ecuación 11.13 del IPCC, De Klein et al., 2006): emisiones anuales de CO₂ por aplicación de urea

$$\text{CO}_2\text{-Emisión} = M \cdot \text{EF}$$

Donde,

- Emisión de CO₂-C= emisiones anuales de C por aplicación de urea (ton C año⁻¹).
- M= cantidad anual de fertilización con urea (ton urea año⁻¹).
- EF= factor de emisión (ton de C(ton de urea)⁻¹).

La cantidad anual de urea aplicada se encuentra en el cuadro No. 22, donde se tomó el mismo criterio de dividir en dos la cantidad total para el tratamiento AC-DPM y BC-DPM, para poder así estimar las emisiones de CO₂-C. El factor de emisión utilizado fue de 0,2 ton de C (ton de urea)⁻¹ tomado del IPCC (De Klein et al., 2006).

Las emisiones se convirtieron en CO₂ a través de la ecuación 34.

Ecuación 34: conversión de emisiones CO₂-C en CO₂

$$\text{CO}_2 = \text{CO}_2\text{-C} \cdot 44/12$$

3.3.4 Emisiones provenientes del uso de combustible para actividades

El combustible utilizado en la EEMAC para laboreos y siembras fue 14,7lt/ha y para las refertilizaciones de praderas 7lt/ha. Para soja no hubo refertilización y para los recursos forrajeros solo hubo una.

El mantenimiento de los caminos tuvo un consumo de combustible de 7lt/hora. Se le estimó un total de 10 horas anuales de mantenimiento destinado al arreglo de caminerías, el cual se dividió de forma equitativa entre el tratamiento AC-DPM y BC-DPM.

La estercolera tuvo un consumo de combustible de 7lt/hora. El funcionamiento de la estercolera para el período bajo estudio (desde el 1 de julio de 2019 a 30 de junio de 2020) fue de 24 horas aproximadamente. Para los tres tratamientos se lo dividió al total de combustible de forma igualitaria.

El mixer para distribuir la DTM para los tres tratamientos utilizaba 7lt/hora. Por cada tratamiento demoraba 30 minutos. El tratamiento AC-DTM se las alimentaba dos veces por día con la DTM y los restantes tratamientos una vez por día.

En el cuadro No. 25 se presenta la cantidad de combustible total anual utilizada para los tres tratamientos según el labor.

Cuadro No. 25. Combustible utilizado anualmente según labor para cada tratamiento

Labores	AC-DTM (lt)	AC-DPM (lt)	BC-DPM (lt)
Laboreos y siembras	0	188	188
Refertilizaciones	0	78	78
Mantenimiento	0	35	35
Estercolera	56	56	56
Distribución DTM mixer	2555	1278	1278
Total	2611	1635	1635

Para estimar las emisiones de CO₂ se multiplicó la cantidad total de combustible utilizado por tratamiento por el factor de emisión para Uruguay el cual es 2,67 kg CO₂/lt de gas oil (MIEM. EE, 2015).

3.3.5 Emisiones provenientes de la electricidad

En el tambo se contó con la información de la potencia en kilowatts (kW) de: la bomba de leche (55kW), tanque de frío (7,5kW) y bomba de vacío. La potencia de la bomba de vacío varió según su utilización, si era durante el lavado o durante el ordeño. Para el lavado fue 4kW y para el ordeño 1,4Kw.

La bomba de leche y bomba de vacío estuvieron funcionando 2 horas por día, ya que cada ordeño era de una hora por turno. El tanque de frío se estimó un funcionamiento de aproximadamente 4 horas por día. El lavado fue de aproximadamente 30 minutos luego de cada ordeño, por lo tanto una hora por día se utilizó la bomba de vacío.

En el cuadro No. 26 se presenta el total de kilowatts anuales (desde julio 2019 a junio 2020) para el funcionamiento de la mayoría de los implementos en el tambo.

Cuadro No. 26. Consumo anual de kilowatts en el tambo

Componente	Kilowatts anuales (kW/año)
Bomba de leche	40.150
Tanque de frío	10.950
Bomba de vacío (lavado)	1.460
Bomba de vacío (ordeño)	1.022
Total	53.582

El total de kilowatts para el tambo se dividió de forma equitativa entre los tres tratamientos y luego se lo multiplicó por su factor de emisión para Uruguay: 0,44 kg CO₂/kWh (MIEM. EE, 2015).

El establo donde se encontraban las vacas del tratamiento AC-DTM y BC-DTM habían con 12 ventiladores. Los cuales en verano estuvieron prendidos por 12 horas y el resto del año 6 horas. La potencia de cada ventilador era de 0,75kW. En el cuadro No. 27 se presenta la cantidad de kW utilizado anualmente (desde julio 2019 a junio 2020) por los ventiladores en el establo.

Cuadro No. 27. Consumo anual de kilowatts de los ventiladores

Ventiladores		
Verano (kW)	Otoño, invierno y primavera (kW)	Total (kW/año)
9.828	14.796	24.624

El total de kilowatts de los ventiladores para el establo se dividió de forma equitativa entre los dos tratamientos y luego se lo multiplicó por su factor de emisión para Uruguay: 0,44kg CO₂/kWh (MIEM. EE, 2015).

3.3.6 Emisiones provenientes de la producción de alimentos de la DTM

A continuación se presentan los criterios que fueron tomados para estimar las emisiones de la producción de los alimentos para la dieta totalmente mezclada que fue considerada como “emisión fuera del predio”. Se incluyó: emisiones de CO₂ del transporte del concentrado al predio (solo ida), las emisiones de N₂O directo e indirecto de la gestión de los suelos (fertilizantes sintéticos nitrogenados y residuos agrícolas y forrajeros), CO₂ de la aplicación de urea y por último se incluyeron las emisiones de CO₂ por la quema de combustibles para realizar las actividades de refertilizaciones, laboreos y siembras.

En el cuadro No. 28 se presenta lo total ofrecido anualmente (período de julio 2019 a junio 2020) a las 32 vacas por tratamiento de los componentes de la DTM en kgMS.

Cuadro No. 28. Total ofrecido por componente de la DTM por tratamiento

Alimentos DTM	AC-DTM (kgMS/año)	AC-DPM (kgMS/año)	BC-DPM (kgMS/año)
Ensilaje sorgo	103.880	48.265	47.998
Ensilaje raigrás	17.017	8.754	8.728
Heno festuca	10.410	4.974	4.874
Ensilaje maíz	16.634	10.056	9.746
Ensilaje alfalfa	3.798	2.398	2.259
Concentrado	201.341	99.718	98.493

El concentrado fue comprado en el local comercial de COPAGRAN: Cooperativa Agraria Nacional en Paysandú (dirección de la sucursal: Dr. Verocay 749). La distancia de la sucursal a la EEMAC eran 8,9km. El camión cargaba aproximadamente 17000kg de concentrado. Para el tratamiento AC-DTM se utilizaron 12 camiones que recorrieron un total de 105 km anuales (desde julio 2019 a junio 2020). La cantidad de camiones que

fueron a la EEMAC para llevar el concentrado para el tratamiento AC-DPM fueron 6, recorriendo un total de 52 km anuales (desde julio 2019 a junio 2020). Lo mismo fue para el tratamiento BC-DPM.

El consumo de combustible que se le atribuyo por km al camión fue de 0,3lt gas oil/km. Las emisiones del transporte de ida de los kilogramos de concentrado al predio fueron calculados multiplicando el combustible consumido de cada tratamiento por el factor de emisión para Uruguay el cual es 2,67 kg CO₂ /lt gas oil (MIEM. EE, 2015).

Cuadro No. 29. Kilómetros recorridos y combustible utilizado para transporte de concentrado para cada tratamiento

Tratamientos	Distancia (km/año)	Combustible (lt gas oil/año)
AC-DTM	105	35
AC-DPM	52	17
BC-DPM	52	17

Para realizar el cálculo de los GEI de la producción del resto de los alimentos de la DTM (ensilaje de sorgo, de raigrás, de maíz, de alfalfa y heno de festuca) se incluyeron las emisiones de óxido nitroso directas (ecuación 29) e indirectas (ecuación 30 y 31) de la gestión de los suelos, las emisiones de dióxido de carbono por la aplicación de urea (ecuación 33) y las emisiones de CO₂ por el combustible para realizar las actividades de refertilizaciones, laboreos y siembras.

Para las emisiones directas como indirectas de N₂O se contemplaron solo dos fuentes de nitrógeno: la cantidad anual de N en los residuos agrícolas (aéreos y subterráneos) devueltos al suelo (kg N año⁻¹), F_{CR}, y la cantidad anual de N de fertilizante sintético aplicado a los suelos (kg N año⁻¹), F_{SN}.

Para el cálculo de F_{CR} (ecuación 26) se tomó como referencia valores de la EEMAC para la producción promedio de los cultivos y recursos forrajeros. También para la utilización de fertilizantes nitrogenados sintéticos (F_{SN}) para poder realizar la estimación de emisiones (cuadro No. 30).

Cuadro No. 30. Producción (kgMS/ha/año) y fertilizante de N aplicado para cada cultivo y recurso forrajero

Cultivo o recurso forrajero	Producción (kgMS/ha/año)	Fertilizante N (kg N/ha/año)
sorgo	9.703	90
raigrás	7.000	75
festuca	7.000	75
maíz	11.050	120
alfalfa	10.000	0

Para saber las hectáreas necesarias para poder cubrir lo ofrecido (cuadro No. 31), se supuso que en 1 hectárea de maíz y sorgo se producían aproximadamente 8750 kg de MS de ensilaje. Para alfalfa, festuca y raigrás 3750kg de MS de ensilaje/ha.

Cuadro No. 31. Hectáreas para producir lo ofertada en la DTM por tratamiento

Reserva	AC-DTM (ha)	AC-DPM (ha)	BC-DPM (ha)
Ensilaje sorgo	12,22	5,68	5,65
Ensilaje raigrás	4,54	2,33	2,33
Heno festuca	2,78	1,33	1,30
Ensilaje maíz	1,96	1,18	1,15
Ensilaje alfalfa	1,01	0,64	0,60

A continuación se ingresó en la ecuación 26 las variables para $N_{AG(T)}$, $N_{BG(T)}$, $R_{AG(T)}$, $RS_{(T)}$ y $Frac_{Renew}$ dependiendo del cultivo o recurso forrajero de la reserva (cuadro No. 32) Las variables $Frac_{Burnt}$ y Cf fueron 0, ya que se asumió que el área donde se produjeron los alimentos no fue quemada. Se asumió que la fracción de los residuos aéreos extraídos destinado para alimentos ($Frac_{Remove}$) fue 0,5 para todos los recursos forrajeros y 0,8 para los cultivos.

Cuadro No. 32. Coeficientes utilizados para la ecuación 26 según el cultivo o recurso forrajero

Recurso forrajero o cultivo	Recurso forrajero o cultivo*	$N_{AG(T)}$ (kg N kgMS⁻¹)*	$N_{BG(T)}$ (kg N kgMS⁻¹)*	$R_{AG(T)}$ (kgMS ha⁻¹)*	$RS_{(T)}$ (kgMS ha⁻¹)*	$Frac_{Renew}^*$
raigrás	Forrajes no fijadores de N	0,015	0,012	0,3	0,4	1
festuca	Heno no leguminoso	0,015	0,012	0,3	0,54	1/3
sorgo	sorgo	0,007	0,006	1,4	0,5	1
maíz	maíz	0,006	0,007	1	0,3	1
alfalfa	alfalfa	0,024	0,019	0,3	1	1/3

*Valores tomados del IPCC (Hergoualc'h et al., 2019)

Para realizar el cálculo de emisiones directas de N_2O se utilizó la ecuación 29. Se supuso que no habían aportes de N por fertilizante de N orgánico (F_{ON}), tampoco que habían animales pastoreando sobre el área dedicada a los cultivos y praderas para ensilaje, por ende que no habían aportes de N por deposición de orina y bosta (F_{PRP}). Se supuso 0 a la superficie anual de los suelos orgánicos drenados/gestionados es decir, Histosoles (F_{OS}) porque no se produjo sobre ese tipo de suelos las reservas. Por lo tanto EF_2 no fue utilizado porque es el factor de emisión para emisiones de N_2O de suelos orgánicos drenados/gestionados. EF_{IFR} no es utilizado ya que corresponde a plantaciones de arroz.

Se consideró que no hubo cambios en el uso de la tierra ni en sus prácticas por lo tanto F_{SOM} fue 0.

El factor de emisión para emisiones de N_2O de aportes de N (EF_1) fue tomado del IPCC (Hergoualc'h et al., 2019) siendo este $0,01 \text{ kg } N_2O-N \text{ (kg aporte de N)}^{-1}$. EF_1 es el factor de emisión correspondiente a los aportes de N fertilizantes sintéticos, abonos orgánicos y residuos agrícolas y N mineralizado de suelos minerales a causa de pérdida de carbono del suelo.

El factor de emisión (EF_{3PRP}) para emisiones de N_2O del N de la orina y el estiércol depositado en pasturas, prados y praderas no se utilizó ya que se supuso que no habían animales pastoreando sobre el área en donde se produjeron las reservas.

Las emisiones indirectas de N_2O-N debido al nitrógeno volatilizado se calcularon con la ecuación 30. Las variables $Frac_{GASF}$, $Frac_{GASM}$ y EF_4 fueron tomadas del IPCC (Hergoualc'h et al., 2019) siendo: $0,11 \text{ kg N volatilizado (kg de N aplicado)}^{-1}$, $0,21 \text{ kg N volatilizado (kg de N aplicado o depositado)}^{-1}$ y $0,01 \text{ kg N-N}_2O \text{ (kg } NH_3-N + NO_x-N \text{ volatilizado)}^{-1}$ respectivamente. F_{ON} y F_{PRP} fueron igual a 0.

Las emisiones indirectas de N_2O-N debido al nitrógeno que se lixivia o escurre se calcularon con la ecuación 31. Donde F_{ON} , F_{PRP} y F_{SOM} fueron igual a 0. Los valores para las variables $Frac_{LEACH-(H)}$ y EF_5 fueron tomadas del IPCC (Hergoualc'h et al., 2019) siendo: $0,24 \text{ kg N (kg de agregados de N)}^{-1}$ y $0,011 \text{ kg } N_2O-N \text{ (kg N por lixiviación y escurrido)}^{-1}$ respectivamente.

Las emisiones directas calculadas en la ecuación 29 como las emisiones indirectas calculadas en la ecuación 30 y 31 de N_2O-N se convirtieron a emisiones de N_2O con la ecuación 32.

Para las emisiones de dióxido de carbono por la aplicación de urea (ecuación 33) se supuso que todo el fertilizante nitrogenado utilizado era urea para cada tratamiento (cuadros No. 33, No. 34 y No. 35). Luego se transformaron las emisiones de CO_2-C a CO_2 con la ecuación 44.

Cuadro No. 33. Urea (kg urea/año) aplicada para cada componente de la DTM para AC-DTM

Cultivo o recurso forrajero	kg N/año	kg urea/año
sorgo	1100	2391
raigrás	340	740
festuca	208	453
maíz	235	511
alfalfa	0	0
TOTAL	1883	4095

Cuadro No. 34. Urea (kg urea/año) aplicada para cada componente de la DTM para AC-DPM

Cultivo o recurso forrajero	kg N/año	kg urea/año
sorgo	511	1111
raigrás	175	381
festuca	99	216
maíz	142	309
alfalfa	0	0
TOTAL	927	2017

Cuadro No. 35. Urea aplicada (kg urea/año) cada componente de la DTM para BC-DTM

Cultivo o recurso forrajero	kg N/año	kg urea/año
sorgo	508	1105
raigrás	175	379
festuca	97	212
maíz	138	299
alfalfa	0	0
TOTAL	918	1995

Las emisiones de CO₂ provenientes del uso del combustible fueron a partir de los laboreos y siembras y, menos para alfalfa, refertilizaciones. Se utilizaron como referencia los consumos de la EEMAC, siendo 14,7 lt/ha para laboreos y siembras y 7lt/ha para las refertilizaciones. En el cuadro No. 36 se presenta el combustible utilizado en el período de estudio para los tres tratamientos por cultivo y recurso forrajero.

Cuadro No. 36. Litros de combustible por componente de la DTM para cada tratamiento

Cultivo o recurso forrajero	AC-DTM (lt)	AC-DPM (lt)	BC-DPM (lt)
sorgo	708	329	327
raigrás	263	135	135
festuca	161	77	75
maíz	113	69	45
alfalfa	40	25	24
TOTAL	1285	635	606

La cantidad total de litros de gas oil para cada tratamiento se la multiplicó por el factor de emisión para Uruguay el cual es 2,67 kg CO₂/lt gas oil (MIEM. EE, 2015).

4. RESULTADOS

Los resultados de esta tesis permiten tener las primeras aproximaciones de una HC para tres sistemas lecheros distintos que combinan distintos controles de ambiente con distintas dietas, resultando en sistemas contrastantes entre sí.

4.1 INTERMEDIOS

En el siguiente cuadro (cuadro No. 37) se presentan los resultados de las ecuaciones 6, 9, 11, 13, 14, 15 y 22 para cada tratamiento, donde permitirá entender con mayor profundidad los resultados de emisiones por GEI.

Cuadro No. 37. Resultados de DE, GE, VS, N_{ingesta} , $N_{\text{retención}}$, N_{ex} y N_{MMSAvb} para cada tratamiento

Ecuación	Variable	Unidad	Resultados		
			AC-DTM	AC-DPM	BC-DPM
6	DE	%	72	68	68
9	GE	MJ día ⁻¹	422,8	395,1	397,7
11	VS	kg VS día ⁻¹	6,69	6,99	7,10
13	$N_{\text{ingesta(T)}}$	kg N ⁻¹ animal día ⁻¹	0,58	0,55	0,55
14	$N_{\text{retención(T)}}$	kg N ⁻¹ animal día ⁻¹	0,19	0,14	0,14
15	$N_{\text{ex(T)}}$	kg N ⁻¹ animal año ⁻¹	139,48	148,76	149,16
22	N_{MMSAvb}	kg N año ⁻¹	2542,96	1814,96	1886,58

4.2 EMISIONES POR CATEGORÍA

4.2.1 Metano

El factor de emisión de CH₄ por fermentación entérica (kg CH₄ cabeza⁻¹ año⁻¹) para cada tratamiento se presenta en el cuadro No. 38.

Cuadro No. 38. Factor de emisión de CH₄ por fermentación entérica para cada tratamiento

	AC-DTM	AC-DPM	BC-DPM
EF (kg CH ₄ cabeza ⁻¹ año ⁻¹)	158,1	155,5	156,5

El resultado fue bastante similar para los tres tratamientos. Esto puede ser explicado principalmente por dos factores presentes en la ecuación 10. El primero se encuentra de forma implícita en la energía bruta, siendo éste la energía digerible expresada como porcentaje de la energía bruta (DE%). Y el segundo es el factor de conversión en metano, Y_m.

La producción de leche fue mayor para el tratamiento AC-DTM, por ende se esperaría que la energía bruta sea más elevada porque los requerimientos para lactación son mayores. Los resultados del cuadro No. 37 demuestran lo contrario. Hubo solamente una leve diferencia, de aproximadamente de 25 MJ día⁻¹, entre AC-DTM y el resto de los tratamientos. Esto es porque su dieta tuvo mayor DE% que las demás, y también porque las vacas de este tratamiento no destinaron energía para actividad por encontrarse en un sistema completamente estabulado. Por esto, el resultado fue de una energía bruta relativamente similar a los demás.

Si la DE% del tratamiento AC-DTM hubiese sido la misma que la del tratamiento AC-DPM (68%), la energía bruta consumida se elevaría a 454,57 MJ día⁻¹ y su EF a 169,9 kg CH₄ cabeza⁻¹ año⁻¹.

El Y_m que fue elegido, en línea con lo establecido por el IPCC (Gavrilova O. et al., 2019), para el tratamiento AC-DTM fue menor (Y_m= 5,7) que el seleccionado para los demás tratamientos (Y_m= 6).

La combinación de estos dos factores explica porque el factor de emisión de CH₄ por fermentación entérica del tratamiento AC-DTM fue similar a los otros tratamientos a pesar de haber tenido una mayor producción de leche.

En la figura No. 3 se presentan las emisiones de CH₄ por tratamiento. Es decir, el factor de emisión de CH₄ por fermentación entérica multiplicado por el número de vacas por tratamiento.

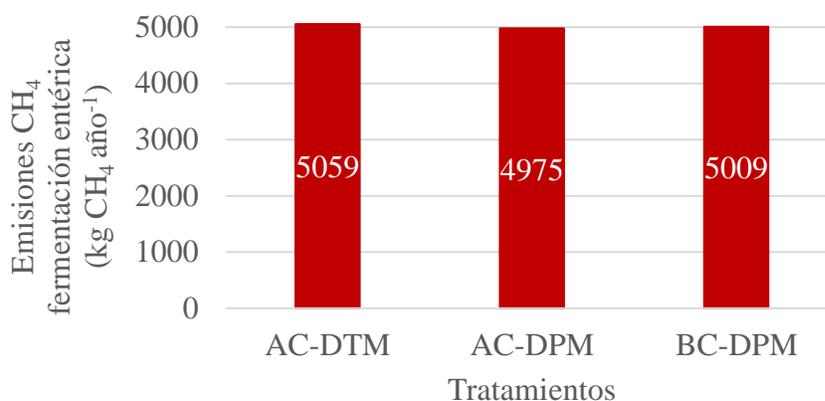


Figura No. 3. Emisiones de CH₄ por fermentación entérica por tratamiento

En el cuadro No. 39 se presenta el factor de emisión de CH₄ por la gestión del estiércol para cada tratamiento.

Cuadro No. 39. Factor de emisión de CH₄ por gestión del estiércol para cada tratamiento

	AC-DTM	AC-DPM	BC-DPM
EF (kg CH ₄ cabeza ⁻¹ año ⁻¹)	38,3	33,5	24,9

En la figura No. 4 se presenta la contribución de los distintos sistemas de gestión del estiércol en el factor de emisión de cada tratamiento.

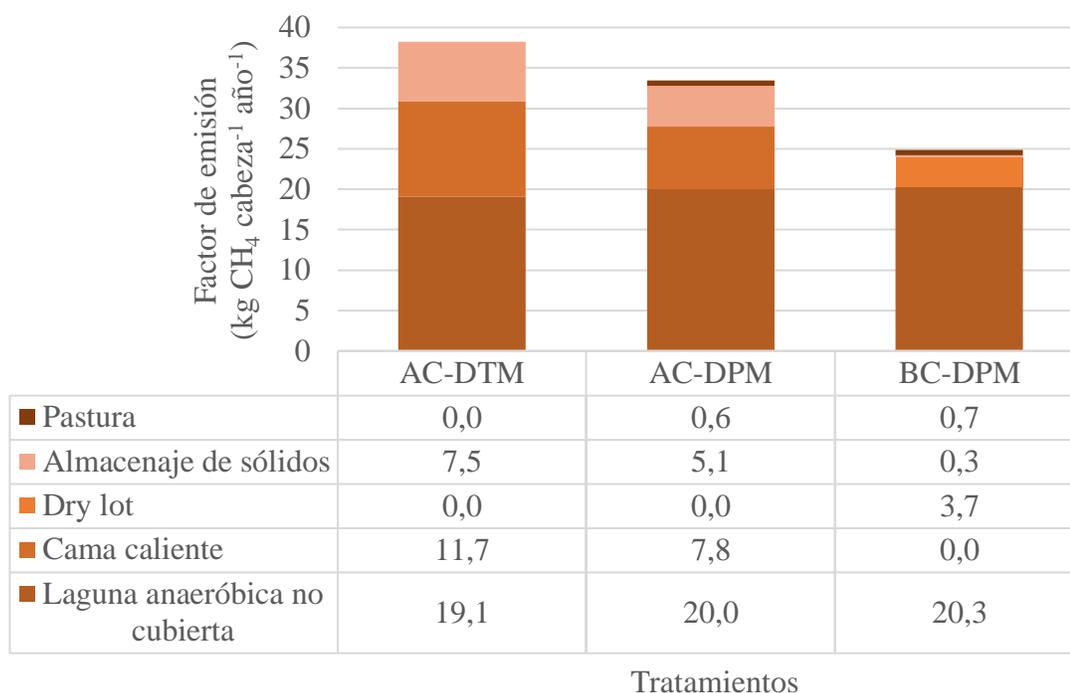


Figura No. 4. Contribución de los sistemas de gestión del estiércol en el factor de emisión de CH_4 de gestión del estiércol para cada tratamiento

La laguna anaeróbica no cubierta fue la de mayor contribución en los tres tratamientos, siendo 49,9% para AC-DTM, 59,7% para AC-DPM y 81,6% para BC-DPM. La fracción AWMS para este sistema de gestión del estiércol fue la misma para los tres tratamientos ($\text{AWMS} = 0,067$) porque la duración del ordeño no era diferente entre ellos. Sin embargo, esto no se reflejó en los resultados presentados en la figura No. 4. Los kg de CH_4 emitidos por animal en un año respecto a la laguna anaeróbica no cubierta fue distinta entre sí porque la cantidad de sólidos volátiles excretados por vaca fue diferente (cuadro No. 37). Para el tratamiento AC-DTM la excreta de VS fue levemente menor porque la DE% fue mayor en comparación a los otros tratamientos, por eso las emisiones de CH_4 fueron menores.

Las emisiones debido a la cama caliente fueron mayores en el tratamiento AC-DPM (figura No. 4). Esto es explicado por la fracción AWMS. Mientras que las vacas del tratamiento AC-DPM salían a pastorear, las del otro tratamiento se encontraban estabuladas en el galpón. Por eso la fracción AWMS fue mayor para AC-DTM, resultando así en una mayor contribución por parte de la cama caliente en el factor de emisión.

El bajo factor de emisión de CH_4 por gestión del estiércol para el tratamiento BC-DPM es explicado en gran medida por el dry lot. Las horas por día que las vacas se encontraban en este sistema era de 14hs por día, resultando en una fracción AWMS de 0,583. El MCF para este sistema es de 1,5%, siendo más bajo que el de cama caliente

(MCF= 6,5%). Además, la fracción del estiércol gestionado por el almacenaje de sólidos para BC-DPM fue menor. Esto es porque únicamente cuando se las ordeñaba, parte del estiércol se gestionaba por el almacenaje de sólidos. En cambio para los otros dos tratamientos, además de que el estiércol se gestionaba en este sistema cuando se las ordeñaba también se gestionaba cuando excretaban en la planchada, teniendo así una mayor fracción AWMS. Todo esto condujo a que el MCF ponderado del tratamiento BC-DPM fuese menor, concluyendo en un menor factor de emisión de CH₄ por gestión del estiércol.

Las emisiones de CH₄ para la deposición del estiércol y orina en la pastura, para los tratamientos AC-DPM y BC-DPM, fue muy bajo explicado por su MCF de 0,47% porque es un sistema aeróbico, por lo tanto el CH₄ que se produce es bajo. Esto explica la baja contribución de este sistema al factor de emisión para los tratamientos mencionados.

En la figura No. 5 se presentan las emisiones totales de CH₄ por gestión del estiércol para cada tratamiento. Las emisiones totales son el resultado de la multiplicación del factor de emisión de CH₄ de gestión del estiércol de cada tratamiento por el número de vacas correspondiente a cada uno de ellos.

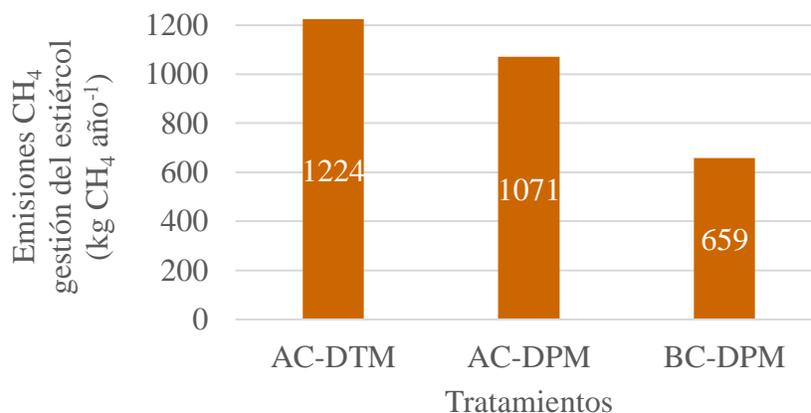


Figura No. 5. Emisiones de CH₄ de la gestión del estiércol por tratamiento

4.2.2 Óxido nitroso

Los resultados de las emisiones directas e indirectas de N₂O debido al manejo del estiércol se presentan en la figura No. 6, donde se observa la proporción de cada sistema de gestión de estiércol en dichas emisiones para cada animal de cada tratamiento. Como fue mencionado anteriormente, las emisiones de N₂O por deposición del estiércol de las vacas pastoreando, para los tratamientos AC-DPM y BC-DPM, están reportadas bajo gestión de los suelos como F_{PRP}.

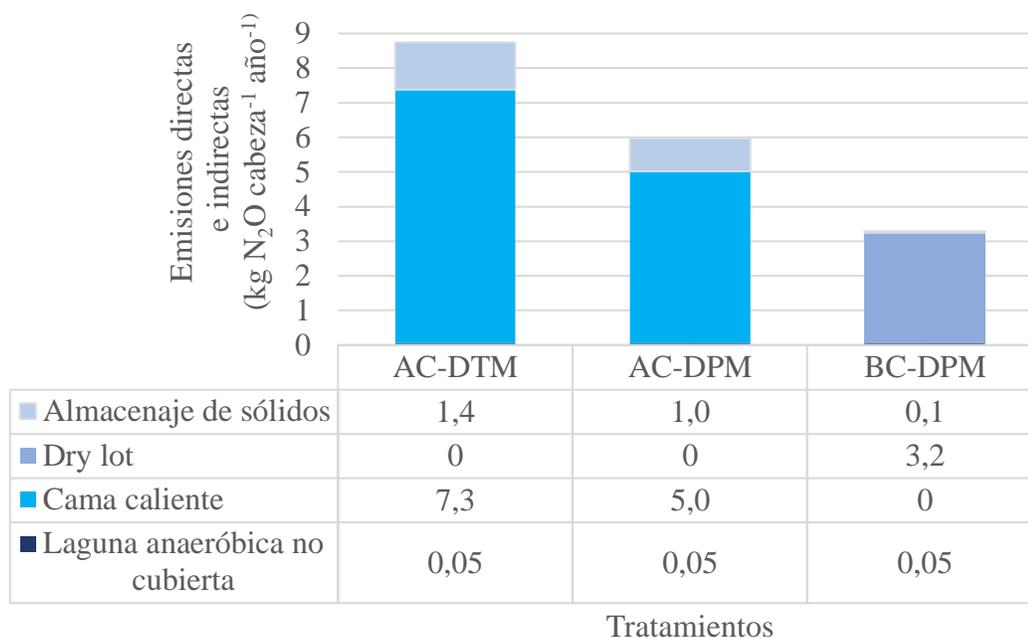


Figura No. 6. Emisiones directas e indirectas de N_2O de la gestión del estiércol por animal de cada tratamiento

La laguna anaeróbica no cubierta no emite N_2O de forma directa (ver anexo No. 2) ya que el estiércol gestionado bajo este tratamiento no cuenta con presencia de oxígeno. Por lo tanto las emisiones de este sistema que se observan en la figura No. 6 son explicadas por las emisiones indirectas (ver anexo No. 3).

La fracción AWMS para la laguna anaeróbica no cubierta fue la misma para los tres tratamientos porque el tiempo de ordeño fue el mismo para los tres tratamientos traduciéndose así en un mismo AWMS, 0,067. Esto resultó en que los tres tratamientos tuviesen la misma cantidad de emisiones en cuanto a la laguna.

Las mayores emisiones de N_2O producto de la cama caliente de AC-DTM son explicadas por una mayor fracción AWMS, en comparación al tratamiento AC-DPM. La fracción AWMS no fue la misma para ambos tratamientos porque AC-DPM tenía un turno de pastoreo, por ende estuvo menos tiempo en la cama caliente resultando así en una menor fracción AWMS.

Los emisiones de los sistemas de gestión del estiércol: cama caliente, almacenaje de sólidos y dry lot se atribuyeron principalmente a las emisiones directas (ver anexos No. 2 y No. 3).

El factor de emisión para emisiones directas de N_2O del sistema de gestión del estiércol (EF_3) de cama caliente es más elevado, 0,07 $kg N_2O-N/kg$ de N, que el de dry lot

(0,02 kg N₂O-N/kg de N). Siendo este otro motivo por el cual las emisiones de N₂O para los sistemas de alto nivel de ambiente controlado fueron más elevados.

En la figura No. 7 se presentan las emisiones totales debido a las emisiones directas e indirectas de N₂O de la gestión del estiércol para cada tratamiento.

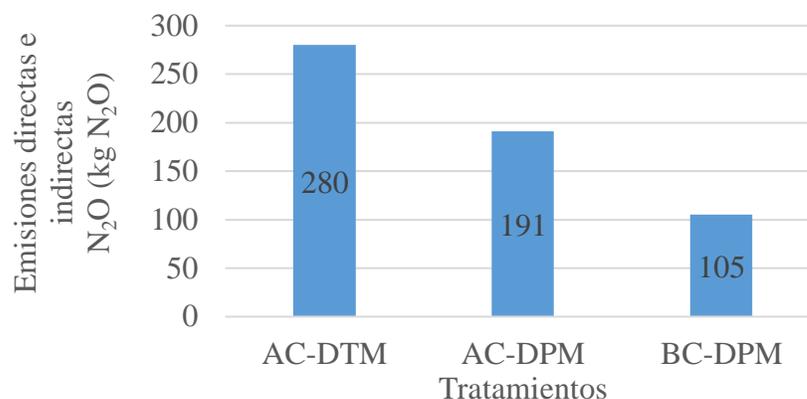


Figura No. 7. Emisiones directas e indirectas de N₂O de la gestión del estiércol por tratamiento

Las emisiones directas e indirectas de N₂O debido a la gestión de los suelos se presentan en la figura No. 8. El tratamiento AC-DTM solo presentó emisiones debido a la aplicación de N de estiércol (F_{ON}) ya que las vacas de este tratamiento no pastoreaban.

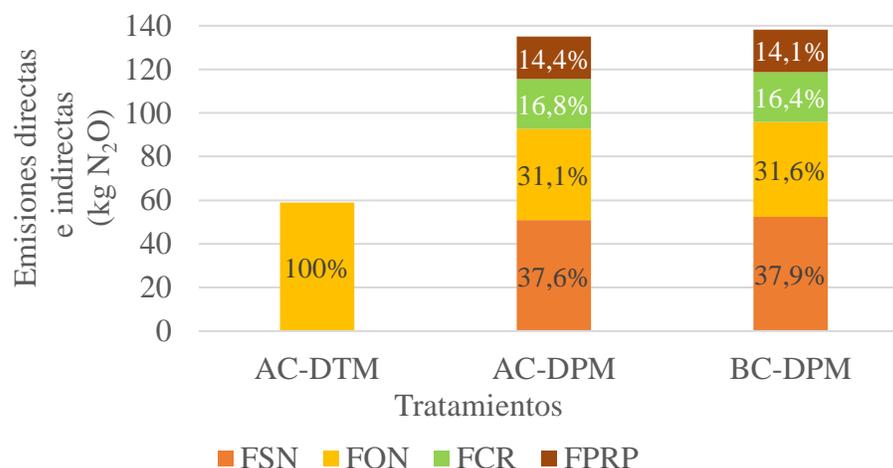


Figura No. 8. Emisiones directas e indirectas de N₂O debido a la gestión de los suelos por tratamiento

Las emisiones de N_2O para los tratamientos AC-DPM y BC-DPM del N de la orina y el estiércol depositado en las pasturas por las vacas de pastoreo, F_{PRP} , tuvieron una baja contribución en comparación a las de la aplicación del estiércol. La baja contribución de las emisiones de F_{PRP} son explicadas porque solo 0,333 de lo que excretaron los animales fue depositado ahí, el resto fue excetado en la sala de ordeño o en el galpón, en el caso de AC-DPM, o dry lot (BC-DPM).

Las emisiones por aplicación del N de estiércol animal, F_{ON} , fueron mayores para el tratamiento AC-DPM, ya que el nitrógeno disponible para su posterior aplicación era mayor, N_{MMSAbv} (cuadro No. 37). Esto se explica porque, a diferencia de los tratamientos que pastorean, todo fue gestionado a través de distintos sistemas de gestión del estiércol y nada fue depositado por las vacas en las pasturas.

Las emisiones directas e indirectas de N_2O por la aplicación de fertilizante de N sintético, F_{SN} , fueron las mismas para el tratamiento AC-DPM y BC-DPM (ver anexo No. 4 y 5).

Las emisiones de N_2O atribuidas a los residuos agrícolas (aéreos y subterráneos), incluyendo los cultivos fijadores de N y de la renovación de forraje/pastura, devueltos al suelo, F_{CR} , fueron las mismas tanto para AC-DPM y BC-DPM porque pastorearon sobre la misma cantidad de hectáreas con el mismo rendimiento.

4.2.3 Dióxido de carbono

Las emisiones de CO_2 debido a las aplicaciones de urea, tanto para el tratamiento AC-DPM y BC-DPM fueron de $1428 \text{ kg } CO_2 \text{ año}^{-1}$.

4.2.4 Combustible para actividades

En la figura No. 9 se observan las emisiones de CO_2 provenientes del uso de combustible para las distintas actividades según el tratamiento.

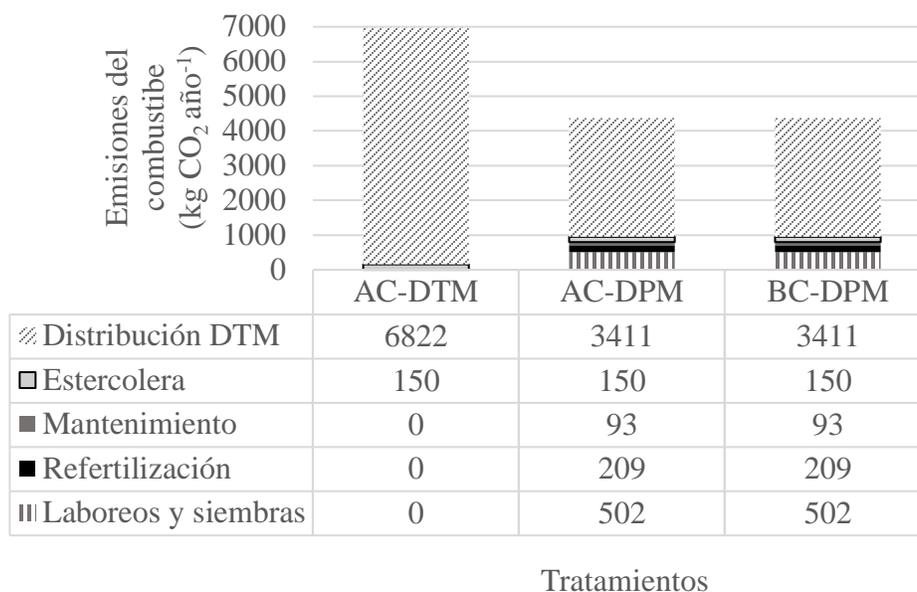


Figura No. 9. Emisiones de CO₂ por el uso de combustible por tratamiento

Las emisiones del combustible utilizado para la distribución de la DTM fueron mayores en el tratamiento AC-DTM porque se distribuía dos veces al día, y en los otros tratamientos solo una vez.

4.1.5 Electricidad

Las emisiones de CO₂ por el uso de electricidad para cada tratamiento en el período de estudio se encuentran en la figura No. 10. Los tratamientos que se encontraban encerradas en el galpón tuvieron las mayores emisiones, explicado por el uso de ventiladores.

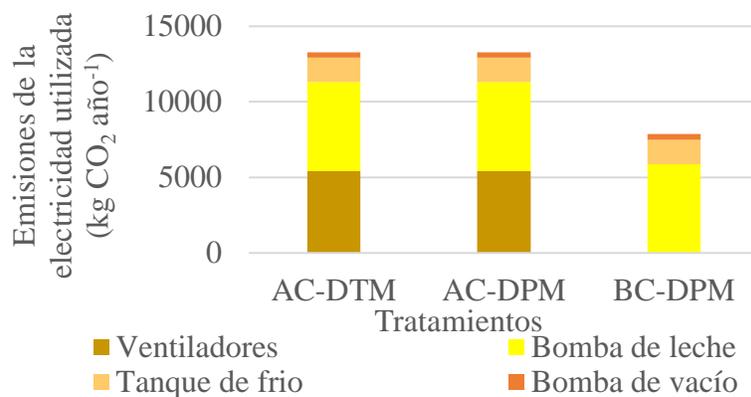


Figura No. 10. Emisiones de CO₂ por el uso de la electricidad por tratamiento

4.1.6 Producción de alimentos DTM

Los resultados de las emisiones debido a la producción de alimentos de la dieta totalmente mezclada están expresados en CO₂eq para poder contemplar las distintas fuentes de emisión (producción del alimento, combustible utilizado para el transporte y actividades) en una misma grafica (figura No. 11).

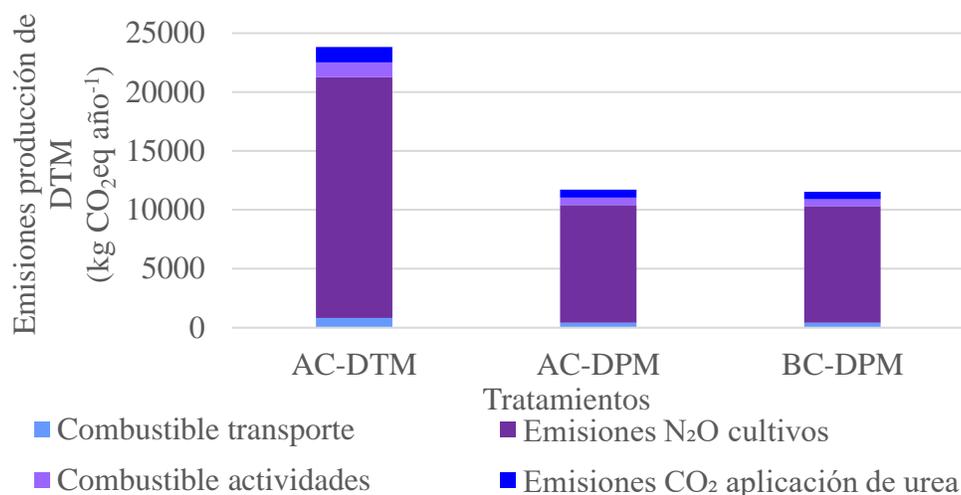


Figura No. 11 Emisiones de CO₂eq por la producción de los alimentos de la DTM

Las mayores emisiones para la producción de DTM fue para el tratamiento AC-DTM, ya que su alimentación se basó exclusivamente en ella por lo tanto lo comprado era mayor.

4.3 HUELLA DE CARBONO

En la figura que se presenta a continuación (figura No. 12) se puede observar la contribución de los distintos gases a la HC según tratamiento. El CH₄ fue el GEI de mayor participación en la HC para los tres tratamientos. Se encuentra reportado en la figura como CO₂eq a la producción de DTM fuera del predio.

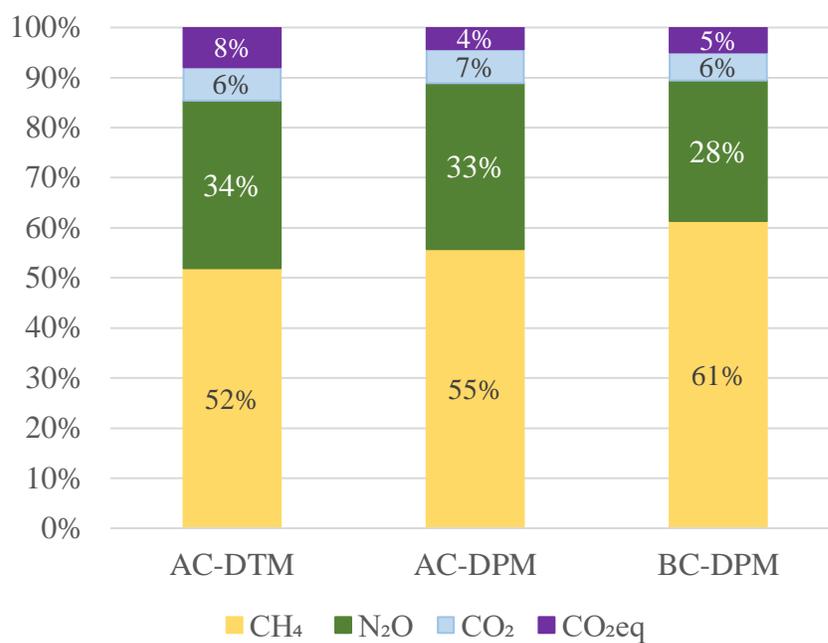


Figura No. 12. Contribución relativa de los GEI a la HC de cada tratamiento

Las emisiones que tuvieron mayor contribución en la HC para cada tratamiento fueron debidas a la fermentación entérica de los animales (figura No. 13). El sistema con menor emisiones de GEI por kg de LCGP fue AC-DPM, con una HC de 0,72 kg CO₂eq/kg LCGP.

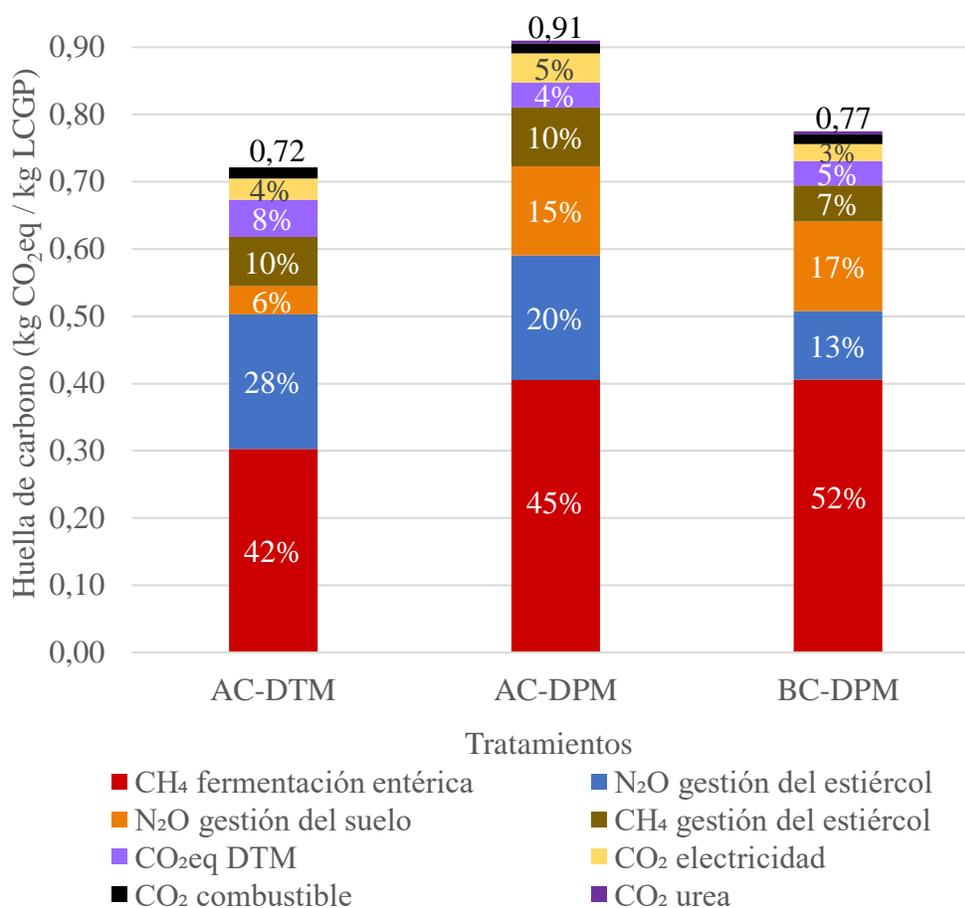


Figura No. 13. Huella de carbono

La alta proporción de emisiones por N₂O de la gestión del estiércol en el tratamiento AC-DTM es explicada principalmente por los sistemas en el cual se gestiona lo excretado (figura No. 6).

Las emisiones de CO₂ por la aplicación de urea tuvieron una baja contribución en la HC, siendo de 0,5% para AC-DPM y 0,6% para BC-DPM. Las emisiones por la utilización del combustible fueron de 2,3% para AC-DTM, 1,6% para AC-DPM y 1,8% para BC-DPM.

En el cuadro No. 40 se presenta con mayor detalle las emisiones resultantes por vaca de cada tratamiento, expresado en CO₂eq y en el gas correspondiente según la emisión.

Cuadro No. 40. Emisiones resultantes por vaca por tratamiento

Tipo de emisión y fuente	AC-DTM		AC-DPM		BC-DPM	
	kg CO ₂ eq/ vaca/año	kg del gas /vaca/año	kg CO ₂ eq/ vaca/año	kg del gas /vaca/año	kg CO ₂ eq/ vaca/año	kg del gas /vaca/año
CH ₄						
Fermentación entérica	3952,2	158,1	3887,1	155,5	3913,1	156,5
Gestión del estiércol	956,6	38,3	836,7	33,5	514,7	20,6
N ₂ O						
Gestión del estiércol (directo e indirecto)	2607,5	8,7	1781,1	6,0	982,3	3,3
Gestión del suelo (directo e indirecto)	548,5	1,8	1271,2	4,3	1287,2	4,3
CO ₂						
Aplicación de urea	0	0	44,6	44,6	44,6	44,6
Quema de combustibles	217,9	217,9	136,4	136,4	136,4	136,4

Uso de electricidad	414,9	414,9	414,9	414,9	245,6	245,6
Compra de DTM	721	-	353,9	-	349,4	-
TOTAL (kg CO₂eq/vaca/año)	9418,3		8726		7473,4	

El tratamiento AC-DTM fue el que presentó mayores emisiones totales de GEI por vaca (cuadro No. 40), pero como su producción de LCGP fue marcadamente más elevada que la de los otros tratamientos (cuadro No. 3), su HC fue menor. En otras palabras, las elevadas emisiones de GEI se pudieron diluir en su mayor producción.

El tratamiento BC-DPM fue el que presentó menores emisiones totales de GEI, donde las mayores diferencias radicaron en las emisiones de CH₄ y N₂O de gestión del estiércol en comparación a los otros tratamientos.

Si el tratamiento AC-DPM hubiese tenido una mayor producción de leche que el tratamiento BC-DPM (cuadro No. 3), su HC hubiese sido menor. Pero como su producción de leche fue parecida y sus emisiones atribuidas a la gestión del estiércol más elevadas, su HC resultó siendo mayor a la de BC-DPM. Las emisiones de gestión del estiércol que fueron mayores para AC-DPM, en comparación a BC-DPM, principalmente por las emisiones de la cama caliente que a pesar de haber tenido una menor fracción AWMS, sus emisiones fueron mayores que las del dry lot (figura No. 4 y No. 6).

5. DISCUSIÓN

5.1 METODOLOGÍA

Contrastar resultados de distintas huellas de carbono de la bibliografía con las resultantes de la tesis tendrá un par de implicancias no menores.

Como ya fue mencionado anteriormente, Crosson et al. (2011) establecieron que las variaciones que hay en los parámetros del sistema e incertidumbres asociadas a los factores de emisión pueden tener implicancias a la hora de interpretar los resultados de emisiones de GEI para distintos estudios. Las suposiciones que se realizan también son otra implicancia importante a tener en cuenta (FAO, 2010). Esto conduce a que un resultado de HC no pueda ser totalmente contrastado con los de ésta tesis.

Mazzetto et al. (2021) comparan en su trabajo distintas HC de trabajos provenientes de diferentes países, las cuales utilizaron distintas metodologías. Para poder hacer comparables las HC, utilizaron los datos primarios de cada trabajo para poder recalcular la HC con una misma metodología y finalmente poder compararlos.

Otro factor importante a tener en cuenta con las HC de los trabajos revisados en la revisión bibliográfica, es que incluyen emisiones secundarias, también conocidas como fuera del establecimiento (Rotz et al. 2010, Becoña et al. 2013, Lizarralde et al. 2014, O'Brien et al. 2014), y en este trabajo solo se incluyó la compra de DTM fuera del predio y la electricidad.

5.2 HUELLA DE CARBONO

Las contribuciones relativas de GEI en la HC (figura No. 12) coincide con los resultados encontrados por Mazzetto et al. (2021), donde los sistemas pastoriles tuvieron una mayor contribución de CH₄ en la HC, de alrededor del 65%, y los sistemas confinados una menor participación de este gas, pudiendo variar entre 30 y 50%. Si bien el tratamiento BC-DPM no fue netamente pastoril, este tratamiento contó con pastoreo y el MCF del dry lot fue de 1,5%, siendo este parecido al de la pastura, 0,47% (Gavrilova et al., 2019), permitiéndose comparar con el sistema pastoril.

La participación del CH₄ en el tratamiento AC-DTM, sistema estabulado, fue de 52%, similar a lo establecido por O'Brien et al. (2014), Mazzetto et al. (2021). La contribución de este gas pierde protagonismo cuando se estabula a los animales (Mazzetto et al., 2021), coincidiendo con los resultados de AC-DTM, donde se observa una menor participación de este gas (figura No. 12) en comparación a los otros tratamientos.

El tratamiento AC-DTM, que tuvo mayor producción de leche, fue el que tuvo la menor HC, concordando con la leve correlación negativa aludida por Lizarralde et al.

(2014), Darré et al. (2020), Mazzeto et al. (2021), donde a mayor producción de leche por vaca hay una menor HC para la leche.

Salado et al. (2020) mencionan que la producción de leche aumentaba a medida que aumentaba la proporción de DTM en los sistemas y por el aumento de consumo de MS. También mencionan que los sistemas que pastoreaban tenían costo energético proveniente de la actividad de pastoreo. El resultado en cuanto a producción de leche para AC-DTM fue de aproximadamente 3000kg de leche/vaca mayor que la de los tratamientos con pastoreo, pudiendo ser explicado por lo anteriormente aludido.

Los resultados de la HC de cada tratamiento indican que la fuente de emisión con mayor contribución sobre la HC fue el de CH₄ producido por los animales a través de la fermentación entérica, coincidiendo de esta forma con la bibliografía consultada (Rotz et al. 2010, Flysö et al. 2011, Becoña et al. 2013, O'Brien et al. 2014, Lizarralde et al. 2014, Mazzeto et al. 2021). Por ende, se acepta la hipótesis de que el metano producto de la fermentación entérica es el de mayor contribución en la HC para los tres tratamientos.

La contribución a las emisiones de la HC por fermentación entérica resultantes para un tambo promedio en Uruguay (Becoña et al., 2013) fue de 56%, parecido al obtenido para BC-DTM que fue de 55%. El tratamiento BC-DTM no es un tambo promedio en Uruguay pero este tratamiento contó con pastoreo y el MCF del dry lot fue de 1,5%, siendo este parecido al de la pastura, 0,47% (Gavrilova et al., 2019), permitiéndose comparar.

Según lo modelado a través de “Dairy Greenhouse Gas model”, Rotz et al. (2010) encontraron que la reducción en la HC para dos sistemas estabulados con el mismo número de vacas e igual producción de leche radicaba en la menor utilización de combustible y electricidad, lo cual es explicado porque uno de los sistemas contaba con 6 meses de pastoreo. La HC para el sistema con los 6 meses de pastoreo fue 0,62kg CO₂eq/kg LCE y para el otro 0,69kg CO₂eq/kg LCE.

Al contrastar los resultados con los resultados obtenidos en los tres tratamientos bajo estudio, hay que tener en cuenta que las producciones de leche fueron distintas entre el tratamiento AC-DTM (13424 kg LCGP/vaca/año) y los tratamientos AC-DPM y BC-DPM (9594 kg LCGP/vaca/año y 9645 kg LCGP/vaca/año respectivamente), siendo similares entre sí.

En línea con lo mencionado anteriormente, los tratamiento que podrían ser comparados a los del trabajo de Rotz et al. (2010) son AC-DTM y BC-DTM. AC-DTM sería comparable al sistema totalmente estabulado, y BC-DPM al sistema estabulado con 6 meses de pastoreo, sería lo más parecido.

Las emisiones de electricidad para el tratamiento BC-DTM fueron menores a las de AC-DTM (figura No. 10) coincidiendo con los resultados de Rotz et al. (2010), donde al agregar 6 meses de pastoreo al sistema estabulado, se observó una reducción en las emisiones de electricidad en comparación al sistema totalmente estabulado.

La segunda y tercer fuente de emisión con mayor contribución en la HC de AC-DTM coinciden con las reportadas para el sistema confinado de Estados Unidos del trabajo de O'Brien et al. (2014), a pesar de ser distintos los porcentajes son en el mismo orden. La segunda fuente de emisión fue N_2O atribuidas al estiércol y su aplicación, que en este trabajo la aplicación del estiércol está reportada bajo gestión de los suelos (figura No. 13). La tercer fuente fue CH_4 del almacenamiento del estiércol, coincidiendo con los resultados de O'Brien et al. (2014).

En cuanto a las huellas de carbono de cada tratamiento, se acepta la hipótesis de que el tratamiento estabulado es el que presenta menor HC. Esto está en línea con lo establecido por autores de que a mayor producción de leche hay una menor HC (Becoña et al. 2013, Lizarralde et al. 2014, Darré et al. 2020, Mazzeto et al. 2021).

Si la producción de leche del tratamiento AC-DPM hubiese sido mayor a la del tratamiento BC-DPM, se justificaría el hecho de que las vacas estén encerradas en el establo con cama caliente, aspersión y ventilación. Pero al no haber una mejora productiva, tampoco hubo una mejora en cuanto al indicador ambiental HC. Las emisiones que conllevan una cama caliente (Rotz, 2018), en comparación al dry lot, deben traer consigo una mayor producción de leche para poder disminuir emisiones de GEI por kg LCGP.

5.2.1 Contexto nacional e internacional

Los resultados obtenidos para el cálculo de HC, de cuna a portera, para tambos ubicados al sur de Uruguay oscilaron entre 1,24 y 0,87 kg CO_2eq / kg de LCGP, siendo el promedio 0,99 kg CO_2eq /kg de LCGP (Lizarralde et al., 2013) y para 277 predios lecheros, provenientes de una encuesta realizada por INALE, fue de 0,97kg CO_2eq /kg de leche en promedio (Darré et al., 2020).

Los tambos en los cuales se llevaron a cabo los cálculos fueron en los sistemas característicos del Uruguay (Lizarralde et al., 2013), el cual consiste de vacas pastoreando a lo largo del año y con suministro de concentrado durante la lactación. Las características de los sistemas de producción con una alta HC fueron explicados por una baja productividad, asociada a un bajo consumo por vaca y baja utilización de concentrado (Lizarralde et al., 2013). En cambio los sistemas con una HC más baja se caracterizaron por una alta productividad, presentaron prácticas de manejo del alimento asociado a una mayor disponibilidad de forraje por vaca y una alta proporción (39%) de concentrado en la dieta (Lizarralde et al., 2013).

El sistema AC-DTM, tuvo una HC de un orden menor, 0,72kg CO₂eq/kg LCGP, en comparación a los obtenidos en los sistemas de producción uruguayos (Lizarralde et al. 2014, Darré et al. 2020). Las características productivas que tiene el tratamiento AC-DTM son muy distintas a los de los sistemas uruguayos, ya que la misma no incluye el pastoreo.

La producción de leche de AC-DTM también fue más alta, 13053 kg LCGP /vaca, que el de los trabajos anteriormente mencionados: 4075kg LCGP/vaca en promedio (Lizarralde et al., 2014) y entre 3621 a 6046 kg de leche/vaca (Darré et al., 2020). Las emisiones generadas por el sistema estabulado, AC-DTM, fueron mayores, pero estas se diluyeron con la mayor producción de leche, resultando en una menor HC.

Los 3 sistemas bajo estudio se encuentran posicionados por debajo del promedio mundial: 1,47kg CO₂eq/kg LCGP (Mazzetto et al., 2021). Lo que podría ser explicado principalmente por la alta producción de leche por vaca de los 3 tratamientos. Esto refleja el potencial que tienen estos sistemas en Uruguay para poder ingresar al mercado internacional siendo competitivo, encontrándose en el rango inferior de dicho promedio. Si bien estos sistemas no son representativos de la realidad del sector lechero uruguayo, los sistemas pastoriles también se encuentran por debajo de ese promedio: 0,97kg CO₂eq/kg de leche y 0,99 kg CO₂eq/kg LCGP (Lizarralde et al. 2014, Darré et al. 2020). Nuevamente es importante considerar que se debe observar que se incluyó en un trabajo u otro para comparar las HC.

6. CONCLUSIONES

Se puede concluir que las vacas que se encontraban estabuladas con sistema de cama caliente, aspersión, ventilación y alimentadas con DTM, tuvieron la mayor cantidad de gases de efecto invernadero totales pero al lograr una mayor producción de leche, su resultado fue el de la menor huella de carbono de los sistemas que fueron estudiados. En otras palabras, el sistema estabulado fue el que presentó menor HC: menores emisiones de gases de efecto invernadero por kg leche corregida por grasa y proteína.

El factor que tuvo mayor incidencia en la huella de carbono de los tres tratamientos fue el CH₄ por fermentación entérica, con distintas contribuciones según el tratamiento. Se pudo observar que con una mayor digestibilidad en la dieta en conjunto con un factor de conversión de metano, Y_m , menor (seleccionado acorde a la categoría animal en el IPCC), se podría reducir este tipo de emisiones.

La cama caliente tiene mayores emisiones de GEI que un dry lot. Si la producción de leche hubiese sido mayor para el tratamiento AC-DPM, la HC seguro hubiese sido menor en comparación a BC-DPM. Pero el encierre parcial de los animales en sistema de cama caliente no aumentó su producción de leche en comparación a las encerradas a cielo abierto, por ende no se observaron mejoras en su huella de carbono.

En términos generales se puede también concluir que siendo más eficiente en el sistema y haciendo un buen manejo que apunte a una mayor producción de leche, las emisiones totales, o las emisiones de gases de efecto invernadero por kg de LCGP, serán menores.

El aumento de la productividad es clave para poder reducir la huella de carbono, las vías para realizar este aumento dependerán de cada sistema. Para AC-DPM y BC-DPM, una mejora en la producción de forraje podría implicar una menor compra de DTM, reduciendo las emisiones de compra de DTM. También se podría apuntar a manejos de pastoreo que aumenten la digestibilidad de la pastura, pudiendo reducir las emisiones de CH₄ por fermentación entérica. Para AC-DTM se podría considerar algún manejo de efluente que emita menos.

Debería haber un estudio a largo plazo sobre las diferencias en producción de leche de AC-DPM y BC-DPM para ver si se justifica el hecho de estabular parcialmente a las vacas en el establo con cama caliente. Ya que si no hay mejora en la producción de leche, su HC tampoco lo hará.

La importancia de conocer los principales factores que influyen en la huella de carbono de los tres sistemas de producción de leche bajo estudio, y saber en qué medida contribuyen a ella, ayuda a identificar donde se debe realizar mayores esfuerzos para reducir sus emisiones y de esta forma obtener una menor HC.

7. RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue estimar la huella de carbono (HC) del ejercicio agrícola 2019/2020 para tres sistemas lecheros contrastantes: estabulado en establo de cama caliente (AC-DTM), estabulado parcialmente en establo de cama caliente (AC-DPM) y estabulado parcialmente a cielo abierto (BC-DPM). Los tres sistemas se encontraban en el tambo experimental de la EEMAC. En cada tratamiento se contó con un número promedio de 32 vacas Holando, que incluyó pariciones de otoño y primavera 2019 y otoño 2020. Los tratamientos comparados fueron: 1) AC-DTM, vacas que se encontraban estabuladas con sistema de cama caliente, ventilación y aspersion con alto nivel del control del ambiente (AC) y se les brindaba dieta totalmente mezclada (DTM), 2) AC-DPM, vacas se encontraban en las mismas condiciones que el tratamiento anterior solo que tenían un turno de pastoreo matutina y se las suplementaba con DTM, siendo una dieta parcial mezclada (DPM) y 3) BC-DPM, se encontraban a cielo abierto, con bajo nivel del control del ambiente (BC), disponibilidad de sombra y agua, sistema de alimentación igual que AC-DPM. Para el cálculo de HC se limitó el sistema, según cada tratamiento, desde la cuna hasta la portera del establecimiento. Incluyendo las emisiones por la producción de leche en el predio (fermentación entérica de las vacas, gestión del estiércol, entre otras) y la producción y distribución al predio de la compra de DTM. Lo incluido dentro del límite del sistema varió según el tratamiento ya que los sistemas de producción fueron diferentes. La unidad funcional utilizada fue leche corregida por grasa y proteína (LCGP). Se utilizó para realizar los cálculos de emisiones las guías IPCC y se utilizaron también algunos factores de emisión nacionales. La HC resultante para AC-DTM fue de 0,72kg CO₂eq/kg LCGP, para el tratamiento AC-DPM fue 0,91kg CO₂eq/kg LCGP y BC-DPM 0,77kg CO₂eq/kg LCGP. Donde el CH₄ por fermentación entérica fue el principal contribuyente a ella siendo 42% para AC-DTM, 45% para AC-DPM y 52% para BC-DPM. Si bien el tratamiento AC-DTM fue el que tuvo mayores emisiones totales, su alta producción de leche fue lo condujo a una menor HC.

Palabras clave: Huella de carbono de la leche; Gases de efecto invernadero; Holando; DTM; DPM; Cama caliente; Cielo abierto.

8. SUMMARY

The objective of the present study was to estimate the carbon footprint (CF) for three contrasting dairy systems: confined in a compost bedded pack barn (AC-DTM), partially confined in a compost bedded pack barn (AC-DPM) and partially confined in an open lot (BC-DPM). The three dairy systems were located in a research facility called EEMAC. Each treatment had an average of 32 Holstein cows throughout the year, this number included autumn and spring 2019 and autumn 2020 parturition. The treatments compared were: 1) AC-DTM, cows housed in a bedded pack barn, with mechanical ventilation and a sprinkler system with a high level environmental control (AC) and fed with totally mixed ration (TMR), 2) AC-DPM, animals were housed in the same conditions as AC-DTM but grazed in the morning shift, DTM was supplemented at the bedded pack barn, resulting in a partially mixed ration (PMR) and 3) BC-DPM, animals were at an open lot, with low environmental control (BC) which included shade and water, the feeding system was the same as AC-DPM. The system boundary was limited from cradle to farm gate. Emission sources included in the CF calculation were from the milk production on-farm (animals enteric fermentation, manure management, others) and the production and delivery of DTM. The activities included within the system boundary for each treatment were different because the production systems were not the same. The functional unit used was kilogram of fat and protein corrected milk (FPCM). IPCC guidelines were followed in order to calculate the CF, also national emission factors were used. The CF for AC-DTM was 0,72 kg CO₂eq/kg FPCM, for treatment AC-DPM it was 0,91kg CO₂eq/kg FPCM and for BC-DPM the CF was 0,77 kg CO₂eq/kg FPCM. CH₄ produced by animals' enteric fermentation was the main source of emission in the CF, being 42% for AC-DTM, 45% for AC-DPM and 52% for BC-DPM. The treatment AC-DTM was the one with most greenhouse gas emissions, but it also had a high milk production which led to a low CF.

Key words: Milk carbon footprint; Greenhouse gas emissions; Holstein; TMR; PMR; Bedded pack compost barn; Open lot.

9. BIBLIOGRAFÍA

1. Aalde, H.; Gonzalez, P.; Gytarsky, M.; Krug, T.; Kurz, W. A.; Lasco, R. D.; Martino, D. L.; McConkey, B. G.; Ogle, S.; Paustian, K.; Raison, J.; Ravindranath, N. H.; Schoene, D.; Smith, P.; Somogyi, Z.; van Amstel, A.; Verchot, L. 2006. Generic methodologies applicable to multiple land-use categories. (en línea). In: Eggleston, H. S.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T.; Tanabe, K. eds. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Yokohama, Japan, IGES. v. 4, cap. 2, p. irr. Consultado 15 may. 2021. Disponible en https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_02_Ch2_Generic.pdf
2. Becoña, G.; Oythantcabal, W.; Astigarraga, L.; Roel, A.; Saizar, C. 2013. Primer estudio de la huella de carbono de tres cadenas agroexportadoras: carne vacuna, lácteos, arroz. Montevideo, s.e. 54 p.
3. Carbon Trust, UK. 2018. Carbon footprinting. (en línea). London. 24 p. Consultado 5 may. 2021. Disponible en <https://prod-drupal-files.storage.googleapis.com/documents/resource/restricted/carbon-footprinting-guide.pdf>
4. Crosson, P.; Shalloo, D. L.; O'Brien, G.; Lanigan, J.; Foley, P. A.; Boland, T. M.; Kenny, D. A. 2011. A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Science and Technology*. 166-167:29-45.
5. Darré, E.; Llanos, E.; Astigarraga, L.; Cadenazzi, M.; Picasso, V. 2020. Do pasture-based mixed dairy systems with higher milk production have lower environmental impacts? A Uruguayan case study. *New Zealand Journal of Agricultural Research*. 64(3):444-462
6. De Klein, C.; Novoa, R. S. A.; Ogle, S.; Smith, K. A.; Rochette, P.; Wirth, T. C.; McConkey, B. G.; Mosier, A.; Rypdal, K. 2006. N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. (en línea). In: Eggleston, H. S.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T.; Tanabe, K. eds. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Yokohama, Japan, IGES. v. 4, cap. 11, p. irr. Consultado 15 may. 2021. Disponible en https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf

7. Dong, H.; Mangino, J.; McAllister, T. A.; Hatfield, J. L.; Johnson, D. E.; Lassey, K. R.; Aparecida de Lima, M.; Romanovskaya, A. 2006. Emissions from livestock and manure management. (en línea). *In*: Eggleston, H. S.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T.; Tanabe, K. eds. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Yokohama, Japan, IGES. v. 4, cap. 10, p. irr. Consultado 15 may. 2021. Disponible en https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_10_Ch10_Livestock.pdf
8. FAO (Food and Agriculture Organization, IT). 2010. Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector: a Life Cycle Assessment. Rome. 94 p.
9. Flysjö, A.; Henriksson, M.; Cederberg, C.; Ledgard, S.; Englund, J. E. 2011. The impact of various parameters on the carbon footprint of milk production in New Zealand and Sweden. *Agricultural Systems*. 104(6):459-469.
10. Gavrilova, O.; Leip, A.; Dong, H.; MacDonald, J. D.; Gomez Bravo, C. A.; Amon, B.; Barahona Rosales, R.; del Prado, A.; Aparecida de Lima, M.; Oyhantçabal, W.; van der Weerden, T. J.; Widiawati, Y. 2019. Emissions from livestock and manure management. (en línea). *In*: Calvo Buendia, L.; Tanabe, K.; Kranjc, A.; Baasansuren, J.; Fukuda, M.; Ngarize, S.; Osako, A.; Shermanau, P.; Federici, S. eds. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Geneva, Switzerland, IPCC. v. 4, cap. 10. p. irr. Consultado 15 may. 2021. Disponible en https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4_Volume4/19R_V4_Ch10_Livestock.pdf
11. Gerber, P. J.; Steinfeld, H.; Henderson, B.; Mottet, A.; Opio, C.; Dijkman, J.; Falcucci, A.; Tempio, G. 2013. Tackling climate change through livestock. A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Rome, FAO. 99 p.
12. Hergoualc'h, K.; Akiyama, H.; Bernoux, M.; Chirinda, N.; del Prado, A.; Kasimir, Å.; MacDonald, J. D.; Ogle, S. M.; Regina, K.; van der Weerden, T. J. 2019. N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. (en línea). *In*: Calvo Buendia, L.; Tanabe, K.; Kranjc, A.; Baasansuren, J.; Fukuda, M.; Ngarize, S.; Osako, A.; Shermanau, P.; Federici, S. eds. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Geneva, Switzerland, IPCC. v.4, cap. 11. p. irr. Consultado 15 may. 2021. Disponible en https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4_Volume4/19R_V4_Ch11_Livestock.pdf

nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4_Volume4/19R_V4_Ch11_Soils_N2O_CO2.pdf

13. Hristov, A. N.; Oh, J.; Lee, C.; Meinen, R.; Montes, F.; Ott, T.; Firkins, J.; Rotz, A.; Dell, C.; Adesogan, A.; Yang, W.; Tricarico, J.; Kebreab, E.; Waghorn, G.; Dijkstra, J.; Oosting, S. 2013. Mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero en la producción ganadera: una revisión de las opciones técnicas para la reducción de las emisiones de gases diferentes al CO₂. Rome, FAO. 158 p.
14. IDF (International Dairy Federation, BE). 2015. A common carbon footprint approach for the dairy sector. The IDF guide to standard life cycle assessment methodology. Brusseles. 48 p.
15. Kolver, E. S.; Muller L. D. 1998. Performance and nutrient intake of high producing Holstein cows consuming pasture or a total mixed ration. *Journal of Dairy Science*. 81(5):1403-1411.
16. Lizarralde, C.; Picasso, V.; Rotz, C. A.; Cadenazzi, M.; Astigarraga, L. 2014. Practices to Reduce Milk Carbon Footprint on Grazing Dairy Farms in Southern Uruguay: case Studies. *Science and Research Journal*. 3(2):1-15.
17. Mazzetto, A.; Falconer, S.; Ledgard, S. 2021. Mapping the carbon footprint of milk for dairy cows. (en línea). Hamilton, s.e. 25 p. Consultado 20 dic. 2021. Disponible en <https://www.dairynz.co.nz/media/5794083/mapping-the-carbon-footprint-of-milk-for-dairy-cows-report-updated.pdf>
18. MIEM. EE (Ministerio de Industria, Energía y Minería de Uruguay. Eficiencia Energética, UY). 2015. Factores de conversión. (en línea). Montevideo. 1 p. Consultado 15 may. 2021. Disponible en http://www.eficienciaenergetica.gub.uy/documents/20182/30183/Factores_de_conversi%C3%B3n_y_emisi%C3%B3n_de_CO2.pdf/ffc1001a-746c-490f-a6e3-7016f42f36af
19. MVOTMA. SNRCC (Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Sistema Nacional de Respuesta al Cambio Climático y Variabilidad, UY). 2017. Inventario nacional de gases de efecto invernadero. Montevideo. 248 p.

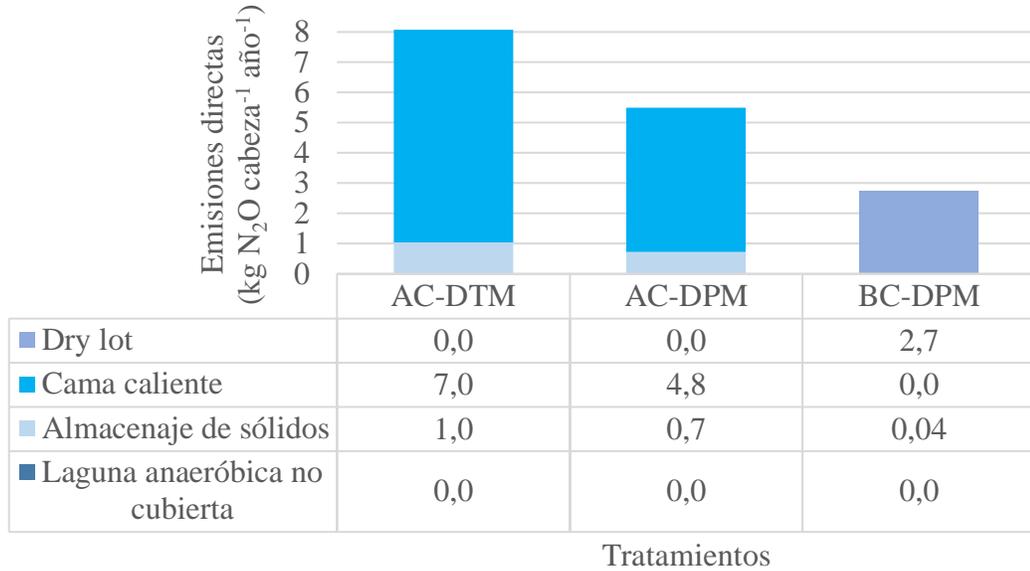
20. O'Brien, D.; Capper, J. L.; Garnsworthy, P. C.; Grainger, C.; Shalloo, L. 2014. A case study of carbon footprint of milk from high-performing confinement and grass-based dairy farms. *Journal of Dairy Science*. 97:1835-1851.
21. Pandey, D.; Agrawal, M.; Pandey, J. S. 2010. Carbon footprint: current methods of estimation. *Environmental Monitoring and Assessment*. 178:135-160.
22. Rotz, 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.
23. Rotz, A. 2018. Modeling greenhouse gas emissions from dairy farms. *Journal of Dairy Science*. 101:1-16.
24. Salado, E. E.; Maciel, M. G., Bretschneider, G.; Cuatrin, A.; Gagliostro, G. A. 2020. Productive Response and Reproductive Performance of Dairy Cows Subjected to Different Feeding Systems. *Open Journal of Animal Sciences*. 10:10-32.
25. Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K. B.; M.Tignor, M.; Miller, H. L. 2007. *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, Cambridge University. 987 p.
26. Van Dooren, H. J. C.; Galama, P. J.; Blanken, K. 2016. On farm development of bedded pack dairy barns in The Netherlands, Gaseous emissions from bedding. Wageningen Livestock Research report no. 710. 22 p.
27. Van Soest, P. J. 1994. *Nutritional ecology of the ruminant*. 2nd. ed. Ithaca, Cornell University. 476 p.

10. ANEXOS

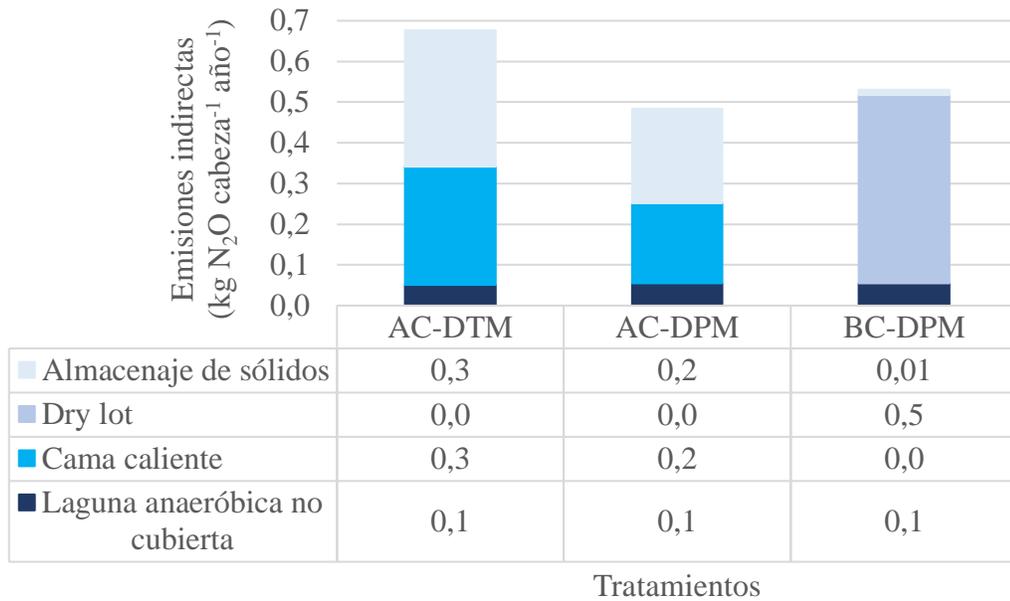
Anexo No. 1. Detalles del fertilizante aplicado por mes en el ejercicio 2019/2020 para AC-DPM o BC-DPM

Mes	Fertilizante								
	Urea			18-46-0			7-40/40-0-5s		
	kg/ha	ha	total	kg/ha	ha	total	kg/ha	ha	total
Julio 2019	200	12,8	1280	0	0	0	0	0	0
Agosto	130	12,8	832	0	0	0	0	0	0
Septiembre	200	6,4	640	0	0	0	0	0	0
Octubre	80	6,4	512	0	0	0	0	0	0
Noviembre	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diciembre	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Enero 2020	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Febrero	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Marzo	0	0	0	100	6,4	640	180	9,6	832
Abril	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mayo	100	6,4	640	100	6,4	640	100	6,4	640
Junio	100	6,4	640	0	0	0	0	0	0

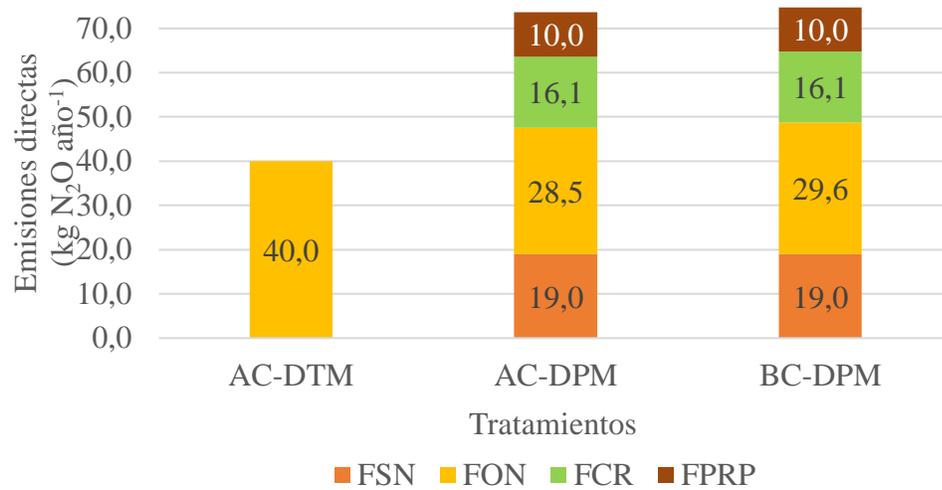
Anexo No. 2. Emisiones directas de N₂O por la gestión del estiércol por tratamiento



Anexo No. 3. Emisiones indirectas (volatilización, lixiviación y escurrimiento) de N₂O por la gestión del estiércol por tratamiento



Anexo No. 4. Emisiones directas de N₂O por los suelos gestionados para cada tratamiento



Anexo No. 5. Emisiones indirectas (deposición atmosférica del N volatilizado, lixiviación y escurrimiento) de N₂O de los suelos gestionados por tratamiento

