

1 **MODELACIÓN DE LA EMISIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO**
2 **DERIVADA DE LA APLICACIÓN DE EXCRETAS BOVINAS EN EL SUELO**

3

4

5

Estudiante

6

Walter Fabián Ordoñez Vargas, Bach. Ing.

7

8

Director

9

Jaime Ricardo Rosero Noguera, Zoot., Dr.Sc.

10

Codirectora

11

Sandra Lucia Posada Ochoa, Zoot., Dr.Sc.

12

13

14

Maestría en Ciencias Animales

15

Línea de Investigación en Nutrición de Rumiantes

16

Grupo de investigación en Ciencias Agrarias - GRICA

17

Universidad de Antioquia

18

2022

19

20 **Dedicatoria**

21 Esta tesis está dedicada a:

22 A Dios que ha sido mi guía y fortaleza en los momentos más duros, donde cada día
23 que ha pasado he sido muy bendecido. Mi madre querida que está en el cielo quien
24 con su amor, bondad y cariño que me dio hasta el último día, he alcanzado este gran
25 paso. A mí padre Walter que siempre fue mi apoyo y al que me inculcó esfuerzo y
26 valentía para seguir adelante y no dar un paso hacia atrás. A mi madrina Floribel que
27 con sus palabras de aliento siempre me ayudó. A Kelly que ha sido como una segunda
28 madre, dando su carisma en todo momento. A Sebastián, Santiago y sus familias,
29 muchas gracias por hacerme sentir como parte más al estar en un país que no era el
30 mío. Y por último quiero dedicar a mi familia y amigos, por apoyarme en los momentos
31 que más los necesité, especialmente a esos amigos que hice en Colombia.

32 **Agradecimientos**

33 A mis directores, Sandra y Ricardo, por su ayuda, paciencia y dedicación en este
34 proceso.

35 A mis padres, que me apoyaron en todo momento, por confiar, por los valores y
36 principios que me han inculcado.

37 A toda mi familia por brindarme su ayuda en todo momento.

38 Al personal de la finca Hacienda la Montaña, por su ayuda en el trabajo de campo.

39 A mis compañeros Sebastián y Santiago, por ayudarme y aconsejarme en la
40 conclusión de este trabajo

41	Tabla de Contenido	
42	Dedicatoria.....	2
43	Agradecimientos	2
44	Tabla de Contenido	4
45	Lista de Tablas	5
46	Lista de Figuras.....	¡Error! Marcador no definido.
47	Lista de Abreviaturas y Acrónimos	7
48	Resumen General.....	9
49	Abstract.....	11
50	Capítulo 1. Introducción General	13
51	Objetivos	16
52	Objetivo General	16
53	Objetivos Específicos	16
54	Capítulo 2. Determinación de las emisiones de gases de efecto invernadero	
55	derivadas de aplicación de excretas bovinas en el suelo	45
56	Capítulo 3. Modelación de la emisión de gases de efecto invernadero derivada	
57	de la aplicación de excretas bovinas en el suelo	97
58	Conclusiones generales	143
59		
60		

61 **Lista de Tablas**

62	Tabla 1. Resultados de análisis fisicoquímicos del suelo de acuerdo con factor de	
63	bloqueo del terreno.	58
64	Tabla 2. Emisión de N-N ₂ O, C-CH ₄ , C-CO ₂ y CO ₂ eq (mg/m ² /h) para los tratamientos	
65	control y con aplicación de orina.	67
66	Tabla 3. Emisión de N-N ₂ O, C-CH ₄ y C-CO ₂ y CO ₂ eq (mg/m ² /h) para los	
67	tratamientos control y con aplicación de heces.	68
68	Tabla 4. Flujos acumulados de N-N ₂ O, C-CH ₄ , C-CO ₂ y CO ₂ eq (mg/m ²) y factores	
69	de emisión de N-N ₂ O y C-CH ₄ (% del N aplicado) para los tratamientos control y con	
70	aplicación de orina y heces.	69
71	Tabla 5. Abreviaturas y descripción de las variables predictoras de los modelos...	104
72	Tabla 6. Correlación entre las variables predictoras.	106
73	Tabla 7. Métricas de estadística descriptiva de las variables continuas consideradas	
74	para la construcción de los modelos.	107
75	Tabla 8. Modelos de predicción de emisiones de N-N ₂ O provenientes de la	
76	aplicación de heces y orina en el suelo.	108
77	Tabla 9. Modelos de predicción de emisiones de C-CH ₄ provenientes de la	
78	aplicación de heces y orina en el suelo.	109
79	Tabla 10. Modelos de predicción de emisiones de C-CO ₂ provenientes de la	
80	aplicación de heces y orina en el suelo.	110
81	Tabla 11. Modelos de predicción de emisiones de CO ₂ eq provenientes de la	
82	aplicación de heces y orina en el suelo.	111

84 **Lista de Figuras**

85 **Figura 1.** Precipitación y espacio poroso lleno de agua (WFPS, por sus siglas en
86 inglés, Water-filled pore space) durante el periodo experimental. Las barras
87 representan las precipitaciones y la línea continua el promedio de WFPS de los cinco
88 tratamientos.....57

89 **Figura 2.** Humedad relativa y temperatura ambiental durante el periodo experimental.
90 Las barras representan la humedad relativa y la línea continua la temperatura
91 ambiental.....58

92 **Figura 3.** Dinámica del porcentaje de humedad (A), concentración de amonio (B) y
93 nitratos (C) en el suelo para cada tratamiento y el tiempo de medición.60

94 **Figura 4.** Tasas de flujos medios de N-N₂O (mg/m²/h) (A), C-CH₄ (mg/m²/h) (B) y C-
95 CO₂ (mg/m²/h) (C) como en función del tratamiento aplicado (H1, H2, O1 y O2) y el
96 tiempo de medición.65

97 **Figura 5.** Tasas de flujos medios de CO₂ eq (mg/m²/h) como en función del tratamiento
98 aplicado (H1, H2, O1 y O2) y el tiempo de medición.....66

99

100 **Lista de Abreviaturas y Acrónimos**

101

AMO	Amonio mono-oxigenasa
Bmh-MB	Bosque muy húmedo montano bajo
BS	Base seca
CH ₄	Metano
CIAT	Centro Internacional de Agricultura Tropical
CIC	Capacidad de Intercambio Catiónico
CO ₂	Dióxido de Carbono
CU	Cobre
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DCD	Diciandiamida
DNDC	Desnitrificación-descomposición
ECD	Detector de captura de electrones
Eh	Potencial Redox
eq	Equivalente
FID	Detector de ionización de llama
GEI	Gases de Efecto Invernadero
H ₂	Dihidrógeno
HAO	Hidroxilamina-oxido-reductasa
IBN	Inhibición Biológica de Nitrificación
KCL	Cloruro de potasio
MAE	Error absoluto medio
msnm	Metros sobre el nivel del mar
Mton	Megatoneladas
N	Nitrógeno
N ₂	Dinitrógeno
N ₂ O	Óxido Nitroso
NH ₃	Amoniaco
NH ₄ ⁺	Amonio
NHO ₃	Ácido nítrico

NIs	<i>Nitrification inhibitors</i>
NO	Óxido nítrico
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
RMSE	Raíz del error cuadrático medio
RSR	Desviación estándar de observaciones
MAE	Error absoluto medio

103 **Resumen General**

104 En Colombia, la actividad ganadera reviste gran importancia desde el punto de vista
105 económico, donde tienen una representación del 1,6% del PIB nacional y un 24,8%
106 del PIB agropecuario. Tradicionalmente, la actividad ganadera se realiza bajo
107 sistemas de pastoreo; no obstante, en los sistemas de lechería especializada se hace
108 un uso más intensivo del suelo, lo que conlleva a una mayor cantidad de animales por
109 unidad de área. Esto lleva, a su vez al aumento de las excretas depositadas en las
110 pasturas, con el consiguiente incremento de los tres principales gases de efecto
111 invernadero, óxido nitroso (N₂O), metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂). Asimismo,
112 estos gases son cuantificados con un respectivo factor de emisión, el cual se
113 determina con un periodo determinado. Por lo tanto, es de vital importancia contar con
114 estos datos en particular para una de las regiones lecheras más importantes de
115 Colombia, como lo es la zona del norte de Antioquia, siendo una de las principales
116 cuencas lecheras del país. El objetivo del presente trabajo fue modelar las emisiones
117 de N₂O, CH₄ y CO₂ derivadas de la aplicación de diferentes dosis de nitrógeno (N) a
118 partir de las excretas bovinas (heces y orina). Para tal efecto se realizó un experimento
119 donde se evaluaron 5 tratamientos: Control, sin aplicación de excretas; H1 y H2,
120 correspondientes a la aplicación de 1 y 2 kg heces y, O1 y O2, correspondientes a la
121 aplicación de 1 y 2 L de orina. Se realizaron cuatro repeticiones por tratamiento,
122 empleando para tal efecto cámaras estáticas con un área de 0,0572 m², donde cada
123 una estaba dentro de una parcela de 3 m². La concentración de N en las heces y la
124 orina fue 3 g/kg materia seca y 6 g/L, respectivamente, resultando en la aplicación
125 56,11, 112,23, 104,9 y 209,8 g N/m² en los tratamientos H1, H2, O1 y O2,
126 respectivamente. El experimento tuvo una duración de 39 días, y la cuantificación de
127 la emisión de GEI se realizó los días 0, 1, 2, 3, 9, 11, 18, 25, 31 y 39 después de la
128 aplicación de los tratamientos. Para el análisis de la información se utilizó un diseño
129 de bloques completamente al azar con un arreglo de medidas repetidas en el tiempo,
130 utilizando el programa *R-project*. Los factores de emisión de N-N₂O correspondieron
131 a 0,27, 0,35, 2,1 y 1,2 % en los tratamientos H1, H2, O1 y O2 respecto a la cantidad
132 total de N aplicado, respectivamente. La emisión acumulada de N-N₂O, C-CH₄, C-CO₂
133 y CO₂ eq durante los 39 días fue de 0,24, 0,48, 2,29 y 2,69 g N-N₂O/m²; 1,89, 4,02,

134 0,01 y 0,02 g C-CH₄/m²; 659, 763, 542 y 531 g C-CO₂/m²; 2.427, 3.262, 2.987 y 3.165
135 g CO₂ eq/m² para los tratamientos H1, H2, O1 y O2, respectivamente. Estos resultados
136 muestran que hay una mayor emisión de N-N₂O por el aumento en la aplicación de N
137 al suelo. Además, las emisiones de C-CH₄ en heces están más influenciadas por el
138 volumen, que por la cantidad de N en estas mismas. También los factores de emisión
139 fueron mayores en los tratamientos de O1 y O2; por lo tanto, estos valores deben
140 tratarse por separado en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero.
141
142 Palabras clave: excretas bovinas; factor de emisión; gases de efecto invernadero;
143 metano, óxido nitroso.

144 **Abstract**

145 In Colombia, livestock activity is of great importance from the economic point of view,
146 where it represents 1.6% of the national GDP and 24.8% of the agricultural GDP.
147 Traditionally, livestock activity is carried out under grazing systems; however, in
148 specialized dairy systems, more intensive land use is made, which leads to a greater
149 number of animals per unit area. This also leads, in turn, to an increase in excreta
150 deposited in pastures, with the consequent increase in the three main greenhouse
151 gases, nitrous oxide (N₂O), methane (CH₄) and carbon dioxide (CO₂). Likewise, these
152 gases are quantified with a respective emission factor, which is determined with a
153 certain period. Therefore, it is of vital importance to have these data, particularly for
154 one of the most important dairy regions in Colombia, such as the Northern area of
155 Antioquia, being one of the most important dairy basins in the country. This study
156 aimed to model the emissions of N₂O, CH₄, and CO₂ derived from the application of
157 different doses of nitrogen (N) from bovine excreta (faeces and urine). For this purpose,
158 an experiment was carried out where 5 treatments were evaluated: Control, without
159 application of excreta; H1 and H2, corresponding to the application of 1 and 2 kg of
160 feces, and O1 and O2, corresponding to the application of 1 and 2 L of urine. Four
161 repetitions per treatment were carried out, using for this purpose static chambers with
162 an area of 0.0572 m², where each one was within a plot of 3 m². The concentration of
163 N in feces and urine was 3 g/kg dry matter and 6 g/L, respectively, resulting in the
164 application of 56.11, 112.23, 104.9, and 209.8 g N/m² in the treatments H1, H2, O1,
165 and O2, respectively. The experiment lasted 39 days, and the GHG emission was
166 quantified on days 0, 1, 2, 3, 9, 11, 18, 25, 31, and 39 after the application of the
167 treatments. For the analysis of the information, a completely randomized block design
168 was used with an arrangement of measures repeated over time, using the R-project
169 program. The emission factors of N-N₂O corresponded to 0.27, 0.35, 2.1, and 1.2% in
170 the treatments H1, H2, O1 and O2 with respect to the total amount of N applied,
171 respectively. The accumulated emission of N-N₂O, C-CH₄, C-CO₂ and CO₂ eq during
172 the 39 days was 0.24, 0.48, 2.29 and 2.69 g N-N₂O/m²; 1.89, 4.02, 0.01 and 0.02 g
173 C-CH₄/m²; 659, 763, 542, and 531 g C-CO₂/m²; 2,427, 3,262, 2,987, and 3,165 g CO₂
174 eq/m² for treatments H1, H2, O1 and O2, respectively. These results show that there

175 is a greater emission of N-N₂O due to the increase in the application of N to the soil. In
176 addition, the emissions of C-CH₄ in feces are more influenced by the volume, than by
177 the amount of N in them. In addition, the emission factors were higher in the O1 and
178 O2 treatments; therefore, these values should be treated separately in national
179 greenhouse gas inventories.

180

181 **Keywords:** *bovine excreta; emission factor; greenhouse gases; methane; nitrous*
182 *oxide.*

183

184 **Capítulo 1. Introducción General**

185 La ganadería es una de las principales actividades socioeconómicas a nivel mundial,
186 realizando además una importante función en la alimentación de millones de
187 personas. Existe, sin embargo, conflicto entre el aumento de las producciones
188 ganaderas y el aumento de las emisiones de GEI (Beukes et al., 2011). Precisamente,
189 este aumento de las emisiones de GEI conlleva al cambio climático que, a su vez,
190 puede cobrar la vida de muchas personas y causar un aumento en la vulnerabilidad
191 de la sociedad a la inseguridad alimentaria (FAO, 2008). A pesar de esto, reducir el
192 número de animales no es una alternativa viable debido a la alta demanda de
193 alimentos de origen animal, producto del aumento de la población mundial.

194 El objetivo debe centrarse en mitigar las emisiones producidas en los sistemas
195 ganaderos mediante manejo adecuado de las pasturas, reduciendo la cantidad de
196 fertilizantes nitrogenados aplicados, y la utilización de dietas balanceadas que no
197 excedan la cantidad de proteína requerida por el animal.

198 El óxido nitroso (N_2O), el metano (CH_4) y el dióxido de carbono (CO_2) son los tres
199 principales gases en la atmósfera, y el potencial de calentamiento global en un
200 horizonte temporal de 100 años para el N_2O y el CH_4 es de 298 y 25 veces,
201 respectivamente, por molécula de CO_2 (Dijkstra et al., 2013). Los niveles atmosféricos
202 de N_2O , CH_4 y CO_2 han aumentado desde 1750 debido a actividades humanas,
203 alcanzando 324 ppb, 1803 ppb y 391 ppm, respectivamente, en el 2011, y excediendo
204 sus niveles preindustriales en 20, 150 y 40%, respectivamente (IPCC, 2014).
205 Asimismo, un porcentaje mayor al 20% de estos tres GEI es emitido por la agricultura,
206 la silvicultura y otros cambios en el uso de suelo (IPCC, 2014).

207 El 40% de la cobertura del suelo del ecosistema terrestre global es dominada por
208 pastizales y la mayoría de los animales se encuentran en estas áreas (Suttie et al.,
209 2005). Sin embargo, los animales emplean con diferente eficiencia los nutrientes
210 consumidos, devolviendo al ambiente más del 60% de los mismos en forma de
211 excretas (heces y orina; Haynes & Williams, 1993). Las excretas depositadas en las

212 pasturas, en los sistemas ganaderos en pastoreo, no se distribuyen uniformemente y
213 puede cubrir entre el 30-40% de la superficie total de las pasturas (Haynes & Williams,
214 1993; Bolan et al., 2004). La composición de las excretas dependerá de la
215 composición de la dieta y del consumo de agua; sin embargo, su contenido de
216 nutrientes es relativamente bajo y supera por mucho el requerimiento de las plantas,
217 exceso que promueve su lixiviación y las emisiones de los GEI (Flessa et al., 2002;
218 Lin et al., 2009).

219 De igual manera el exceso de nutrientes excretados al suelo puede afectar
220 propiedades físicas del suelo, actividad biológica y crecimiento de las plantas (Haynes
221 & Williams, 1993).

222 Los sistemas especializados en producción de leche son característicos de la zona
223 norte del departamento de Antioquia, contribuyendo con el 70% de la producción de
224 leche departamental (Valencia et al., 2016), principalmente a partir de animales de la
225 raza Holstein. Los sistemas se caracterizan por el manejo de altas cargas animales
226 con pastoreo rotacional, dietas con alta participación de carbohidratos no fibrosos,
227 contenido de proteínas y además grandes cantidades de fertilizantes nitrogenados
228 distribuidos en las pasturas. A medida que aumenta la ingesta de nitrógeno por parte
229 del animal, su eliminación a través de las heces y la orina aumentan (Castillo et al.,
230 2000). Estas excretas aumentan la emisión de GEI. La producción de CH₄ a partir de
231 las excretas se da por la fermentación de los carbohidratos provenientes de las dietas;
232 el N₂O se genera por los procesos de nitrificación y desnitrificación, en tanto que el
233 CO₂ es un producto de la respiración de las raíces y plantas presentes en el suelo.

234 Debido a su mayor potencial de calentamiento, el N₂O ha sido uno de los gases más
235 estudiado. En el Reino Unido, su emisión a partir de las excretas representó el 22%
236 de la emisión nacional de N₂O (Yamulki et al., 1998), valor que alcanzó el 85% en
237 Nueva Zelanda (Saggar et al., 2004). Colombia contribuye con el 0,46% de las
238 emisiones mundiales de GEI (García et al., 2016), donde el incremento se ha dado
239 por sectores como el forestal, transporte público, industrial y sector agropecuario. El
240 sector ganadero aporta un 54% de las emisiones del sector agropecuario, de ese

241 valor, el 18%, equivalente a 12,7 Mton CO₂ eq, es generado por las excretas bovinas
242 que son depositadas en las pasturas (IDEAM, 2016).

243 El IPCC (por sus siglas en inglés, *Intergovernmental Panel on Climate Change*), es
244 una institución que colecta información de investigaciones y genera factores de
245 emisión para diferentes lugares del mundo. El valor de emisión de N₂O del 2% (0,02
246 kg de N₂O-N/kg de N)(IPCC, 2006) generado por esta entidad se aleja de los reportes
247 de Lessa et al. (2014) para América Latina (0,7%). Para el 2019, el IPCC realizó un
248 cambio en las directrices y propuso un factor de emisión del 0,6% (0,006 kg de N₂O-
249 N/ kg de N), más cercano a la mayoría de los estudios realizados a nivel mundial.

250 Existen trabajos (Saggar et al., 2004; Barneze et al., 2014; De Klein & Harvey, 2015)
251 que informan sobre la emisión de GEI a partir de las excretas bovinas depositadas en
252 el suelo, sin embargo, estos se desarrollaron en condiciones ambientales diferentes a
253 las que caracterizan la zona norte del departamento de Antioquia. Por tanto, el objetivo
254 de este trabajo es generar para esta zona agroecológica, factores de emisión y
255 modelos de predicción de la emisión de GEI a partir de la aplicación de diferentes
256 dosis de N proveniente de las excretas bovinas. Esta información facilitará la
257 elaboración de inventarios de GEI más precisos y representativos de los sistemas de
258 producción que caracterizan la zona de estudio, con lo cual aumentará la certidumbre
259 en los reportes de GEI a nivel nacional. Además, esta información será de utilidad
260 para los productores, permitiéndoles predecir la emisión de GEI a partir de modelos
261 empíricos, sin necesidad de realizar mediciones directas, y conocer que tan
262 sostenibles ambientalmente son sus ganaderías con respecto a la cantidad de CO₂
263 eq. generada.

264 **Objetivos**

265

266 **Objetivo General**

267 Modelar las emisiones de gases de efecto invernadero del suelo derivadas de la
268 aplicación de diferentes dosis de nitrógeno (N) a partir de las excretas bovinas en la
269 Hacienda la Montaña en San Pedro de los Milagros.

270

271 **Objetivos Específicos**

272 1. Comparar el efecto de la cantidad de N aplicado al suelo desde las heces y orina
273 bovinas sobre la emisión de gases de efecto invernadero.

274

275 2. Establecer factores de emisión de gases de efecto invernadero en función de la
276 dosis de N aplicado al suelo desde las excretas bovinas.

277

278 3. Construir modelos de predicción de gases de efecto invernadero con base en la
279 dosis de N aplicada al suelo y los factores ambientales.

280 **Hipótesis**

281 La aplicación de mayores dosis de N a partir de las heces y la orina aumenta las
282 emisiones de gases de efecto invernadero desde el suelo, en especial de óxido nitroso
283 (N₂O).

284 **Estado del arte**

285 Desde hace muchos años, el calentamiento global ha perjudicado el planeta y
286 generado diferentes ambientes. Las sequías son un resultado del aumento de la
287 temperatura, mientras el derretimiento de los polos glaciares aumenta el nivel del mar
288 (Pachauri et al., 2014). Lo anterior es consecuencia del cambio climático, que según
289 el IPCC (por sus siglas en inglés, *Intergovernmental Panel of Climatic Change*), se
290 describe como “*la afectación en el estado del clima, que puede ser identificado por*
291 *alteraciones en la media o variabilidad de sus propiedades y que persiste por un*
292 *periodo largo, generalmente décadas o más*” (2007).

293 El cambio climático se ha causado por el aumento de los gases de efecto invernadero
294 (GEI), lo que amenaza los medios de vida y aumenta la vulnerabilidad de la sociedad
295 a la inseguridad a alimentaria (FAO, 2008). El dióxido de carbono (CO₂), el metano
296 (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O) son tres gases potentes de efecto invernadero en la
297 atmósfera, y su potencial de calentamiento en un horizonte temporal de 100 años para
298 el N₂O y el CH₄ es de 298 y 25 veces, respectivamente, respecto una molécula de CO₂
299 (Dijkstra et al., 2013). Estos gases se derivan de las actividades humanas como la
300 deforestación, quema de biomasa, alta explotación de combustibles fósiles, agricultura
301 y actividades pecuarias (Hsu et al., 2009).

302 Colombia contribuye con el 0,46% (258,8 Mton CO₂ eq.) de las emisiones totales a
303 nivel global, emisiones producidas por actividades forestales, agropecuarias,
304 industriales, de transporte y del sector energético (Arbeláez et al., 2016). Las
305 actividades agropecuarias (agricultura, ganadería y la silvicultura), por su parte, tiene
306 una participación del 26% (IDEAM, 2016) del total de las emisiones en Colombia,
307 ubicándose en el segundo lugar de los diferentes sectores productivos.

308 Las actividades ganaderas a nivel nacional tienen un aporte del 54% de las emisiones
309 del sector agropecuario, cuyo origen corresponde a la fermentación entérica (32%), la
310 deposición de excretas en las pasturas (18%) y la gestión de estiércol (4%; IDEAM,
311 2016).

312 La población bovina en Colombia es de 29,3 millones de animales, con un incremento
313 del 4,7%, respecto al año 2021 (ICA, 2022). La cantidad de animales hace parte del
314 doble propósito con un 39%, seguido por la cría (35%), ceba (20%) y lechería
315 especializada (6%; FEDEGAN, 2019). La mayoría de los animales son manejados en
316 sistemas de pastoreo, donde las excretas quedan depositadas en las pasturas,
317 generando emisiones que están influenciadas por factores climáticos y del animal
318 dependiendo en la región en la que se encuentre.

319 **Emisiones de GEI de las excretas bovina originadas desde el suelo**

320 Las emisiones de CH₄, N₂O y CO₂ suman un 40, 35 y 25 %, respectivamente, de las
321 emisiones totales generadas por el sector agropecuario (IDEAM, 2016). Los suelos
322 gestionados por la agricultura emiten entre 20-35% de las emisiones totales anuales
323 de N₂O que se producen directamente (Luo et al., 2010). En los sistemas ganaderos,
324 el suelo emite importantes cantidades de GEI debido a la deposición de excretas, ya
325 que estas contienen entre un 75-90% del total de nitrógeno (N) consumido por el
326 animal (Whitehead, 1995). Y según Luo et al. (2010), entre un 30-50% de las
327 emisiones globales de N₂O de la agricultura, se derivan de las excretas de los
328 animales.

329 Las emisiones de GEI de las excretas pueden variar dependiendo de los diferentes
330 sistemas de producción y regiones del país; debido a que están influenciadas por
331 distintos factores como la humedad del suelo, temperatura, composición de las
332 excretas, las propiedades físico-químicas del suelo, incluyendo la vegetación y la
333 cantidad de N o fertilizante aplicado al suelo (Uchida et al., 2011; Oertel et., 2016).

334 **Dióxido de carbono proveniente de las excretas bovinas**

335 El dióxido de carbono (CO₂) es el gas de efecto invernadero más abundante en la
336 atmósfera con un aporte del 77% de las emisiones de gases antropogénicas (Hsu et
337 al., 2009). Al tener esta característica, cuenta con más bajo potencial de calentamiento
338 global y es importante para los procesos de respiración y fotosíntesis en las plantas.

339 Las emisiones de CO₂ provenientes del suelo se deriva primeramente de la
340 descomposición del material orgánico y la respiración de las raíces de las plantas. El
341 carbono disponible en el suelo es oxidado a CO₂ (de Figueiredo et al., 2015), donde
342 la acción microbiana y la respiración de las raíces de las plantas son los principales
343 protagonistas. Sin embargo, las emisiones de CO₂ desde el suelo dependerá de la
344 rapidez de descomposición, lo cual está definido por la cantidad y calidad de sustratos
345 orgánicos, la sincronía de las poblaciones de los diversos grupos de
346 descomponedores, y el entorno físico-químico del suelo como la temperatura,
347 humedad, acidez, potencial redox, oxígeno entre otras variables (Coleman &
348 Crossley., 1996; Smith et al., 2003). Debido que a que las prácticas de manejo en el
349 uso de suelos alteran el nivel de estabilidad del C y N orgánicos del suelo, ya que se
350 modifica la absorción de C por la fotosíntesis y actividad biológica del suelo asociada
351 con la descomposición heterotrófica de la materia orgánica (Oertel et al., 2016a).

352 Además de estas actividades, en los sistemas ganaderos se presenta un aumento del
353 flujo de CO₂ después de la deposición de orina como resultado de la hidrólisis de la
354 urea y la respiración microbiana mejorada (Uchida et al., 2011). La hidrólisis de la urea
355 urinaria es catalizada por la enzima de la ureasa para formar (NH₄)₂CO₃ para que
356 pueda hidrolizarse rápidamente a CO₂(CO(NH₂)₂ + H₂O = 2NH₃ + CO₂) (Saggar et al.,
357 2004; Clough & Kelliher, 2005). La adición de C soluble y el aumento de la
358 solubilización del C carbono orgánico nativo del suelo como resultado de la deposición
359 de orina, proporcionan sustrato para aumentar la respiración microbiana del suelo
360 (Lambie et al., 2012). La hidrólisis de la urea ocurre poco después de la deposición de
361 orina, donde ~~al~~ alrededor del 37-86% de la urea puede hidrolizarse a CO₂ dentro de
362 las primeras 24 horas, pero después estos niveles disminuyen drásticamente (Bol et
363 al., 2004).

364 En el caso de las heces, estas contienen una gran cantidad de agua, materia orgánica
365 y abundancia en los microorganismos. La emisión de CO₂ desde las heces se deriva
366 principalmente de la mineralización microbiana de la materia orgánica que contienen
367 las heces (Flessa & Beese, 2000). Sin embargo, la cantidad total de entrada de C de

368 la deposición de heces es generalmente mucho mayor que la cantidad de CO₂ emitida
369 por las heces (Lin et al., 2009), por lo que gran parte del C es capturado por el suelo.

370 Por lo tanto, las heces al ser fuente de CO₂, el IPCC (2019) no realiza estimaciones
371 de CO₂ en los animales bovinos, porque indica que las emisiones anuales de CO₂ son
372 iguales a cero y las emisiones de este gas es fotosintetizado por las plantas que se
373 devuelve a la atmósfera como CO₂ respirado.

374 **Metano (CH₄) proveniente de las excretas bovinas**

375 El gas metano (CH₄) es el segundo de los gases de efecto invernadero, con un
376 potencial de calentamiento de 25 veces más que el CO₂ (Eckard et al., 2010) y con
377 una contribución del 18% de los gases en la atmósfera (Denmead, 2008). El metano
378 actúa en dos procesos microbianos ocurridos en el suelo, que independientemente la
379 dominancia de uno sobre otro, puede hacer del suelo un sumidero importante de este
380 gas. El primer proceso es la metanogénesis, la cual es favorecida en ambientes
381 anaeróbicos por las bacterias metanogénicas (bacterias arqueas) y el CH₄ producido
382 es liberado a la atmósfera por la difusión del gas entre los espacios poroso del suelo;
383 y el segundo es la metanotrofía que se realiza en condiciones aeróbicas del suelo y
384 contribuye a la oxidación del gas metano, por lo que el flujo neto de CH₄ en el sistema
385 suelo-atmósfera representa el equilibrio entre estos dos procesos microbianos(Hü,
386 2001; Tate, 2015).

387 Como se mencionó previamente, la fermentación metanogénica ocurre en ambientes
388 estrictamente anaeróbicos donde las bacterias son sensibles a los cambios en el
389 contenido de agua del suelo (Le Mer & Roger, 2001). Dependiendo de las condiciones
390 ambientales pueden tener gran actividad y a la vez altas emisiones de CH₄, como por
391 ejemplo el humedecimiento por la deposición de orina ocasionando estímulos en la
392 actividad metanogénica y además formando condiciones anaeróbicas. También, el
393 aumento del pH del suelo resultante de la hidrólisis de la urea urinaria y la disminución
394 del potencia redox pueden favorecer las actividades metanogénicas (Wang et al.,
395 1993).

396 Sin embargo la formación de nitrato y el nitrito son inhibidores de la metanogénesis,
397 por lo que permite a los microorganismos a tener energía por medio de otras rutas de
398 oxidación anaeróbica, ya que la metanogénesis genera un rendimiento de energía
399 muy bajo y, por lo tanto, los desnitrificantes superan a los metanógenos por la materia
400 orgánica disponible en condiciones anóxicas cuando hay suficiente NO_3^- (Klüber &
401 Conrad, 1998).

402 Los suelos de las pasturas en zonas templadas suelen ser sumideros de CH_4
403 atmosférico, debido a la oxidación de CH_4 que prevalece en dichos suelos (Mosier et
404 al., 1991). La oxidación del CH_4 se lleva a cabo por los metanotrofos, sin embargo, en
405 las deposiciones de orina, la oxidación puede ser realizada por las bacterias
406 nitrificantes debido a la similitud en la masa y configuración de las moléculas de NH_3
407 y CH_4 (Sylvia et al., 2005). Asimismo, los metanotrofos también pueden oxidar el NH_3 ,
408 por lo que las tasas de concentración de NH_4^+ son altas, las tasas de absorción de
409 CH_4 tiende a ser menores debido a la competencia entre NH_3 y CH_4 por unirse al sitio
410 activo de la enzima (Le Mer & Roger, 2001). Por otro lado el proceso de la
411 metanotrofia, puede facilitar el crecimiento microbiano y liberados durante la hidrólisis
412 de la urea urinaria, estimulando el consumo de CH_4 (Conrad, 2007).

413 De modo que tanto la inhibición como la estimulación de la oxidación del CH_4 son
414 posibles mediante la deposición de orina. Sin embargo, no hay suficiente información
415 para generar conclusiones sólidas en estos procesos, lo que se sugiere de más
416 investigaciones para mejorar la comprensión del impacto sobre la dinámica de los
417 metanótrofos y la absorción de CH_4 (Cai et al., 2017).

418 Las heces que son depositadas por los animales en las pasturas tienen gran cantidad
419 de metanógenos y C soluble, y la deposición puede mejorar la actividad metanogénica
420 del suelo, por lo que las heces son la principal fuente directa de CH_4 (Jarvis et al.,
421 1995). Con el tiempo en que las heces están depositadas en el suelo y además
422 dependiendo de las lluvias, estas pueden secarse y formar una capa costrosa, lo cual
423 es favorable para la metanogénesis. Es por esto que el secado de las heces después
424 de la deposición en el suelo tendrá un efecto sobre la producción y consumo de CH_4

425 en el suelo sobre las variaciones temporales (Flessa et al., 1996). Además la
426 producción de CH₄ por las heces depositadas por los bovinos son mucho mayor a las
427 de otros animales y es principalmente por la mayor duración en condiciones anóxicas
428 bajo la formación de las costras (Yamulki et al., 1999).

429 El factor principal determinante para la producción de CH₄, es la cantidad de materia
430 orgánica degradable en el efluente. Esto se expresa como demanda bioquímica de
431 xígeno (DBO), que es la cantidad de oxígeno que los microorganismos (especialmente
432 bacterias) obtienen durante la degradación de las sustancias orgánicas contenidas en
433 la muestra (Muñoz et al., 2011). Cuanto mayor sea el valor de DBO, más CH₄ se
434 produce. Por lo tanto, la cantidad potencial de formación de CH₄ a partir de las heces
435 dependerá de la cantidad de materia fecal excretada, la forma física del depósito
436 (forma, tamaño), forma de excreta (sólido, lodo y efluente), las condiciones climáticas
437 y del suelo, y la longitud de tiempo que tardará en descomponerse (Saggar et al.,
438 2004).

439 Los factores que afectan la emisión de CH₄ desde el suelo según (Le Mer & Roger,
440 2001), son los siguientes:

- 441 1) Difusión de gas con relación al nivel óxido-reducción y la transferencia de CH₄,
442 en particular al contenido de agua, la naturaleza de las arcillas y el tipo de
443 vegetación.
- 444 2) Actividades microbianas en general: temperatura, pH, Eh, disponibilidad de los
445 sustratos, propiedades fisicoquímicas del suelo.
- 446 3) Metanogénesis y, en particular, la competencia con la desnitrificación y la
447 reducción de sulfatos.
- 448 4) Actividades metano-monooxigenasas: concentración de H₂, CH₄, NH₄⁺, NO₃⁻,
449 Cu.

450 **Óxido nitroso (N₂O) proveniente de las excretas bovinas**

451 El óxido nitroso (N₂O) es el gas de efecto invernadero originado desde el suelo con el
452 mayor potencial de calentamiento global y con una representación el 0,03% del total
453 de emisiones de GEI (Thomson et al., 2012). El uso de suelo para la producción de

454 alimentos provoca que realicen aplicación de fertilizantes sintéticos en áreas de cultivo
455 y la deposición de excretas bovinas (IPCC, 2007; Thomson et al., 2012).

456 Las importantes entradas de N a través de la fertilización y demás actividades, ha
457 llevado a que este elemento sea transformado en el suelo, lo que conlleva a un
458 aumento de los vertimientos de nitratos en el suelo, emisiones de amoníaco y óxido
459 nitroso a la atmósfera (Orozco Patiño, 1999).

460 La producción de óxido nitroso desde el suelo se realiza por medio de dos procesos
461 microbiológicos muy importantes en el ciclo del N, la nitrificación y desnitrificación
462 (Smith et al., 2003). Primeramente, se inicia con proceso de mineralización, el cual
463 transforma los compuestos nitrogenados depositados al suelo como, fertilizantes y
464 excretas. Estos compuestos son asimilados por grupos de bacterias (géneros
465 *Azotobacter* y *Azospirillum*) que transforman esos compuestos a amonio (NH_4^+ ;
466 Vallejo et al., 2008). Sin embargo, en formas nitrogenadas más grandes como las
467 heces bovinas (fuente de materia orgánica), son transformadas a aminoácidos y luego
468 a NH_4^+ por medio de la amonificación, donde las plantas, hongos y Archaeas
469 intervienen en estos procesos (Butterbach-Bahl et al., 2013).

470 La nitrificación es un proceso en condiciones aeróbicas (Machefert et al., 2002), que
471 produce N_2O como subproducto (De Klein & Eckard, 2008). Dicho proceso se divide
472 en tres etapas (Ecuación 1) por bacterias autótrofas y hongos heterótrofos: 1) los
473 grupos de bacterias *Nitrosomona* oxidan el amonio NH_4^+ a hidroxylamina (NH_2OH)
474 con las enzimas amonio-monooxigenasa, conocida como la ruta AMO; 2) las bacterias
475 del género *Nitrosospira* toman la hidroxylamina y la oxidan a nitrito (NO_2^-), por medio
476 de la enzima hidroxylamina-oxidoreductasa, nombrada la ruta HAO; 3); por último, el
477 grupo de nitrobacterias oxidan el nitrito (NO_2^-) a nitratos (NO_3^-), por medio de la enzima
478 nitrito-oxidoreductasa (Odu et al., 1970; Orozco Patiño, 1999; Smith et al., 2003;
479 Subbarao et al., 2006).

480 $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_2\text{OH} \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$ Ecuación 1

481 En este mismo proceso de nitrificación, las plantas asimilan tanto el nitrato, como el
482 amonio, como parte de sus requerimientos de N. Sin embargo, debido a las altas
483 entradas de N en suelo a causa de la fertilización, las cantidades de nitratos
484 transformados en el ciclo superan lo que las plantas puedan aprovechar, ocasionando
485 lixiviación a aguas subterráneas y terminando en pozos de agua, donde ocurre la
486 eutrofización; o bien estos nitratos pueden estar disponibles para continuar el proceso
487 de desnitrificación (Orozco Patiño, 1999; Mora et al., 2005).

488 Además, otro factor causado por altas cantidades en las entradas de N es la
489 volatilización de amoníaco (NH₃) a la atmósfera. Este compuesto, al no ser un gas de
490 efecto invernadero, puede ser un precursor de N₂O o de óxido nítrico (NO), el cual
491 puede reaccionar en la estratosfera debilitando la capa de ozono, para después caer
492 finalmente al suelo en forma de ácido nítrico (HNO₃) (componente de la lluvia ácida)
493 (Sanhueza, 1982; Bobbink et al., 1992; Castro et al., 2009). Las tasas de volatilización
494 de NH₃ de las heces son mucho menor que las de orina debido a la corteza superficial
495 y al pH más bajo de las heces, entre otras propiedades químicas, físicas y biológicas
496 (Laubach et al., 2013).

497 La desnitrificación se presenta en condiciones anaeróbicas en el suelo. Este proceso
498 consta de la reducción del nitrato disponible (que no se lixivió o no fue adsorbido por
499 las plantas) por las bacterias de los géneros *Nitrosoma*, *Pseudomonas* y *Nitrobacter*
500 (Mora et al., 2005), ver ecuación 2. Estas bacterias utilizan la molécula de NO₃⁻ como
501 aceptor de electrones y a la vez obteniendo de esta misma, oxígeno para la respiración
502 de las bacterias, generando N₂O a la atmósfera como parte de la cadena del ciclo del
503 N, y que una parte de este gas puede incorporarse al suelo transformándose en N
504 molecular (N₂) (Smith et al., 2003; Mora et al., 2005; J Singh, 2007).



506 En el del ciclo del N, la alta heterogeneidad espacial y la variabilidad temporal, son
507 clave para los procesos microbianos del suelo. La emisión de óxido nitroso se generan
508 en un conjunto de variables ambientales que se derivan de las fisicoquímicas del suelo

509 y diversidad de la población microbiana que dominan los procesos de nitrificación y
510 desnitrificación responsables de las emisiones de N₂O (Cosentino et al., 2013).

511 **Condiciones que influyen en las emisiones de GEI**

512 En los procesos para la producción de GEI hay un número de factores que afectan y
513 promueven las emisiones. Muchas de estas situaciones son de origen ambiental, y
514 pueden provocar el aumento de un gas o la reducción de otro.

515 La temperatura es uno de los precursores de las emisiones de GEI. En una revisión
516 de Oertel et al. (2016), se indica que el aumento de la temperatura del suelo
517 incrementa simultáneamente las emisiones, debido a las reacciones del suelo que
518 genera mayores tasas de respiración, como respuesta positiva del aumento del
519 metabolismo microbiano. Esto da como resultado la reducción de moléculas de
520 oxígeno en el suelo, y el incremento en las tasas de emisión de CH₄ y N₂O. No
521 obstante puede suceder como en el caso de Flessa et al. (2002), en el cual no
522 observaron efectos significativos de la temperatura y las precipitaciones respecto al
523 flujo de N₂O; y además mencionan que la gran cantidad de N aplicado al suelo puede
524 ser más significativo que los mismos factores ambientales.

525 Las emisiones de N₂O tiene un aumento hasta con una temperatura de 37°C, sin
526 embargo, por arriba de ese valor, el proceso de desnitrificación disminuye, reduciendo
527 así, las emisiones de N₂O (Oertel et al., 2016a). También las emisiones de CO₂
528 aumentan con el incremento de la temperatura, a partir de las respiraciones del suelo
529 a causa de las bacterias (Forster et al. 2007).

530 La humedad está relacionada con el contenido de agua que se presenta en la
531 superficie del suelo. Este factor influye en la concentración de oxígeno en el suelo, el
532 cual determina la actividad microbiana y sus procesos relacionados, como la
533 nitrificación y desnitrificación para la producción de N₂O. La desnitrificación puede
534 verse afectada por el porcentaje de humedad del suelo, ya que este proceso es
535 promovido en condiciones anaeróbicas. La emisión de N₂O se encuentra en su punto
536 óptimo cuando el WFPS (por sus siglas en inglés, *Water-filled pore space*) se

537 encuentra en un 60%, pero se reducen cuando este indicador está por debajo del 30%
538 (Gao et al., 2014). La mayoría de las veces los picos de emisiones de N₂O coinciden
539 con las precipitaciones (Saggar et al., 2004) y en periodos de sequía es en donde se
540 presenta las bajas tasas de emisión (Velthof et al., 1996).

541 Las emisiones de CH₄ requieren de condiciones anaeróbicas para su óptima
542 producción. Los suelos en estas mismas condiciones se vuelven sumideros de este
543 gas (Fiedler et al, 2005). La tasa de emisión de metano aumenta de manera lineal con
544 la temperatura, pero siempre que otros parámetros permanezcan constantes, como la
545 humedad (Saggar et al., 2004). Lugares como humedales o arrozales son significantes
546 en la producción de metano, debido a la nula presencia de oxígeno en la superficie.

547 Las emisiones de CO₂ son las más abundantes en la superficie de la tierra y por lo
548 general los suelos siempre emiten estas emisiones provenientes de las respiraciones
549 de las plantas. En la presencia de altas precipitaciones provoca una descomposición
550 de materia orgánica, generando emisiones de CH₄ y fijación de carbono al suelo. Sin
551 embargo, después de un largo tiempo donde las precipitaciones son nulas, llegando
552 a un nivel de sequía y erosión del suelo, se produce un aumento en las emisiones de
553 CO₂ liberadas desde el suelo por todo el contenido de carbono que anteriormente fue
554 fijado.

555 Además, el contenido de humedad dependerá de la textura del suelo, donde al tener
556 una mayor capacidad de drenaje, las concentraciones de oxígeno aumentan,
557 causando la reducción de emisiones de GEI (De Klein et al., 2003). Los suelos
558 arenosos que comúnmente tienen esta característica y pueden presentar pérdidas de
559 N por lixiviación en forma de NO₃⁻ dependiendo de las entradas de N (Schils et al.,
560 2006).

561 Dependiendo el grado de acidez, las emisiones provenientes del suelo pueden variar.
562 El artículo de Oertel et al., (2016), indica que las condiciones muy ácidas reduce las
563 producción de GEI, por la disminución de actividad microbiana en el suelo en vista de
564 que las bacterias presentes no toleran pH bajos. También se evidencia en un estudio
565 de (Van Der Weerden et al., 1999) donde el proceso de desnitrificación decrece a

566 medida que el pH del suelo disminuye. De forma más explícita autores en el artículo
567 de Oertel et al. (2016) muestran que las emisiones de CH₄ se encuentran con pH de
568 4,0-7,0, las altas emisiones de CO₂ son con pH neutros y las emisiones de N₂O en la
569 actividades de nitrificación y desnitrificación está entre 7,0 y 8,0 (Bremner & Blackmer,
570 1981; Cervantes-Carrillo et al., 2000).

571 La disponibilidad de C y de N en el suelo, son factores determinantes de las emisiones
572 de GEI. El contenido de carbono presente en el suelo se da por la descomposición de
573 material orgánico y por el proceso de fotosíntesis que realizan las plantas. Además,
574 las bacterias utilizan este carbono como fuente de energía para la síntesis de proteína
575 y aminoácidos (Machefert et al., 2002).

576 Los microorganismos del suelo tienen una relación C:N, donde 8 partes de C son
577 retenidas como fuente de energía para los microorganismos (NRCS-USDA., 2018). Al
578 haber un aumento del carbono en el suelo (24:1), habrá una liberación de 16 partes
579 de C en forma gaseosa (CO₂). Sin embargo, cuando la relación es menor (C: N ≤10),
580 las emisiones de N₂O aumentan por el alto contenido de N en el suelo, por el hecho
581 de que los microorganismos no tienen la capacidad de sintetizar el N y este es liberado
582 en forma gaseosa (Gundersen et al., 2012).

583 La compactación del suelo es uno de los factores que facilita las emisiones de N₂O,
584 ya que las propiedades físicas del suelo hacen que la presencia de oxígeno sea baja
585 (Bhandral et al., 2007). La compactación del suelo puede generarse por el sobre
586 pastoreo de los animales en los potreros. Además, los sitios de descanso de los
587 animales son zonas donde permanecen gran parte del tiempo y excretan la mayor
588 cantidad orina y heces, formando un lugar altamente productivo en las emisiones de
589 GEI (Van Groenigen et al., 2005).

590 Las emisiones de N₂O están relacionadas con el contenido de N presente en la orina.
591 Un debido control del consumo de proteína de los animales es una opción para mitigar
592 la producción de este gas en los sistemas ganaderos (Castillo et al., 2000). La cantidad
593 de urea excretada en un animal adulto está correlacionada positivamente con las
594 ingesta de N (Schmidt et al., 1958; Kebreab et al., 2001).

595 En un estudio Castillo et al. (2000), indica que una ingesta de N en la dieta mayor a
596 400 gr día, las salidas del N por parte del animal son vía urinaria, dando como
597 resultado una mayor emisión de N₂O en los parches de orina. Nielsen et al. (2003)
598 sugirieron la disminución de proteínas en la dieta como estrategia para reducir las
599 emisiones de N₂O hasta en un 20%.

600 Actualmente, en las fincas de lechería especializada utilizan dietas con alto contenido
601 de proteína lo cual también representa altos niveles de N. Este N da como
602 consecuencia altas producciones de amoniaco dentro del animal que se vuelve tóxico
603 para el mismo y por ende es obligado a eliminarlo de su organismo, causando un gasto
604 energético, liberando el N en forma de urea por medio de la orina.

605 La cantidad de orina excretada por los bovinos es muy variado a lo largo del día, en
606 un promedio la excreción diaria total de 12,63 L orina y 65,72 g de N (Kertz et al.,
607 2010). El contenido de N excretado dependerá de la cantidad de N consumido,
608 teniendo en cuenta que entre el 80 y 95% del N ingerido, es excretado como heces y
609 orina (Flessa et al., 2002). La mayor parte de la orina está compuesta por urea (80%;
610 Galbally et al., 2010), que a su vez esta se hidroliza a NH₄⁺, para luego continuar con
611 el proceso de nitrificación y seguidamente a la desnitrificación. Las heces presentan
612 N orgánico, el cual no es tan disponible para la producción de N₂O como la urea
613 (Eckard et al., 2010) y la orina presenta mayor proporción de N (82%), en relación a
614 las heces (Flessa et al., 1996). Por lo tanto, los parches de orina depositados en las
615 pasturas presentan una mayor fuente de emisiones de N₂O, debido a las altas
616 concentraciones de N disponible.

617 Estudios demuestran que existe alto rango de variabilidad en las emisiones de N₂O
618 con respecto al N aplicado en el suelo. En un estudio de Allen et al. (1996), muestra
619 que las emisiones de N₂O liberado a la atmósfera con respecto al N aplicado varía
620 entre ~0% en el verano a 0,8-2,3% durante el invierno. Galbally et al. (2010),
621 mostraron que entre 0,1 y 0,2% del porcentaje del N en la orina es transformado en
622 N₂O. Koops et al. (1997), observaron que las pérdidas de N tanto por los procesos de

623 nitrificación como desnitrificación, representan el 2,2% del total de N aplicado en la
624 orina.

625 La reducción del N en excretas que son depositados en las pasturas es de suma
626 importancia para la reducción de GEI. Una estrategia para la reducción del aporte de
627 N excretado es la reducción del número de animales por unidad de área o tiempo de
628 pastoreo para la disminuir la deposición de excretas nitrogenadas (Li et al., 2013).
629 Debido al aumento de la población humana y la demanda existente de los productos
630 ganaderos, se espera que la cantidad de animales aumente en las próxima tres
631 décadas (Bouwman et al., 2013). La reducción en el tiempo de pastoreo generando
632 aumento en tiempo de alojamiento, puede reducir las emisiones de N₂O desde las
633 pasturas como se mencionó anteriormente. Sin embargo, el almacenamiento de las
634 excretas bajo un manejo inadecuado puede provocar el aumento de CH₄ y además en
635 ocasiones es necesario el uso de máquinas, lo cual puede incrementar los costos de
636 producción y además generar emisiones indirectas de CO₂, que puede igualar
637 parcialmente el beneficio de reducción del tiempo de pastoreo (Schils et al., 2006b).

638 Siendo la dieta de los animales un factor importante en las emisiones de GEI y en
639 especial en el N₂O, las pasturas mejoradas asociadas con especies aptas de la zona
640 y realizando un balance de nutrientes del suelo de acuerdo con las necesidades de la
641 pastura, pueden ser una práctica de reducción de la emisión de GEI. La reproducción
642 de gramíneas que tienen baja relación proteína-energía o la siembra de un forraje
643 tanífero pueden reducir la emisión de N₂O reduciendo el exceso de N excretado
644 (Eckard et al., 2010). Además, algunas plantas que tienen metabolitos secundarios
645 pueden inhibir la nitrificación del suelo al incorporarse en las pasturas (Gardiner et al.,
646 2016).

647 La inhibición biológica de la nitrificación (IBN) permite mantener el N mineral del suelo
648 en forma de NH₄⁺ durante mayor tiempo, debido a que este compuesto es más inmóvil
649 y se reduce en menor proporción comparado al NO₃⁻ que resulta del proceso de
650 nitrificación (Arévalo, 2016). Los inhibidores de nitrificación (NIs por sus siglas in
651 inglés, *Nitrification inhibitors*) puede suprimir tanto el proceso de nitrificación, como el

652 de desnitrificación. En estos procesos se inhibe la conversión de NH_4^+ a NO_2^- ,
653 disminuyendo la producción de NO_3^- y por ende la desnitrificación (Cai et., 2017).

654 El mecanismo particular de las raíces de las *Brachiarias* sobre la supresión de la
655 nitrificación del suelo se basa en la liberación de una cantidad esencial de exudados
656 integrados compuestos de inhibidores como la braquialactona que bloquea la
657 Monooxigenasa de Amoniac (AMO) y las vías de enzimas oxidantes de Amoniac
658 (HAO) de hidroxilamino oxido reductasa (Subbarao et al., 2009). Sin embargo,
659 Mazzetto et al. (2014) evidenciaron el uso de la *Brachiaría* como una herramienta de
660 inhibición de nitrificación pero existe una brecha de investigación sobre su eficacia
661 para suprimir la nitrificación en la orina depositada en pasturas, en donde los NIs han
662 sido relativamente más exitosos, aunque a un costo y con desafíos de eficacia en
663 sitios específicos.

664 La eficiencia de los NIs como la Diciandiamida (DCD) sobre las emisiones de N_2O ,
665 son muy variables y dependen de varios factores, como la humedad del suelo (Luo et
666 al., 2007; De Klein et al., 2011), la compactación del suelo (Van Groenigen et al.,
667 2005a), la temperatura (Kelliher et al., 2008) y el clima (Qiu et al, 2010). En
668 condiciones tropicales Mazzetto et al. (2014) encontraron que el uso de DCD no tuvo
669 ningún efecto sobre la reducción de emisión de N_2O , esto debido a las altas
670 temperaturas que se presentaron.

671

672 **Referencias**

- 673 Allen, A. G., Jarvis, S. C., & Headon, D. M. (1996). Nitrous oxide emissions from soils
674 due to inputs of nitrogen from excreta return by livestock on grazed grassland in
675 the U.K. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(4–5), 597–607.
676 [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00186-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00186-7)
- 677 Arévalo Rodríguez, A. L. (2016). *Inhibición Biológica de la Nitrificación (IBN) en arroz*
678 *(Oryza sativa L.) en suelos del Piedemonte llanero.*
- 679 Barneze, A. S., Mazzetto, A. M., Zani, C. F., Misselbrook, T., & Cerri, C. C. (2014).
680 Nitrous oxide emissions from soil due to urine deposition by grazing cattle in Brazil.
681 *Atmospheric Environment*, 92(December 2018), 394–397.
682 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.04.046>
- 683 Beukes, P. C., Gregorini, P., & Romera, A. J. (2011). Estimating greenhouse gas
684 emissions from New Zealand dairy systems using a mechanistic whole farm model
685 and inventory methodology. *Animal Feed Science and Technology*, 166–167,
686 708–720. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.050>
- 687 Bhandral, R., Bolan, N. S., Saggar, S., & Hedley, M. J. (2007). Nitrogen transformation
688 and nitrous oxide emissions from various types of farm effluents. *Nutrient Cycling*
689 *in Agroecosystems*, 79(2), 193–208. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9107-5>
- 690 Bol, R., Petersen, S. O., Christofides, C., Dittert, K., & Hansen, M. N. (2004). Short-
691 term N₂O, CO₂, NH₃ fluxes, and N/C transfers in a Danish grass-clover pasture
692 after simulated urine deposition in autumn. *Journal of Plant Nutrition and Soil*
693 *Science*, 167(5), 568–576. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/jpln.200321334>
- 694 Bolan, N. S., Saggar, S., Luo, J., Bhandral, R., & Singh, J. (2004). Gaseous Emissions
695 of Nitrogen from Grazed Pastures: Processes, Measurements and Modelling,
696 Environmental Implications, and Mitigation. *Advances in Agronomy*, 84(C), 37–
697 120. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(04\)84002-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(04)84002-1)

- 698 Bouwman, L., Goldewijk, K. K., Van Der Hoek, K. W., Beusen, A. H. W., Van Vuuren,
699 D. P., Willems, J., ... Stehfest, E. (2013). Exploring global changes in nitrogen and
700 phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900-
701 2050 period. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United*
702 *States of America*, 110(52), 20882–20887.
703 <https://doi.org/10.1073/pnas.1012878108>
- 704 Bremner, J., & Blackmer, A. (1981). Terrestrial nitrification as a source of atmospheric
705 nitrous oxide In: Delwiche CC (ed) Denitrification, nitrification an atmospheric
706 nitrous oxide. *Wiley*, 151–170.
- 707 Butterbach-Bahl, K., Baggs, E. M., Dannenmann, M., Kiese, R., & Zechmeister-
708 Boltenstern, S. (2013). Nitrous oxide emissions from soils: How well do we
709 understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the*
710 *Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1621).
711 <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0122>
- 712 Cai, Y., Chang, S. X., & Cheng, Y. (2017). Greenhouse gas emissions from excreta
713 patches of grazing animals and their mitigation strategies. *Earth-Science Reviews*,
714 171, 44–57. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.05.013>
- 715 Castillo, A. R., Kebreab, E., Beever, D. E., & France, J. (2000). *A review of efficiency*
716 *of nitrogen utilisation in lactating dairy cows and its relationship with environmental*
717 *pollution* *. (2300), 1–32.
- 718 Castro R., E., Mojica R., J. E., León, J., Pabón, M., Carulla, J., & Cárdenas, E. (2009).
719 Balance de nitrógeno en pastura de gramíneas y pastura de gramínea más *Lotus*
720 *uliginosus* en la sabana de Bogotá, Colombia. *Corpoica Ciencia y Tecnología*
721 *Agropecuaria*, 10(1), 91. https://doi.org/10.21930/rcta.vol10_num1_art:133
- 722 Cervantes-Carrillo, F., Pérez, J., & Gómez, J. (2000). Avances en la eliminación
723 biológica del nitrógeno de las aguas residuales. *Revista Latinoamericana de*
724 *Microbiología*, 42(2), 73–82.

- 725 Clough, T. J., & Kelliher, F. M. (2005). Dairy Farm Effluent Effects on Urine Patch
726 Nitrous Oxide and Carbon Dioxide Emissions. *Journal of Environmental Quality*,
727 34(3), 979–986. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0360>
- 728 Coleman, D. C., & Crossley., D. A. (1996). Decomposition and nutrient cycling. In
729 *Fundamentals of soil ecology* (pp. 109–140).
- 730 Conrad, R. B. T.-A. in A. (2007). Microbial Ecology of Methanogens and
731 Methanotrophs. In *Advances in Agronomy* (Vol. 96, pp. 1–63).
732 [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(07\)96005-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0065-2113(07)96005-8)
- 733 Cosentino, V. R. N., Figueiro Aureggi, S. A., & Taboada, M. A. (2013). Hierarchy of
734 factors driving N₂O emissions in non-tilled soils under different crops. *European*
735 *Journal of Soil Science*, 64(5), 550–557. <https://doi.org/10.1111/ejss.12080>
- 736 de Figueiredo, E. B., Panosso, A. R., Reicosky, D. C., & La Scala, N. (2015). Short-
737 term CO₂-C emissions from soil prior to sugarcane (*Saccharum* spp.) replanting
738 in southern Brazil. *GCB Bioenergy*, 7(2), 316–327.
739 <https://doi.org/10.1111/gcbb.12151>
- 740 De Klein, C. A. M., & Harvey, M. J. (2015). Nitrous Oxide Chamber Methodology
741 Guidelines. In *Global research alliance on agricultural greenhouse gases*.
742 <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0231>
- 743 De Klein, C. A.M., Cameron, K. C., Di, H. J., Rys, G., Monaghan, R. M., & Sherlock,
744 R. R. (2011). Repeated annual use of the nitrification inhibitor dicyandiamide
745 (DCD) does not alter its effectiveness in reducing N₂O emissions from cow urine.
746 *Animal Feed Science and Technology*, 166–167, 480–491.
747 <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.076>
- 748 De Klein, C. A.M., & Eckard, R. J. (2008). Targeted technologies for nitrous oxide
749 abatement from animal agriculture. *Australian Journal of Experimental Agriculture*,
750 48(1–2), 14–20. <https://doi.org/10.1071/EA07217>

- 751 Denmead, O. T. (2008). Approaches to measuring fluxes of methane and nitrous oxide
752 between landscapes and the atmosphere. *Plant and Soil*, 309(1–2), 5–24.
753 <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9599-z>
- 754 Dijkstra, F. A., Morgan, J. A., Follett, R. F., & Lecain, D. R. (2013). Climate change
755 reduces the net sink of CH₄ and N₂O in a semiarid grassland. *Global Change*
756 *Biology*, 19(6), 1816–1826. <https://doi.org/10.1111/gcb.12182>
- 757 Dijkstra, J., Oenema, O., van Groenigen, J. W., Spek, J. W., van Vuuren, A. M., &
758 Bannink, A. (2013). Diet effects on urine composition of cattle and N₂O emissions.
759 *Animal: An International Journal of Animal Bioscience*, 7 Suppl 2(January 2014),
760 292–302. <https://doi.org/10.1017/S1751731113000578>
- 761 Eckard, R. J., Grainger, C., & de Klein, C. A. M. (2010). Options for the abatement of
762 methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. *Livestock Science*,
763 130(1–3), 47–56. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2010.02.010>
- 764 FAO. (2008). Climate change and food security. In *Emirates Journal of Food and*
765 *Agriculture* (Vol. 30). <https://doi.org/10.4324/9781315272085-3>
- 766 FEDEGAN, F. C. de G. (2019). *Cifras de referencia del sector ganadero colombiano*.
767 Retrieved from [https://www.fedegan.org.co/estadisticas/publicaciones-](https://www.fedegan.org.co/estadisticas/publicaciones-estadisticas)
768 [estadisticas](https://www.fedegan.org.co/estadisticas/publicaciones-estadisticas)
- 769 Fiedler, S., Höll, B.S., Jungkunst, H. F. (2005). Methane budget of a Black Forest
770 spruceecosystem considering soil pattern. *Biogeochemistry*, 76, 1–20.
- 771 Flessa, H., Ruser, R., Dorsch, P., Kamp, T., Jimenez, M. A., & Munch, J.C. and Beese,
772 F. (2002). *Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O)*
773 *from two farming systems in southern Germany*.
- 774 Flessa, H., & Beese, F. (2000). Laboratory Estimates of Trace Gas Emissions following
775 Surface Application and Injection of Cattle Slurry. *Journal of Environmental*
776 *Quality*, 29(1), 262–268.

- 777 <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010033x>
- 778 Flessa, H., Dörsch, P., Beese, F., König, H., & Bouwman, A. F. (1996). Atmospheric
779 Pollutants and Trace Gases Influence of Cattle Wastes on Nitrous Oxide and
780 Methane Fluxes in Pasture Land. *Journal of Environmental Quality*, 25(6), 1366–
781 1370. Retrieved from [https://dl-sciencesocieties-
782 org.stanford.idm.oclc.org/publications/jeq/pdfs/25/6/JEQ0250061366](https://dl-sciencesocieties-org.stanford.idm.oclc.org/publications/jeq/pdfs/25/6/JEQ0250061366)
- 783 Flessa, H., Ruser, R., Dörsch, P., Kamp, T., Jimenez, M. A., Munch, J. C., & Beese,
784 F. (2002). Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O)
785 from two farming systems in southern Germany. *Agriculture, Ecosystems and
786 Environment*, 91(1–3), 175–189. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00234-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00234-1)
- 787 Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D.W.,
788 Haywood, J., Lean, J., Lowe, D.C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G.,
789 Schulz, M., VanDorland, R. (2007). In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen,
790 Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.), *Changes in
791 Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In Climate Change 2007: The
792 Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to .*
- 793 Galbally, I. E., Meyer, M. C. P., Wang, Y. P., Smith, C. J., & Weeks, I. A. (2010). Nitrous
794 oxide emissions from a legume pasture and the influences of liming and urine
795 addition. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 136(3–4), 262–272.
796 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.10.013>
- 797 Gao, B., Ju, X., Su, F., Meng, Q., Oenema, O., Christie, P., Chen, X., Zhang, F. (2014).
798 Nitrous oxide and methane emissions from optimized and alternative
799 cereal cropping systems on the North China Plain: a two-year field study. *Sci.
800 Total Environ.*, 472, 112–124.
- 801 García Arbeláez, C., Vallejo López, G., Higgings, M. Lou, & Escobar, E. M. (2016). El
802 Acuerdo De París. Así Actuará Colombia Frente Al Cambio Climático. In *WWF-
803 Colombia*.

804 [https://doi.org/http://www.minambiente.gov.co/images/cambioclimatico/pdf/colom](https://doi.org/http://www.minambiente.gov.co/images/cambioclimatico/pdf/colombia_hacia_la_COP21/el_acuerdo_de_paris_frente_a_cambio_climatico.pdf)
805 [bia_hacia_la_COP21/el_acuerdo_de_paris_frente_a_cambio_climatico.pdf](https://doi.org/http://www.minambiente.gov.co/images/cambioclimatico/pdf/colombia_hacia_la_COP21/el_acuerdo_de_paris_frente_a_cambio_climatico.pdf)

806 Gardiner, C. A., Clough, T. J., Cameron, K. C., Di, H. J., Edwards, G. R., & de Klein,
807 C. A. M. (2016). Potential for forage diet manipulation in New Zealand pasture
808 ecosystems to mitigate ruminant urine derived N₂O emissions: a review. *New*
809 *Zealand Journal of Agricultural Research*, 59(3), 301–317.
810 <https://doi.org/10.1080/00288233.2016.1190386>

811 Gavrilova, O., Leip, A., Dong, H., MacDonald, J. D., Bravo, C. A. G., Amon, B., ...
812 Widiawati, Y. (2019). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National
813 Greenhouse Gas Inventories CHAPTER 10: EMISSIONS FROM LIVESTOCK
814 AND MANURE MANAGEMENT. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas*
815 *Inventories*, 4(10), 1–224. Retrieved from [https://www.ipcc-](https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html)
816 [nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html](https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html)

817 Gundersen, P., J. Christiansen, G. Alberti, N. Brüggemann, S., Castaldi, R. Gasche,
818 B. Kitzler, L. Klemedtsson, R. L.-D.-V., F. Moldan, T. Rütting, P. Schlegel, P.
819 Weslien, and S. Z.-, & Boltenstern. (2012). The response of methane and nitrous
820 oxide fluxes to forest change in Europe. *Biogeosciences*, 9, 3999–4012. Retrieved
821 from <https://doi.org/10.5194/bg-9-3999-2012>.

822 Haynes, R. J., & Williams, P. H. (1993). Nutrient Cycling and Soil Fertility in the Grazed
823 Pasture Ecosystem. *Advances in Agronomy*, 49(C), 119–199.
824 [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60794-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60794-4)

825 Hsu, Y. W., Singh, S. K., Chiang, M. Y., Wu, Y. Y., & Chang, I. F. (2009). Strategies to
826 lower greenhouse gas level by rice agriculture. *African Journal of Biotechnology*,
827 8(2), 126–132. <https://doi.org/10.5897/AJB2009.000-9024>

828 Hü, B. W. (2001). Methane oxidation in non-flooded soils as affected by crop
829 production-invited paper. *European Journal of Agronomy*, 14, 237–260. Retrieved
830 from www.elsevier.com/locate/eja

- 831 ICA, I. A. C. (2012). *Censo Pecuario Nacional*. Retrieved from
832 <https://www.ica.gov.co/areas/pecuaria/servicios/epidemiologia->
833 [veterinaria/censos-2016/censo-2018](https://www.ica.gov.co/areas/pecuaria/servicios/epidemiologia-veterinaria/censos-2016/censo-2018)
- 834 IDEAM. (2016). INVENTARIO NACIONAL Y DEPARTAMENTAL DE GASES
835 EFECTO INVERNADERO - COLOMBIA. Bogotá D.C., Colombia.
- 836 IPCC. (2006). *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the*
837 *National Greenhouse Gas Inventories Programme*. Japón.
- 838 IPCC. (2007). *Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos*
839 *de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental*
840 *de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri,*
841 *R.K. y Reisinger, A. Ginebra, Suiza.*
- 842 IPCC. (2014). Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working
843 Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel
844 on Climate Change. In *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to*
845 *Advance Climate Change Adaptation: Special Report of the Intergovernmental*
846 *Panel on Climate Change*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139177245.003>
- 847 Jarvis, S. C., Lovell, R. D., & Panayides, R. (1995). *Patterns of methane emission from*
848 *excreta of grazing animals*. 27(12), 1581–1588.
- 849 Kebreab, E., France, J., Beever, D. E., & Castillo, A. R. (2001). Nitrogen pollution by
850 dairy cows and its mitigation by dietary manipulation. *Nutrient Cycling in*
851 *Agroecosystems*, 60(1–3), 275–285. <https://doi.org/10.1023/A:1012668109662>
- 852 Kelliher, F. M., Clough, T. J., Clark, H., Rys, G., & Sedcole, J. R. (2008). The
853 temperature dependence of dicyandiamide (DCD) degradation in soils: A data
854 synthesis. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(7), 1878–1882.
855 <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.03.013>
- 856 Kertz, A. F., Allen, A. G., Jarvis, S. C., Headon, D. M., Kebreab, E., France, J., ...

- 857 Weeks, I. A. (2010). Management options to reduce nitrous oxide emissions from
858 intensively grazed pastures: A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*,
859 136(3–4), 463–473. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.10.013>
- 860 Klein, Cecile A M De, Barton, L., Sherlock, R. R., Li, Z., & Littlejohn, R. P. (2003).
861 *Estimating a nitrous oxide emission factor for animal urine from some New*
862 *Zealand pastoral soils. (Phase II)*, 381–399.
- 863 Klüber, H. D., & Conrad, R. (1998). Effects of nitrate, nitrite, NO and N₂O on
864 methanogenesis and other redox processes in anoxic rice field soil. *FEMS*
865 *Microbiology Ecology*, 25(3), 301–318.
866 [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0168-6496\(98\)00011-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0168-6496(98)00011-7)
- 867 Koops, J. G., Van Beusichem, M. L., & Oenema, O. (1997). Nitrous oxide production,
868 its source and distribution in urine patches on grassland on peat soil. *Plant and*
869 *Soil*, 191(1), 57–65. <https://doi.org/10.1023/A:1004285221368>
- 870 Lambie, S. M., Schipper, L. A., Balks, M. R., & Baisden, W. T. (2012). Solubilisation of
871 soil carbon following treatment with cow urine under laboratory conditions. *Soil*
872 *Research*, 50(1), 50–57. Retrieved from <https://doi.org/10.1071/SR11195>
- 873 Laubach, J., Taghizadeh-Toosi, A., Gibbs, S. J., Sherlock, R. R., Kelliher, F. M., &
874 Grover, S. P. P. (2013). Ammonia emissions from cattle urine and dung excreted
875 on pasture. *Biogeosciences*, 10(1), 327–338. [https://doi.org/10.5194/bg-10-327-](https://doi.org/10.5194/bg-10-327-2013)
876 2013
- 877 Le Mer, J. and Roger, P. (2001). Production, oxidation, emission and consumption of
878 methane by soils. *Journal of Soil Biology*.
- 879 Le Mer, J., & Roger, P. (2001). Production, oxidation, emission and consumption of
880 methane by soils: A review. *European Journal of Soil Biology*, 37(1), 25–50.
881 [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(01\)01067-6](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01067-6)
- 882 Li, D., Watson, C. J., Yan, M. J., Lalor, S., Rafique, R., Hyde, B., ... Humphreys, J.

- 883 (2013). A review of nitrous oxide mitigation by farm nitrogen management
884 intertemperate grassland-based agriculture. *Journal of Environmental Management*,
885 128, 893–903. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.026>
- 886 Lin, X., Wang, S., Ma, X., Xu, G., Luo, C., Li, Y., ... Xie, Z. (2009). Fluxes of CO₂, CH₄,
887 and N₂O in an alpine meadow affected by yak excreta on the Qinghai-Tibetan
888 plateau during summer grazing periods. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(4),
889 718–725. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.01.007>
- 890 Luo, J., de Klein, C. A. M., Ledgard, S. F., & Saggar, S. (2010). Management options
891 to reduce nitrous oxide emissions from intensively grazed pastures: A review.
892 *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 136(3), 463–473.
893 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.12.003>
- 894 Luo, J., Ledgard, S. F., & Lindsey, S. B. (2007). Nitrous oxide emissions from
895 application of urea on New Zealand pasture. *New Zealand Journal of Agricultural*
896 *Research*, 50(1), 1–11. <https://doi.org/10.1080/00288230709510277>
- 897 Machefer, S. E., Dise, N. B., Goulding, K. W. T., & Whitehead, P. G. (2002). Nitrous
898 oxide emission from a range of land uses across Europe. *Hydrology and Earth*
899 *System Sciences*, 6(3), 325–338. <https://doi.org/10.5194/hess-6-325-2002>
- 900 Mazzetto, A. M., Barneze, A. S., Feigl, B. J., Van Groenigen, J. W., Oenema, O., De
901 Klein, C. A. M., & Cerri, C. C. (2014). Use of the nitrification inhibitor dicyandiamide
902 (DCD) does not mitigate N₂O emission from bovine urine patches under Oxisol in
903 Northwest Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 101(1), 83–92.
904 <https://doi.org/10.1007/s10705-014-9663-4>
- 905 Mora Ravelo, S. G., Sandoval Villa, M., Gavi Reyes, F., & Sánchez García, P. (2005).
906 Emisión de N₂O con fertilización nitrogenada en fertirriego y fertilización
907 convencional. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 21(1), 23–29.
- 908 Mosier, A., Schimel, D., Valentine, D., Bronson, K., & Parton, W. (1991). Methane and
909 nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. *Nature*,

- 910 350(6316), 330–332. <https://doi.org/10.1038/350330a0>
- 911 Muñoz-Nava, H., Suárez-Sánchez, J., Vera-Reyes, A., Orozco-Flores, S., Batlle-
912 Sales, J., Ortiz-Zamora, A. de J., & Mendiola-Argüelles, J. (2011). DEMANDA
913 BIOQUÍMICA DE OXÍGENO Y POBLACIÓN EN LA SUBCUENCA DEL RÍO
914 ZAHUAPAN, TLAXCALA, MÉXICO. *Revista Internacional de Contaminacion*
915 *Ambiental*, 28(1), 27–38.
- 916 Nielsen, N. M., Kristensen, T., Nørgaard, P., & Hansen, H. (2003). The effect of low
917 protein supplementation to dairy cows grazing clover grass during half of the day.
918 *Livestock Production Science*, 81(2–3), 293–306. [https://doi.org/10.1016/S0301-](https://doi.org/10.1016/S0301-6226(02)00229-4)
919 [6226\(02\)00229-4](https://doi.org/10.1016/S0301-6226(02)00229-4)
- 920 NRCS-USDA. (2018). Carbon to nitrogen ratios in cropping systems. Retrieved from
921 <http://soils.usda.gov/sqi>.
- 922 Oertel, C., Matschullat, J., Zurba, K., Zimmermann, F., & Erasmi, S. (2016).
923 Greenhouse gas emissions from soils—A review. *Chemie Der Erde -*
924 *Geochemistry*, 76(3), 327–352. <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2016.04.002>
- 925 Orozco Patiño, F. H. (1999). *Biología del nitrógeno. In: Conceptos básicos sobre sus*
926 *transformaciones biológicas T1*. Universidad Nacional de Colombia. Sede
927 Medellín, Medellín.
- 928 Pachauri RK, Allen MR, Church JA, Dubash NK, Gomez L, Jiang K, et al. (2014).
929 *Climate Change 2014. Synthesis Report*.
- 930 PENDER, J. W., & Schmidt-Nielso, n. (1958). Urea Excretion. *Anesthesiology*, 19(5),
931 691. <https://doi.org/10.1097/00000542-195809000-00027>
- 932 Qiu, W., Di, H. J., Cameron, K. C., & Hu, C. (2010). Nitrous oxide emissions from
933 animal urine as affected by season and a nitrification inhibitor dicyandiamide.
934 *Journal of Soils and Sediments*, 10(7), 1229–1235.
935 <https://doi.org/10.1007/s11368-010-0242-2>

- 936 Saggar, S, Andrew, R. M., Tate, K. R., Hedley, C. B., & Rodda, N. J. (2004). *Modelado*
937 *de las emisiones de óxido nitroso de pastos lácteos-pastado* S. Saggar *, RM
938 *Andrew, KR Tate, CB Hedley, NJ Rodda y JA Townsend.*
- 939 Saggar, S, Andrew, R., Tate, K. R., Rodda, N., Hedley, C. B., & Townsend, J. A. (2004).
940 Modelling nitrous oxide emissions from New Zealand grazed pastures. *Nutrient*
941 *Cycling in Agroecosystems*, 68(3), 243–255. <https://doi.org/DOI>
942 [10.1023/B:FRES.0000019463.92440.a3](https://doi.org/10.1023/B:FRES.0000019463.92440.a3)
- 943 Saggar, Surinder, Bolan, N. S., Bhandral, R., Hedley, C. B., & Luo, J. (2004). A review
944 of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta
945 deposition and farm effluent application in grazed pastures. *New Zealand Journal*
946 *of Agricultural Research*, 47(4), 513–544.
947 <https://doi.org/10.1080/00288233.2004.9513618>
- 948 Sanhueza, E. (1982). The role of the atmosphere in nitrogen cycling. *Plant and Soil*,
949 67, 61–71.
- 950 Schils, R. L. M., Verhagen, A., Aarts, H. F. M., Kuikman, P. J., & Šebek, L. B. (2006a).
951 Effect of improved nitrogen management on greenhouse gas emissions from
952 intensive dairy systems in the Netherlands. *Global Change Biology*.
953 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01090.x>
- 954 Schils, R. L. M., Verhagen, A., Aarts, H. F. M., Kuikman, P. J., & Šebek, L. B. (2006b).
955 Effect of improved nitrogen management on greenhouse gas emissions from
956 intensive dairy systems in the Netherlands. *Global Change Biology*, 12(2), 382–
957 391. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01090.x>
- 958 Singh, J. (2007). *The role of inhibitors in mitigating nitrogen losses from cattle urine*
959 *and nitrogen fertiliser in pastures.* 241.
- 960 Smith, K. A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K. E., Massheder, J., & Rey, A. (2003).
961 Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere. *European Journal*
962 *of Soil Science*, 54(December), 779–791. <https://doi.org/10.1046/j.1365->

963 2389.2003.00567.x

964 Subbarao, G., Ito, O., Sahrawat, K., Berry, W., Nakahara, K., Ishikawa, T., ... Rao, I.
965 (2006). Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems -
966 Challenges and opportunities. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 25(4), 303–335.
967 <https://doi.org/10.1080/07352680600794232>

968 Subbarao, G. V, Nakahara, K., Hurtado, M. P., Ono, H., Moreta, D. E., Salcedo, A. F.,
969 ... Ito, O. (2009). Evidence for biological nitrification inhibition in *Brachiaria*
970 pastures. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States*
971 *of America*, 106(41), 17302–17307. <https://doi.org/10.1073/pnas.0903694106>

972 Suttie, J.M., Reynolds, S.G., Batello, C. (2005). *Grasslands of the world. Food and*
973 *Agricultural Organization of the United Nations*. Rome.

974 Sylvia, D. M., Fuhrmann, J. J., Hartel, P. G., & Zuberer, D. A. (2005). *Principles and*
975 *applications of soil microbiology*. Pearson.

976 Tate, K. R. (2015). Soil methane oxidation and land-use change - from process to
977 mitigation. *Soil Biology and Biochemistry*, 80, 260–272.
978 <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.10.010>

979 Thomson, A. J., Giannopoulos, G., Pretty, J., Baggs, E. M., & Richardson, D. J. (2012).
980 Biological sources and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions.
981 *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*,
982 367(1593), 1157–1168. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0415>

983 Uchida, Y., Clough, T. J., Kelliher, F. M., Hunt, J. E., & Sherlock, R. R. (2011). Effects
984 of bovine urine, plants and temperature on N₂O and CO₂ emissions from a sub-
985 tropical soil. *Plant and Soil*, 345(1), 171–186. [https://doi.org/10.1007/s11104-011-](https://doi.org/10.1007/s11104-011-0769-z)
986 0769-z

987 Valencia, A. G., David, J., & Soto, R. (2016). Lecheras Fincas. *Manual de Producción*
988 *y Consumo Sostenible*. Retrieved from

- 989 <http://www.corantioquia.gov.co/SiteAssets/PDF/Gestión ambiental/Producción y>
990 [Consumo Sostenible/Manuales_GIRH/Fincas Lecheras.pdf](http://www.corantioquia.gov.co/SiteAssets/PDF/Gestión ambiental/Producción y)
- 991 Van Der Weerden, T. J., Sherlock, R. R., Williams, P. H., & Cameron, K. C. (1999).
992 Nitrous oxide emissions and methane oxidation by soil following cultivation of two
993 different leguminous pastures. *Biology and Fertility of Soils*, 30(1–2), 52–60.
994 <https://doi.org/10.1007/s003740050587>
- 995 Van Groenigen, J. W., Kuikman, P. J., De Groot, W. J. M., & Velthof, G. L. (2005).
996 Nitrous oxide emission from urine-treated soil as influenced by urine composition
997 and soil physical conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(3), 463–473.
998 <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.08.009>
- 999 Velthof, G. L., Brader, A. B., & Oenema, O. (1996). Seasonal variations in nitrous oxide
1000 losses from managed grasslands in the Netherlands. *Plant and Soil*, 181(2), 263–
1001 274. <https://doi.org/10.1007/BF00012061>
- 1002 Wang, Z. P., Lindau, C. W., Delaune, R. D., & Patrick, W. H. (1993). Methane emission
1003 and entrapment in flooded rice soils as affected by soil properties. *Biology and*
1004 *Fertility of Soils*, 16(3), 163–168. <https://doi.org/10.1007/BF00361401>
- 1005 Whitehead, D. (1995). *Grassland nitrogen* (C. International, Ed.). Wallingford.
- 1006 Yamulki, S., Jarvis, S. C., & Owen, P. (1998). Nitrous oxide emissions from excreta
1007 applied in a simulated grazing pattern. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(4), 491–
1008 500. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00145-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00145-4)
- 1009 Yamulki, S., Jarvis, S. C., & Owen, P. (1999). Methane Emission and Uptake from
1010 Soils as Influenced by Excreta Deposition from Grazing Animals. *Journal of*
1011 *Environment Quality*, 28(2), 676.
1012 <https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800020036x>

1013 **Capítulo 2. Determinación de las emisiones de gases de efecto**
1014 **invernadero derivadas de aplicación de excretas bovinas en el suelo**

1015 **Resumen**

1016 La excreción de orina y heces en los sistemas ganaderos puede provocar impactos
1017 ambientales negativos debido a la emisión de gases contaminantes hacia la
1018 atmósfera. La producción de GEI desde las excretas animales está determinada, entre
1019 otros factores, por su cantidad y composición química, y por factores edáficos y
1020 climáticos. En la zona norte del departamento de Antioquia (Colombia), donde la
1021 lechería especializada es una actividad de importancia económica, se desconoce la
1022 emisión de GEI desde las excretas generadas. El objetivo de este trabajo fue
1023 determinar la emisión de GEI (N-N₂O, C-CH₄, C-CO₂, CO₂eq) en función de la dosis
1024 de N aplicada al suelo desde las excretas bovinas y generar los respectivos factores
1025 de emisión. Los tratamientos consistieron en la aplicación de 1 kg (H1) y 2 kg (H2) de
1026 heces frescas y de 1 L (O1) y 2 L (O2) de orina, además del tratamiento control (C),
1027 sin aplicación de excretas, en parcelas de 3 m². Los tratamientos C, H1, H2, O1 y O2
1028 resultaron en la aplicación de 0; 56,11; 112,23; 104,90 y 209,80 g N/m². El estudio
1029 tuvo una duración de 39 días, durante los cuales se realizaron mediciones los días 1,
1030 2, 3, 4, 9, 11, 18, 25, 31 y 39, contabilizados a partir del día de aplicación del
1031 tratamiento. La información fue analizada a través de un diseño de bloques
1032 completamente aleatorizados con un arreglo de medidas repetidas en el tiempo y la
1033 emisión acumulada a partir de la sumatoria de Riemann. Los dos tipos de excretas
1034 presentaron diferencias en el flujo de N-N₂O a través del tiempo, siendo
1035 marcadamente superior para la orina a partir del día 11. El flujo de C-CH₄ fue superior
1036 con la aplicación de heces, principalmente al inicio del experimento, registrando una
1037 marcada reducción a partir del día 11. El flujo de C-CO₂ fue más estable a través del
1038 tiempo para las heces, en tanto que, en los tratamientos con aplicación de orina, fue
1039 mayor durante la primera semana de medición. Se observó mayor flujo acumulado de
1040 N-N₂O en los tratamientos con orina, mayor flujo acumulado de C-CH₄ y C-CO₂ para
1041 los tratamientos con heces, en tanto que el flujo de CO₂-eq registró el siguiente orden
1042 decreciente: H2>O2>O1>H1. El factor de emisión de N-N₂O fue de 2,10, 1,24, 0,36 y
1043 0,28% del N aplicado para los tratamientos O1, O2, H2 y H1, respectivamente. El

1044 factor de emisión para C-CH₄, expresado en kg/animal/año, fue 0,19 y 0,40 para los
1045 tratamientos H1 y H2, correspondientemente. Los factores de emisión de N-N₂O
1046 fueron mayores en los tratamientos de orina (O1=2,1% y O2=1,2%) que para los
1047 tratamientos de heces (H1=0,2% y H2=0,3%). La mayor emisión de C-CH₄ y C-CO₂
1048 en los tratamientos con aplicación de heces posiblemente obedeció a la mayor
1049 disponibilidad de materia orgánica (carbono orgánico) en ellas, que, siendo una fuente
1050 de energía, favoreció la fermentación y la inmovilización del N para la síntesis de
1051 proteína microbiana. Igualmente, que la aplicación de heces, más que la aplicación de
1052 orina, proporcionalmente a la dosis de N aplicada, conllevó a la mayor producción de
1053 CO₂eq, generando un efecto más contaminante en cuando a la emisión de gases de
1054 efecto invernadero se refiere.

1055

1056 Palabras claves: efecto invernadero, óxido nitroso, metano, dióxido de carbono.

1057

1058 **Introducción**

1059 En la actualidad existe preocupación por el cambio climático debido a la alta
1060 producción y acumulación de gases de efecto invernadero (GEI) de origen
1061 antropogénico y las consecuencias que éstos traen sobre las condiciones medio
1062 ambientales, la población y los ecosistemas. El incremento en la demanda de
1063 productos de origen animal ha impulsado el crecimiento de la ganadería a nivel global,
1064 y con ello de las emisiones de GEI derivadas de esta actividad económica, que según
1065 Havlík et al. (2014) corresponden al 12% de las emisiones antropogénicas anuales.
1066 Los principales GEI responsables del incremento de la temperatura global son el óxido
1067 nitroso (N₂O), el metano (CH₄) y el dióxido de carbono (CO₂); donde los dos primeros
1068 presentan un potencial de calentamiento, en un horizonte de 100 años, 298 y 25 veces
1069 mayor que el CO₂, respectivamente (Dijkstra et al., 2013). El N₂O de los sistemas
1070 ganaderos representa, aproximadamente, el 22% de las emisiones antropogénicas
1071 globales de N₂O (Taghizadeh-Toosi et al., 2011). Respecto a las emisiones globales
1072 de N₂O derivadas de la agricultura, entre un 30 y 50% se originan desde los desechos
1073 animales (Luo et al., 2010). Las emisiones de CH₄ de los mismos sistemas, incluyendo

1074 la fermentación entérica y el manejo de las excretas, alcanzan el 46% de todos los
1075 GEI agrícolas a nivel global (Herrero et al., 2013; Tubiello et al., 2014).

1076 El estiércol generado en los sistemas ganaderos puede provocar impactos
1077 ambientales negativos debido a la emisión de gases contaminantes hacia la
1078 atmósfera, y la acumulación de micro y macronutrientes en el suelo y en los cuerpos
1079 hídricos superficiales. En Estados Unidos hay legislaciones específicas para el manejo
1080 y el depósito de excretas animales que impacten cuerpos de agua, suelo y atmósfera.
1081 En Argentina, Chile, Colombia y México, la regulación y vigilancia gubernamental
1082 sobre el uso y manejo de excretas animales es escasa y confusa, restando
1083 importancia a las emisiones a la atmósfera y suelo (Monsalve et al., 2017).

1084 La producción de GEI desde las excretas animales está determinada por su
1085 composición química y por la humedad y temperatura del suelo (Oertel et al., 2016),
1086 factores que a su vez son alterados por las condiciones climáticas, la vegetación y las
1087 propiedades químicas y físicas del suelo (Uchida et al., 2011). La tasa de excreción
1088 de N de los animales varía en función de la composición de la dieta y de las prácticas
1089 de manejo del pastoreo que se implementen en el sistema ganadero.

1090 La lechería especializada es una actividad económica importante en el norte del
1091 departamento de Antioquia (Colombia). Los sistemas productivos basan la
1092 alimentación animal en el pasto kikuyo (*Cenchrus clandestinus*, Hochst. ex Chiov),
1093 que se caracteriza por su alto contenido de proteína cruda (PC) y su bajo contenido
1094 de carbohidratos no estructurales (CNE) y energía (Correa et al., 2008), lo que genera
1095 una baja eficiencia en el uso del N dietario, y su deposición a través de las heces y
1096 orina. De acuerdo con Moir et al. (2011) y Ward et al. (2018) en los sistemas de
1097 pastoreo intensivos alrededor del 20% de la superficie queda cubierta de orina y el 5%
1098 con heces, respectivamente. En la mayoría de los casos, la excreción de nutrientes
1099 por parte del animal supera las necesidades de las plantas. Para el norte de Antioquia,
1100 la excreción de N fluctúa entre 523 (Cruz & Correa, 2016) y 1.130 kg/ha/año (Saarijärvi
1101 et al., 2006), dependiendo de la carga animal; mientras que la demanda de N de los
1102 principales recursos forrajeros de la zona corresponde a 500 kg/ha/año (Miles, 1997).

1103 Esto contribuye con la lixiviación de nutrientes y la producción de CH₄, CO₂ y,
1104 principalmente, de N₂O (Flessa et al., 1996; Lin et al., 2009).

1105 El IPCC (por sus siglas en inglés, *Intergovernmental Panel of Climatic Change*) en el
1106 año 2006 propuso un factor de emisión de N-N₂O correspondiente al 2% del N
1107 excretado, ya sea en forma de heces u orina. Con el refinamiento de las directrices
1108 del IPCC (2019), el factor disminuyó a 0,2-0,6% (0,002-0,006 kg de N-N₂O/kg N), en
1109 función de la condición climática, valores más cercanos a los obtenidos en la mayoría
1110 de los estudios realizados a nivel mundial. No obstante, el contenido de N de las heces
1111 y de la orina está en diferentes formas químicas, y esta característica no se refleja en
1112 el factor de emisión propuesto por el IPCC. Por tanto, van der Weerden et al. (2011)
1113 recomiendan generar un factor de emisión por cada tipo de excreta. La forma orgánica
1114 en la que se encuentra el N en las heces solo puede ser aprovechado por los
1115 microorganismos después del proceso de mineralización, una vez convertido en
1116 amonio (NH₄⁺), que corresponde a su forma inorgánica. Después del proceso de
1117 mineralización, el N de las excretas puede perderse por volatilización de amoniaco
1118 (NH₃), lixiviación de los nitratos (NO₃⁻) y en forma de gases (N₂O, NO y N₂) generados
1119 por los procesos de nitrificación y desnitrificación (Oenema et al., 1997). En el caso
1120 de la urea presente en la orina, ésta puede hidrolizarse rápidamente a NH₄⁺ (Nichols,
1121 2014).

1122 Existe trabajos (Saggar et al., 2004; Barneze et al., 2014; De Klein & Harvey, 2015)
1123 que informan sobre la producción de GEI a partir desde las excretas bovinas
1124 depositadas en el suelo, sin embargo, estos se desarrollaron en condiciones
1125 ambientales diferentes a las que caracterizan la zona norte del departamento de
1126 Antioquia. Por tanto, el objetivo de este trabajo fue determinar la emisión de GEI (N-
1127 N₂O, C-CH₄, C-CO₂, CO₂eq) en función de la dosis de N aplicada al suelo desde las
1128 excretas bovinas y generar los respectivos factores de emisión.

1129 **Materiales y métodos**

1130 Este trabajo fue avalado por el Comité de Ética para la Experimentación con Animales
1131 (CEEA) de la Universidad de Antioquia (Medellín-Colombia), conforme el acta 102 del
1132 23 de mayo de 2016.

1133 *Localización del experimento*

1134 El estudio se realizó en la hacienda La Montaña, propiedad de la Universidad de
1135 Antioquia, la cual se encuentra localizada en el municipio de San Pedro de los Milagros
1136 (Antioquia-Colombia) a 2.475 msnm y presenta una temperatura promedio de 14°C,
1137 una humedad relativa del 79.7% y una precipitación media anual de 2500 mm,
1138 correspondiendo a una formación ecológica de bosque muy húmedo montano bajo
1139 (bmh-MB).

1140 El experimento se llevó a cabo en una área de 300 m², con cobertura vegetal de pasto
1141 kikuyo (*Cenchrus clandestinus*, Hochst. ex Chiov), la cual no fue fertilizada, ni
1142 pastoreada por los animales durante un periodo mayor a un año, para evitar la entrada
1143 de N externo a la pradera previo al inicio del experimento. Debido a la topografía
1144 ligeramente inclinada del terreno, el área experimental fue dividida en dos parcelas
1145 que constituyeron bloques experimentales (parte alta y parte baja). Con el fin de
1146 garantizar un crecimiento homogéneo de la pastura, dos cortes de uniformización (10
1147 cm de la superficie del suelo) fueron realizados. El intervalo de corte fue de 42 días y
1148 3 días después del segundo corte se procedió a instalar las cámaras estáticas.

1149 *Colecta de heces y orina*

1150 La colecta de heces y orina se realizó 12 horas antes de su aplicación al suelo. Para
1151 tal efecto se emplearon tres vacas adultas de la raza Holstein, con una producción
1152 media de 23 kg de leche, que consumían una dieta constituida por 70% forraje y 30%
1153 concentrado, aproximadamente. Las excretas (heces y orina) fueron acumuladas en
1154 contenedores plásticos independientes por cada animal y posteriormente, se obtuvo
1155 una muestra compuesta con la participación de las excretas de los tres animales en
1156 igual proporción. Una vez realizada la homogenización de las muestras, se tomaron

1157 500 g de heces y 500 ml de orina, que fueron refrigerados para su posterior análisis
1158 químico. A la muestra de orina se le adicionó ácido sulfúrico 98% hasta alcanzar un
1159 pH de 2,5, con el fin de evitar la pérdida de N.

1160 De la muestra compuesta de heces y orina, previamente homogenizada, también se
1161 obtuvo la cantidad de excretas que fue aplicada al interior de cada cámara estática de
1162 acuerdo con los tratamientos experimentales.

1163 *Tratamientos experimentales*

1164 Para evaluar el efecto de la dosis de N proveniente de las excretas de vacunos sobre
1165 las emisiones de GEI del suelo se evaluaron los siguientes tratamientos:

- 1166 • Control, sin aplicación de heces y orina al suelo
- 1167 • Heces 1 kg (H1), correspondiente a la aplicación de 1 kg de heces frescas al
1168 suelo.
- 1169 • Heces 2 kg (H2), correspondiente a la aplicación de 2 kg de heces frescas al
1170 suelo.
- 1171 • Orina 1 L (O1), correspondiente a la aplicación de 1 L de orina al suelo.
- 1172 • Orina 2 L (O2), correspondiente a la aplicación de 2 L de orina al suelo.

1173 El contenido N de las heces (3%, en base seca) y de la orina (0.6%, en base fresca)
1174 se determinó por el método Kjeldahl (Kjeldahl, 1883). El contenido de materia seca de
1175 las heces (10.7%) se determinó por gravimetría (Jaramillo, 2002).

1176 La dosis de N aplicada al suelo en cada tratamiento correspondió al producto entre la
1177 cantidad de excreta aplicada y su respectiva concentración de N. Cada cámara ocupó
1178 un área de 0,0572 m² y la aplicación de cada tratamiento se realizó evitando el
1179 contacto con sus paredes. Los tratamientos Control, H1, H2, O1 y O2 resultaron, por
1180 lo tanto, en la aplicación de 0; 56,11; 112,23; 104,90 y 209,80 g N/m²,
1181 respectivamente.

1182 *Cámaras estáticas*

1183 Para la cuantificación de las emisiones de GEI se emplearon cámaras estáticas de
1184 flujo cerrado (Hutchinson & Mosier, 1981), siguiendo la metodología de Saggari et al.
1185 (2004). Las cámaras fueron de PVC, cilíndricas, de 27 cm de diámetro y 63 cm de
1186 altura (44 cm para la base y 19 cm para la tapa). La base de cada cámara fue insertada
1187 a 12 cm de profundidad desde la superficie del suelo, cubriendo un área de 0,0572
1188 m². La altura interna de cada cámara fue medida para establecer el volumen interno,
1189 que resultó en un valor medio de 29,65 L.

1190 En total se emplearon 20 cámaras estáticas, cuatro (4) cámaras por tratamiento,
1191 ubicadas en parcelas de 3 m², separadas 1 m entre sí para garantizar independencia
1192 entre tratamientos y mediciones. Los tratamientos fueron aleatoriamente distribuidos
1193 en todo el terreno.

1194 Durante los días de medición, la base y la tapa de cada cámara se ajustaron a través
1195 del uso de un caucho amoldado en su circunferencia, con el fin de sellar y evitar el
1196 escape de los gases. Posteriormente se realizó la aislación térmica de las cámaras,
1197 cubriendo la base y la tapa, con una membrana (espuma de polietileno aluminizada)
1198 de 5 mm de espesor.

1199 La parte superior de la tapa de la cámara contó con dos orificios sellados con tapones
1200 de goma, uno de los cuales permitió obtener las muestras de gas desde el interior de
1201 la cámara, mientras que el otro permitió registrar la temperatura interna (TER-
1202 DIGITAL., Electrónica I+D, Colombia). Internamente, cada tapa fue dotada con un
1203 ventilador (Manhattan., Manhattan Products, USA) para la homogenización de los
1204 gases al momento del muestreo.

1205 *Periodo de medición*

1206 El estudio tuvo una duración de 39 días, durante los cuales se realizaron mediciones
1207 los días 1, 2, 3, 4, 9, 11, 18, 25, 31 y 39, contabilizados a partir del día de aplicación
1208 del tratamiento de las excretas. Cada día, la captura de información y la toma de

1209 muestras de gas se realizó a los 0, 30 y 60 minutos después de iniciar las mediciones
1210 (10:00 horas). El día 1, los tratamientos fueron aplicados en las cámaras
1211 inmediatamente antes de la primera medición. Después de tapar cada cámara, el
1212 ventilador se encendió por 2 minutos para lograr la homogenización de los gases en
1213 su interior, tiempo tras el cual se realizó el muestreo correspondiente (tiempo 0). Las
1214 muestras de gas fueron colectadas en jeringas de polipropileno de 20 ml, que fueron
1215 acopladas a una válvula de 3 vías ubicada en la tapa de cada cámara. Cada muestra
1216 colectada fue inmediatamente transferida a un vial de vidrio (15 ml) al vacío y provisto
1217 de septa de caucho para su posterior análisis por cromatografía gaseosa.
1218 Simultáneamente se registró la temperatura interna de la cámara y la temperatura del
1219 suelo. El cierre de las cámaras y la toma de muestra se realizó de forma individual
1220 hasta completar las 20 cámaras. Los anteriores procedimientos, exceptuando el cierre
1221 de las cámaras, se repitieron al minuto 30 y 60.

1222 Los datos de precipitación, temperatura ambiental y humedad relativa fueron
1223 registrados durante todo el periodo experimental por medio de la estación
1224 meteorológica ubicada en la hacienda La Montaña (Davis Instruments®, model 6162).

1225 *Análisis de laboratorio*

1226 *Análisis de suelo.* Al inicio del estudio, antes de la aplicación de los tratamientos, se
1227 colectaron muestras de suelo a una profundidad de 10 cm para realizar la
1228 caracterización del sitio. Se analizó textura con la técnica de Bouyoucos, pH, materia
1229 orgánica (MO), P, Ca, Mg, K, y capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) y densidad
1230 aparente (Da) (Jaramillo, 2002).

1231 En el área de la parcela donde estaba ubicada la cámara estática, cada día de
1232 medición se tomó una muestra de suelo, a 15 cm de distancia de la cámara y a 15 cm
1233 de profundidad, para analizar su contenido de NO_3^- con el método de sulfato de
1234 aluminio, NH_4^+ con el método de KCl (Argango et al., 2005) y humedad gravimétrica
1235 (Jaramillo, 2002). Asimismo, en los días de medición, muestras de suelo fueron
1236 tomadas para determinar la densidad aparente, real y el WFPS (por sus siglas en
1237 inglés, *Water-filled pore space*) (Globe, 2005). El WFPS se determinó a través de la

1238 expresión matemática: WFPS, %= 100 x (humedad gravimétrica (%) x densidad
1239 aparente (g/cm³)) / porosidad del suelo (%). El porcentaje de porosidad del suelo
1240 correspondió a: Porosidad, %= 1- [densidad aparente (g/cm³) /densidad real (g/cm³)]
1241 x 100 (Jaramillo, 2002).

1242 Análisis de GEI. Las concentraciones de CO₂, CH₄ y N₂O en las muestras de gas
1243 fueron determinadas en el laboratorio del CIAT (Centro Internacional de Agricultura
1244 Tropical). La cuantificación de CO₂, CH₄ y N₂O se realizó con un cromatógrafo de
1245 gases GC-2014 (Shimadzu, Tokio, Japón), equipado con un detector de ionización de
1246 llama (FID) y un detector de captura de electrones (ECD).

1247 Análisis de información

1248 Flujo de gases. El flujo de C-CO₂, C-CH₄, y N-N₂O fue calculado a través de la
1249 ecuación propuesta por De Klein et al. (2003):

1250 Flujo de gas (C-CO₂, C-CH₄, y N-N₂O (mg/m²/h)) = $\left(\frac{\Delta c}{\Delta t}\right) * \left(\frac{M}{V_m}\right) * \left(\frac{V}{A}\right)$, donde:

- 1251 • $\Delta c/\Delta t$: Cambio en la concentración de los gases ($\mu\text{L/L}$) a través del tiempo de
1252 muestreo (h), obtenido a través de regresión lineal.
- 1253 • M: Masa del N por cada mol de N₂O; masa del C por cada mol de CH₄ y CO₂,
1254 (g/mol).
- 1255 • V_m: Es el volumen molar del gas a la temperatura de muestreo (L/mol)
- 1256 • V: Volumen de la cámara (m³)
- 1257 • A: Área de la cámara (m²).

1258

1259 El flujo de CO₂ equivalente (CO₂eq) fue calculado sumando el producto entre la
1260 cantidad de cada uno de los gases de efecto invernadero y su respectivo potencial de
1261 calentamiento global respecto el CO₂, que para el N₂O y CH₄ fue de 298 y 25 veces,
1262 respectivamente (Dijkstra et al., 2013).

1263 La emisión acumulada de los gases (N-N₂O, C-CO₂, C-CH₄ y CO₂eq) durante los 39
1264 días de experimentación se calculó a través de la determinación del área bajo la curva,
1265 correspondiente a la sumatoria de Riemann (Siero et al., 2012). Para ello, las curvas

1266 de producción de gas a través del tiempo fueron divididas del intervalo [a, b] en
1267 subintervalos iguales de longitud $\Delta x=(b-a) /n$. El área de los n rectángulos
1268 correspondió a la expresión matemática:

1269
$$\sum_{k=1}^n [f(x^*)(\Delta x)]$$

1270 Donde, $f(x^*)$ es la altura del rectángulo en el intervalo y Δx corresponde a la longitud
1271 de la base de cada uno de los n rectángulos.

1272 *Factores de emisión.* Los factores de emisión (FE) para las heces y la orina fueron
1273 expresados como el N emitido en forma de N_2O como porcentaje del N aplicado, de
1274 acuerdo con la siguiente expresión matemática (Krol et al., 2016):

1275
$$FE (\%) = \frac{N_2O-N(\text{tratamiento})-N_2O-N(\text{ control})}{N \text{ aplicado}} * 100, \text{ donde:}$$

- 1276 • FE: factor de emisión, N presente en el óxido nitroso (N- N_2O -N) como
1277 porcentaje del N aplicado con las heces o la orina.
- 1278 • N- N_2O (tratamiento): Emisión acumulada de N- N_2O (mg N_2O -N /m²) derivada
1279 de la aplicación de heces u orina.
- 1280 • N- N_2O (control): Emisión acumulada de N- N_2O (mg N- N_2O /m²) en el
1281 tratamiento control (sin la aplicación de N).
- 1282 • N aplicado: N aplicado con las heces o la orina (mg/m²).

1283 El factor de emisión de C- CH_4 para las heces se expresó en kg de C- CH_4 /animal/año,
1284 como fue reportado por (Mazzetto et al., 2014). Para tal efecto, la producción fecal
1285 diaria de cada animal se estimó a partir de los valores reportados de consumo (20
1286 kg/animal/día) (Gómez-Osorio et al., 2020) y digestibilidad de la materia seca (69,1%;
1287 (Caro & Correa, 2006; Ramírez et al., 2015) de dietas basadas en pasto kikuyo y
1288 suplemento concentrado. El área de pastoreo requerida por cada animal se calculó
1289 con base en una capacidad de carga de 3,16 UGG (Morales & Ortiz, 2018) y un peso
1290 vivo de 606 kg (Correa et al., 2009). La producción fecal estimada se corrigió por el

1291 contenido de materia seca del presente trabajo (10,7%) y se extrapoló a 1 m²,
1292 asumiendo que el 5% del área ocupada por el animal queda cubierta con heces (Ward
1293 et al., 2018). Los flujos acumulados de C-CH₄ para H1 y H2, corregidos por el
1294 respectivo flujo acumulado del tratamiento control, fueron extrapolados al valor de
1295 producción fecal estimada por m², para hallar los kg de C-CH₄/animal/año.

1296

1297 *Análisis estadístico*

1298 El efecto de la cantidad de N aplicado sobre las emisiones de GEI en el suelo se
1299 determinó a través de un diseño de bloques completamente aleatorizado con un
1300 arreglo de medidas repetidas en el tiempo utilizando un modelo lineal mixto. El análisis
1301 de realizó con el paquete lme4 del software R-*project* (Bates et al., 2020).

$$1302 \quad y_{ijk} = \mu + \tau_i + \beta_j + \delta_{ik} + t_k + (\tau * t)_{ik} + \varepsilon_{ijk}$$

1303 Donde:

1304 y_{ijk} = observación ijk

1305 μ = media general

1306 τ_i = efecto del tratamiento i

1307 β_j = efecto del bloque j (topografía alta y baja)

1308 δ_{ik} = efecto aleatorio de la cámara con media 0 y varianza σ^2 .

1309 t_k = efecto del día de medición k

1310 $(\tau * t)_{ik}$ = efecto de la interacción entre tratamiento i y día k

1311 ε_{ijk} = error aleatorio con media 0 y varianza σ^2

1312 La comparación de medias se realizó a través de la prueba de Tukey, empleando un
1313 nivel de significancia del 5%.

1314 Para las variables WFPS, humedad, concentración de NO₃⁻ y de NH₄⁺ se realizó un
1315 análisis descriptivo.

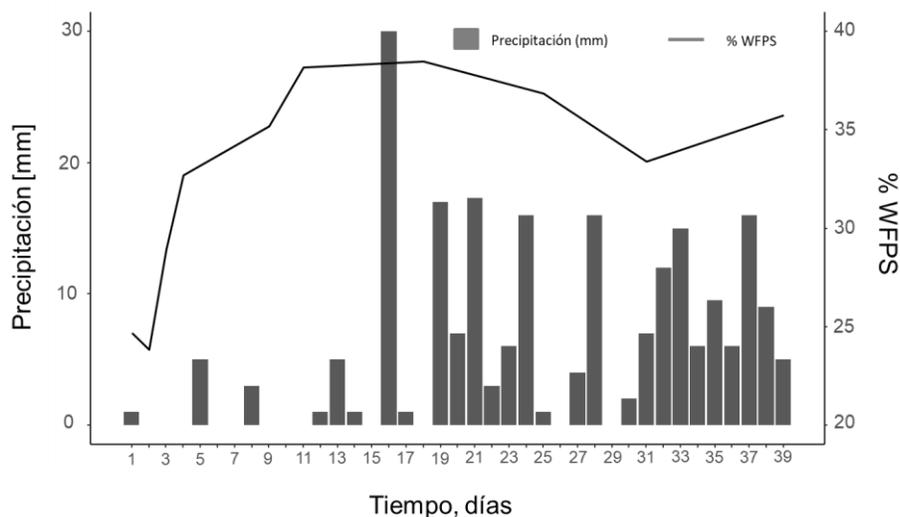
1316
|

1317 **Resultados**

1318 *Caracterización fisicoquímica del suelo y factores climáticos*

1319 En la Figura 1 se muestra la precipitación y el WFPS durante el período experimental.
1320 Se observa que en los primeros 15 días se registraron menores niveles de
1321 precipitación (<5 mm); posteriormente, se incrementó la frecuencia de días lluviosos.
1322 El WFPS registró un comportamiento creciente al inicio del trabajo y luego un ligero
1323 descenso. La primera semana de medición registró una media de 27,5%, entre la
1324 segunda y cuarta semana de 37,4% y las últimas dos semanas de 34,6%.

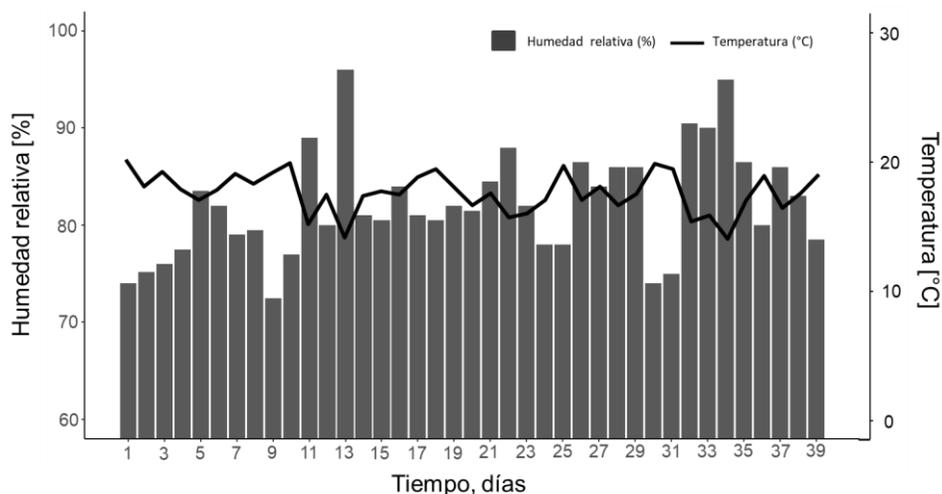
1325



1326

1327 **Figura 1.** Precipitación y espacio poroso lleno de agua (WFPS, por sus siglas en inglés, *Water-filled pore space*)
1328 durante el periodo experimental. Las barras representan las precipitaciones y la línea continua el promedio de
1329 WFPS de los cinco tratamientos.

1330 En la Figura 2 se observa que la temperatura ambiental fluctuó entre los 14,1 y 20°C
1331 (17,56 ± 1,48). La humedad relativa osciló entre 72,6 y 96% (82,13 ± 5,52).



1332

1333 **Figura 2.** Humedad relativa y temperatura ambiental durante el periodo experimental. Las barras representan la
 1334 humedad relativa y la línea continua la temperatura ambiental.

1335 En la Tabla 1 se muestran los resultados del análisis fisicoquímico del suelo. Se
 1336 observa que se trata de un suelo arenoso, con pH inferior a 6,0 y materia orgánica
 1337 media para las dos topografías del 22,2%.

1338 **Tabla 1.** Resultados de análisis fisicoquímicos del suelo de acuerdo con factor de
 1339 bloqueo del terreno.

	Textura %			pH	MO %	Ca (meq/100g)	Mg (meq/100g)	K (meq/100g)	CIC	P (mg/kg)	Da (g/cm ³)
	A	L	Ar								
Bloque 1	98	0	2	5.6	22,5	21,7	3,99	0,36	26,1	108	0,4
Bloque 2	98	0	2	5.9	21,8	24,5	3,48	0,26	28,2	94	0,41

1340 ¹ bloque 1: topografía alta; bloque 2: topografía baja.

1341 ² A: arena, L: limo, Ar: arcilla, MO: materia orgánica, Ca: calcio, Mg: magnesio, K: potasio, CIC: capacidad de
 1342 intercambio catiónico, P: fósforo, Da: Densidad aparente.

1343

1344 En la Figuras 3 se representan de forma gráfica los valores humedad, concentración
 1345 de amonio y nitrato en el suelo para los diferentes tratamientos, respectivamente.

1346 La humedad del suelo disminuyó con el avance del experimento para todos los
 1347 tratamientos, excepto para O2. La tasa de descenso fue de -0,19, -0,35, -0,22 y -0,12
 1348 por medición para los tratamientos de control, H1, H2 y O1, respectivamente. La

1349 concentración de N-NH_4^+ (mg/kg) fue superior al inicio del trabajo, presentando valores
1350 máximos hasta día 4 de medición para los tratamientos control (129.5 mg/kg), con
1351 aplicación de heces (121 mg/kg, promedio H1 y H2) y de orina (127 mg/kg, promedio
1352 O1 y O2). El caso contrario pasó con la concentración de N-NO_3^- (mg/kg), donde sus
1353 niveles fueron bajos al inicio del estudio e incrementaron a partir del día 4 de medición
1354 para todos los tratamientos.

1355

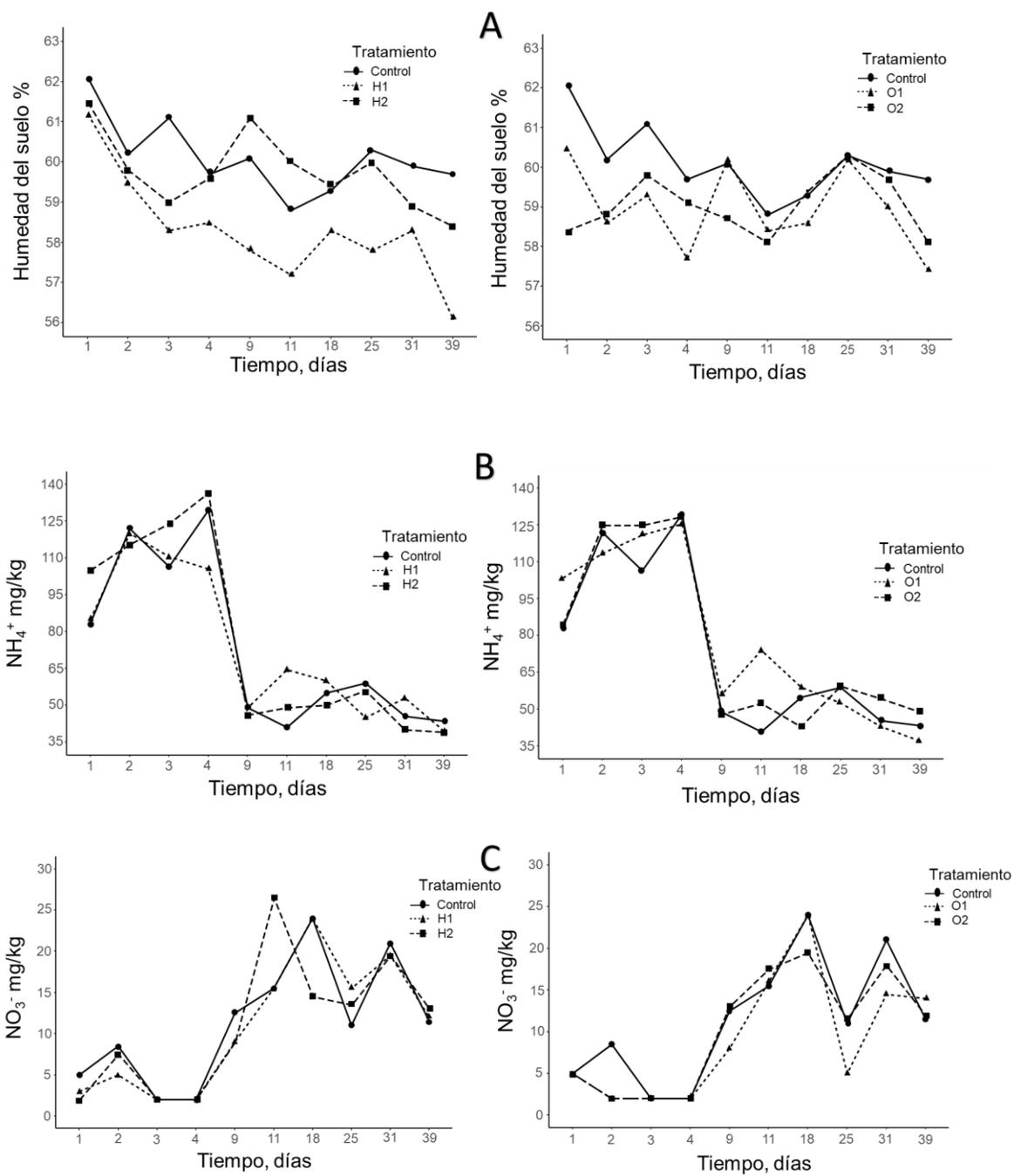


Figura 3. Dinámica del porcentaje de humedad (A), concentración de amonio (B) y nitratos (C) en el suelo para cada tratamiento y el tiempo de medición.
 Tratamientos experimentales: Control, sin aplicación de heces y orina (0); O1, aplicación de 1 L de orina (104,9); O2, aplicación de 2 L de orina (209,8); H1, aplicación de 1 kg de heces (56,11); H2, aplicación de 2 kg de heces (112,23) (cantidades entre paréntesis corresponden a g N/m²)

1357

1358 *Flujo de gases de efecto invernadero*

1359 En las Tablas 2 y 3 se presentan los flujos de N-N₂O, C-CH₄, C-CO₂ y CO₂eq para los
1360 tratamientos control y con aplicación de heces y orina. La representación gráfica se
1361 observa en las figuras 4 y 5.

1362 Con respecto al flujo de N-N₂O, los dos tipos de excretas presentaron diferencias en
1363 la dinámica a través del tiempo, siendo marcadamente superior para la orina (Figura
1364 4-A; Tabla 2). Cuantitativamente, los flujos son mayores al final del experimento, a
1365 partir del día 11. De otra parte, el flujo de C-CH₄ fue superior con la aplicación de
1366 heces (Figura 4-B; Tabla 3), principalmente al inicio del experimento, registrando una
1367 marcada reducción a partir del día 11. Finalmente, el flujo de C-CO₂ fue el más estable
1368 a través del tiempo para las heces, en tanto que, en los tratamientos con aplicación
1369 de orina, fue mayor durante la primera semana de medición (Figura 4-C).

1370 *Flujos de N-N₂O*

1371 En los tratamientos con aplicación de orina se presentaron diferencias entre
1372 tratamientos y entre días de medición ($P < 0,05$), pero la interacción tratamiento*tiempo
1373 no fue significativa ($P > 0,05$; Tabla 2). Los tratamientos con O1 y O2 no presentaron
1374 diferencias ($P > 0,05$) durante todo el periodo experimental, no obstante, si difirieron del
1375 tratamiento control ($P < 0,05$). Los días 1 y 18, la diferencia sólo fue entre los
1376 tratamientos control y O2; los días 25 y 31, la diferencia también se registró con el
1377 tratamiento O1. El flujo acumulado de N-N₂O fue 17,6% superior para O2 respecto
1378 O1, 2.694,6 vs. 2.291,2 mg/m², respectivamente (Tabla 4).

1379 En los tratamientos con aplicación de heces no se presentaron diferencias entre
1380 tratamientos en todo el periodo de medición ($P > 0,05$), pero sí entre días de medición
1381 ($P < 0,05$). La interacción tratamiento*tiempo fue significativa ($P < 0,05$; Tabla 3), lo que
1382 puede visualizarse gráficamente en la Figura 4-A. A partir del día 9, el tratamiento
1383 control redujo la emisión, en tanto el tratamiento H2 la incrementó y el tratamiento H1

1384 se mostró más estable. Las diferencias entre tratamientos se observaron los días 18,
1385 25 y 31 ($P>0,05$), con H2 presentando mayores emisiones que el control (los tres días
1386 de medición) y que H1 (los días 18 y 25). El tratamiento control y H1 solo difirieron el
1387 día 25. El tratamiento H2 duplicó el flujo acumulado de N-N₂O respecto H1, 486,9 y
1388 242,6 mg N-N₂O/m², respectivamente (Tabla 4).

1389 *Flujos de C-CH₄*

1390 En los tratamientos con aplicación de orina no se presentaron diferencias entre
1391 tratamientos ($P>0,05$), pero sí entre días de medición ($P<0,05$). La interacción
1392 tratamiento*tiempo fue significativa ($P<0,05$; Tabla 2), lo que puede visualizarse
1393 gráficamente en la Figura 4-B. La única diferencia entre tratamientos ($P<0,05$) se
1394 presentó el primer día de medición, con el tratamiento control registrando menor flujo
1395 de C-CH₄. La emisión acumulada fue inferior cuando se aplicó el tratamiento O1 vs.
1396 O2, 16.7 vs. 25.3 mg/m², respectivamente (Tabla 4).

1397 En los tratamientos con aplicación de heces se presentaron diferencias entre
1398 tratamientos y entre días de medición ($P<0,05$). Igualmente, la interacción
1399 tratamiento*tiempo fue significativa ($P<0,05$; Tabla 3). Las diferencias entre
1400 tratamientos se registraron los primeros 11 días del estudio, siendo H2 > H1 > control,
1401 excepto para el día 11, donde la diferencia sólo se registró entre H2 kg y el tratamiento
1402 control. Las diferencias estadísticas registradas resultaron en la mayor emisión
1403 acumulada de C-CH₄ con el tratamiento H2 (4062.4 mg/m²) respecto H1 (1897.3
1404 mg/m²; Tabla 4).

1405 *Flujos de C-CO₂*

1406 En los tratamientos con aplicación de orina se presentaron diferencias entre
1407 tratamientos y entre días de medición en el flujo de C-CO₂ ($P<0,05$). La interacción
1408 tratamiento*tiempo fue significativa ($P<0,05$; Tabla 2), donde los tratamientos con
1409 orina exhibieron una dinámica diferente al tratamiento control a través del tiempo
1410 (Figura 4-C). La superioridad en la emisión de los tratamientos con aplicación de orina
1411 respecto el control ($P<0,05$) se presentó los primeros tres días de medición (Tabla 2).

1412 El día 4 y el día 39, el tratamiento control registró menor emisión que los tratamientos
1413 O2 y O1, respectivamente ($P < 0,05$). En la Tabla 4 se observa una ligera superioridad
1414 en la emisión acumulada para el tratamiento O1 vs. O2, 542.168,4 vs. 531.606,
1415 respectivamente.

1416 En los tratamientos con aplicación de heces se presentaron diferencias entre
1417 tratamientos y entre días de medición en el flujo de C-CO₂ ($P < 0,05$). La interacción
1418 tratamiento*tiempo fue significativa ($P < 0,05$; Tabla 3), como se aprecia en la Figura 4-
1419 C. Diferencias en la emisión se registraron entre los días de medición 2 y 11, con H2
1420 > H1 > control ($P < 0,05$); antes y después de esos días, la emisión de los tratamientos
1421 con heces fue estadísticamente equivalente ($P > 0,05$), pero superior a la del
1422 tratamiento control ($P < 0,05$). La emisión acumulada durante los 39 días fue 15,8%
1423 superior para H2 respecto H1, 763.399,2 vs. 659.258,4 mg/m², respectivamente
1424 (Tabla 4).

1425 *Flujos de CO₂ eq*

1426 En los tratamientos con aplicación de orina se presentaron diferencias entre
1427 tratamientos y entre días de medición ($P < 0,05$). La interacción tratamiento*tiempo fue
1428 significativa ($P < 0,05$; Tabla 2 y Figura 5). La superioridad en la emisión de los
1429 tratamientos de orina con respecto al tratamiento control ($P < 0,05$) se presentó los días
1430 1, 2, 3, 25 y 31 de medición (Tabla 2). El tratamiento control sólo presentó diferencia
1431 estadística con el tratamiento O1 el día 39, y con el tratamiento O2 los días 4 y 18,
1432 siendo inferior en todos los casos. La emisión acumulada durante los 39 días fue 5,9%
1433 superior para O2 respecto O1, 3.165,4 vs. 2.987,8 g/m² (Tabla 4).

1434 En los tratamientos con aplicación de heces se presentaron diferencias entre
1435 tratamientos y entre días de medición ($P < 0,05$). La interacción tratamiento*tiempo fue
1436 significativa ($P < 0,05$; Tabla 3 y Figura 5). Diferencias entre todos los tratamientos se
1437 registraron entre los días 1 al 11 y el día 25 de medición, con H2 > H1 > control
1438 ($P < 0,05$). Los restantes días (18, 31 y 39), los tratamientos con heces no presentaron
1439 diferencias entre sí ($P > 0,05$), pero el flujo fue superior al del tratamiento control

1440 (P<0,05). La emisión acumulada durante los 39 días fue mayor para H2 (3.262,5 g/m²)
1441 que para H1 (2.427,4 g/m²) (Tabla 4).

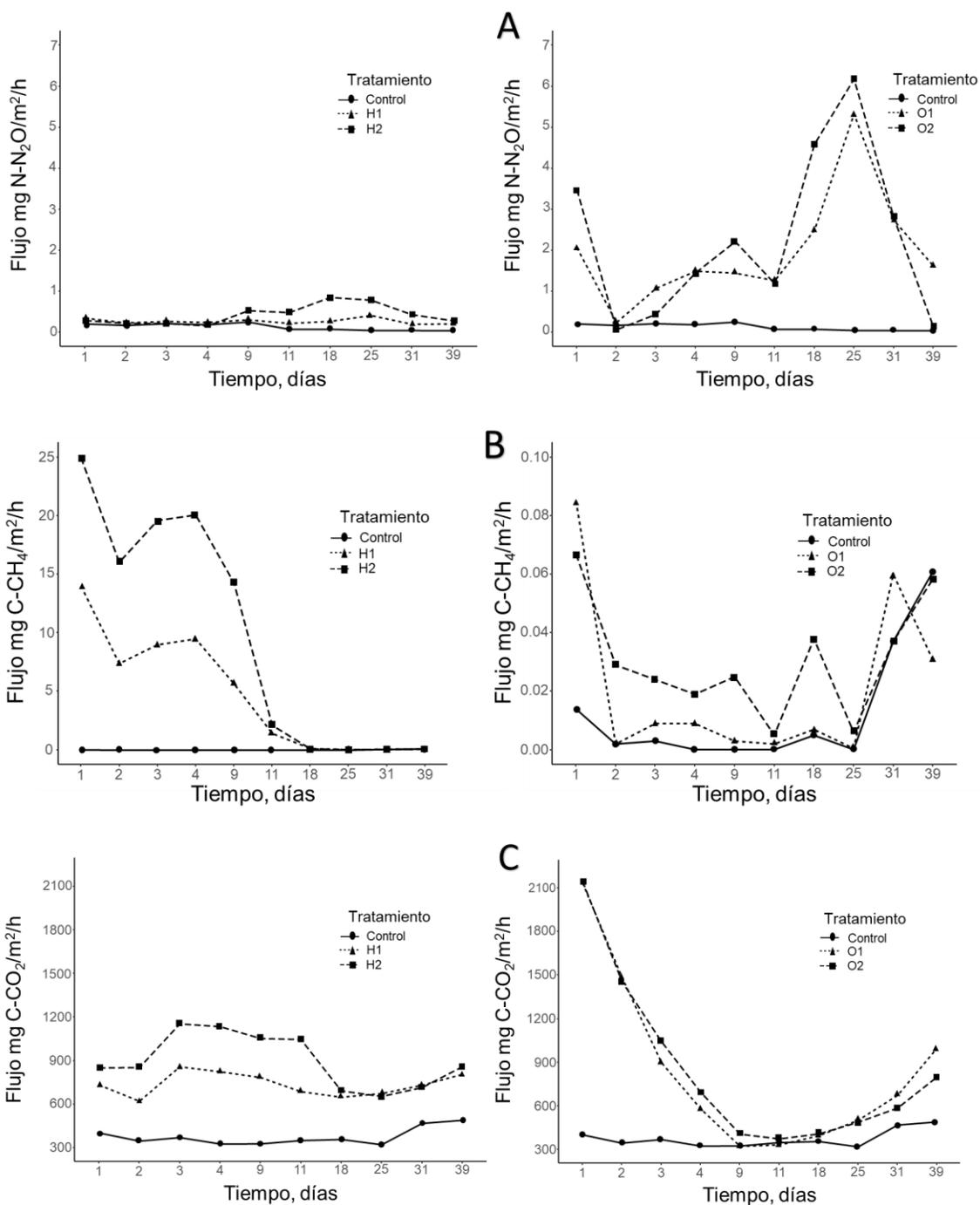


Figura 4. Tasas de flujos medios de N-N₂O (mg/m²/h) (A), C-CH₄ (mg/m²/h) (B) y C-CO₂ (mg/m²/h) (C) en función del tratamiento aplicado (H1, H2, O1 y O2) y el tiempo de medición. Tratamientos experimentales: Control, sin aplicación de heces y orina (0); O1, aplicación de 1 L de orina (104,9); O2, aplicación de 2 L de orina (209,8); H1, aplicación de 1 kg de heces (56,11); H2, aplicación de 2 kg de heces (112,23) (cantidades entre paréntesis corresponden a g N/m²)

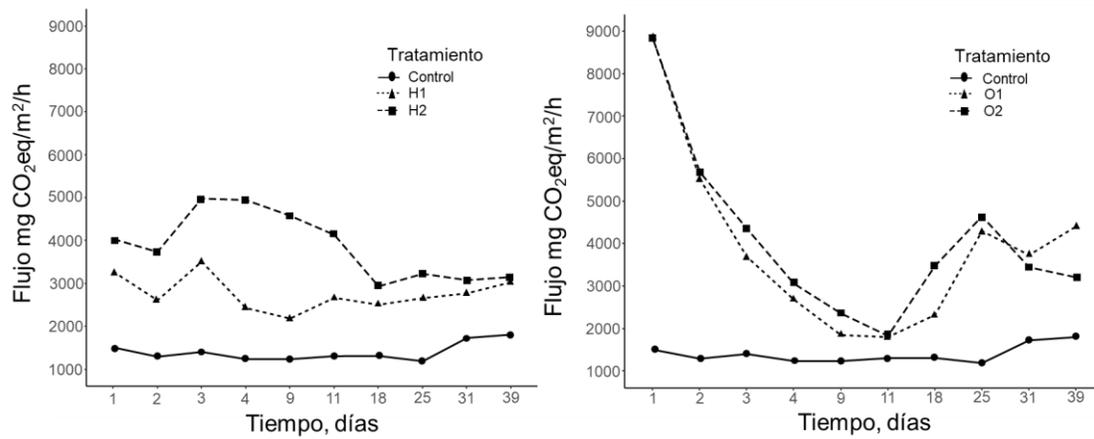


Figura 5. Tasas de flujos medios de CO₂ eq (mg/m²/h) como en función del tratamiento aplicado (H1, H2, O1 y O2) y el tiempo de medición.

Tratamientos experimentales: Control, sin aplicación de heces y orina (0); O1, aplicación de 1 L de orina (104,9); O2, aplicación de 2 L de orina (209,8); H1, aplicación de 1 kg de heces (56,11); H2, aplicación de 2 kg de heces (112,23) (cantidades entre paréntesis corresponden a g N/m²)

Tabla 2. Emisión de N-N₂O, C-CH₄, C-CO₂ y CO₂eq (mg/m²/h) para los tratamientos control y con aplicación de orina.

Tratamiento	Días de medición										p value			SEM
	1	2	3	4	9	11	18	25	31	39	Trat	Día	Trat x Día	
N-N₂O mg/m²/h														
Control	0,205 b	0,169 a	0,210 a	0,184 a	0,248 a	0,077 a	0,078 b	0,049 b	0,046 b	0,042 a				0,021
O1	2,070 ab	0,242 a	1,077 a	1,497 a	1,449 a	1,267 a	2,495 ab	5,330 a	2,750 a	1,628 a	0,0141	0,0006	0,2724	0,317
O2	3,484 a	0,066 a	0,441 a	1,453 a	2,215 a	1,186 a	4,590 a	6,181 a	2,810 a	0,147 a				0,527
C-CH₄ mg/m²/h														
Control	0,014 b	0,002 a	0,003 a	0,0001 a	0,0001 a	0,0001 a	0,005 a	0,0001 a	0,037 a	0,061 a				0,004
O1	0,085 a	0,002 a	0,009 a	0,009 a	0,003 a	0,002 a	0,007 a	0,001 a	0,005 a	0,031 a	0,3002	<0,001	0,0112	0,004
O2	0,067 a	0,029 a	0,024 a	0,019 a	0,025 a	0,005 a	0,038 a	0,006 a	0,013 a	0,059 a				0,007
C-CO₂ mg/m²/h														
Control	402 b	345 b	370 b	326 b	326 a	349 a	357 a	320 a	468 a	489 b				14,587
O1	2.137 a	1.487 a	900 a	581 ab	324 a	333 a	396 a	503 a	675 a	999 a	0,0003	<0,001	<0,001	86,362
O2	2.149 a	1.459 a	1.046 a	696 a	408 a	375 a	410 a	490 a	588 a	801 ab				98,026
CO₂ eq mg/m²/h														
Control	1.517 b	1.301 b	1.412 b	1.244 b	1.243 a	1.314 a	1.318 b	1.196 b	1.737 b	1.815 b				56,41
O1	8.861 a	5.534 a	3.700 a	2.690 ab	1.855 a	1.807 a	2.330 ab	4.306 a	3.741 a	4.414 a	0,0001	<0,0001	0,0053	323.56
O2	8.837 a	5.692 a	4.363 a	3.068 a	2.368 a	1.839 a	3.484 a	4.651 a	3.453 a	3.215 ab				382.93

Las medias con letra diferente en la misma columna presentan diferencia estadística significativa (P<0,05).

Tratamientos experimentales: Control, sin aplicación de heces y orina (0); O1, aplicación de 1 L de orina (104,9); O2, aplicación de 2 L de orina (209,8) (cantidades entre paréntesis corresponden a g N/m²)

Trat: Tratamiento

Tabla 3. Emisión de N-N₂O, C-CH₄ y C-CO₂ y CO₂eq (mg/m²/h) para los tratamientos control y con aplicación de heces.

Tratamiento	Días de medición										p value			SEM
	1	2	3	4	9	11	18	25	31	39	Trat	Día	Trat x Día	
N-N₂O mg/m²/h														
Control	0,205 a	0,169 a	0,210 a	0,184 a	0,248 a	0,077 a	0,078 b	0,049 c	0,047 b	0,042 a				0,021
H1	0,342 a	0,231 a	0,263 a	0,241 a	0,301 a	0,217 a	0,266 b	0,404 b	0,198 ab	0,204 a	0,1054	0,0001	0,0138	0,024
H2	0,291 a	0,221 a	0,216 a	0,159 a	0,528 a	0,482 a	0,850 a	0,785 a	0,431 a	0,285 a				0,056
C-CH₄ mg/m²/h														
Control	0,014 c	0,002 c	0,003 c	0,0001 c	0,0001 c	0,0001 b	0,005 a	0,0001 a	0,037 a	0,061 a				0,004
H1	14,01 b	7,371 b	8,979 b	9,481 b	5,649 b	1,397 ab	0,096 a	0,012 a	0,032 a	0,057 a	<0,001	<0,001	<0,001	0,800
H2	24,99 a	16,03 a	19,61 a	20,08 a	14,28 a	2,102 a	0,088 a	0,030 a	0,052 a	0,074 a				1,713
C-CO₂ mg/m²/h														
Control	402 b	345 c	370 c	326 c	326 c	349 c	357 b	320 b	468 b	489 b				14,587
H1	734 a	622 b	859 b	825 b	786 b	688 b	650 a	675 a	733 a	808 a	<0,001	<0,001	<0,001	16,259
H2	852 a	854 a	1155 a	1136 a	1055 a	1047 a	693 a	655 a	716 a	860 a				35,334
CO₂ eq mg/m²/h														
Control	1.517 c	1.301 c	1.412 c	1.244 c	1.243 c	1.314 c	1.318 b	1.196 c	1.737 b	1.815 b				56,406
H1	3.284 b	2.612 b	3.516 b	2.431 b	2.185 b	2.670 b	2.507 a	2.662 b	2.775 a	3.035 a	<0,001	<0,001	<0,001	70,839
H2	4.041 a	3.739 a	4.987 a	4.952 a	4.585 a	4.138 a	2.933 a	3.227 a	3.079 a	3.152 a				154,845

Las medias con letra diferente en la misma columna presentan diferencia estadística significativa (P<0,05).

Tratamientos experimentales: Control, sin aplicación de heces y orina (0); H1, aplicación de 1 kg de heces (56,11); H2, aplicación de 2 kg de heces (112,23) (cantidades entre paréntesis corresponden a g N/m²)

Trat: Tratamiento

1 En general, se observó mayor flujo acumulado de N-N₂O en los tratamientos con orina,
 2 mayor flujo acumulado de C-CH₄ y C-CO₂ para los tratamientos con heces, en tanto que
 3 el flujo de CO₂-eq registró el siguiente orden decreciente: H2>O2>O1>H1 (Tabla 4).

4 *Factores de emisión de gases de efecto invernadero*

5 Los factores de emisión del N-N₂O y del C-CH₄ se presentan en la Tabla 4. El factor de
 6 emisión de N-N₂O fue superior para la orina, en tanto que el factor de emisión para C-
 7 CH₄ fue superior para las heces. Cuando se comparan los dos niveles de aplicación de
 8 orina, el factor de emisión de N-N₂O fue mayor para el tratamiento de O1 vs. O2, 2,10 vs.
 9 1,24% del N aplicado.

10 En relación con los dos niveles de aplicación de heces, el factor de emisión de N-N₂O
 11 aumentó con la cantidad de excreta depositada en el suelo, 0.28 y 0.36% del N aplicado
 12 para H1 y H2, respectivamente. El mismo comportamiento se presentó para el factor de
 13 emisión de C-CH₄, cuyos valores para los respectivos tratamientos fueron 0,19 y 0,40
 14 kg/animal/año correspondientemente.

15 **Tabla 4.** Flujos acumulados de N-N₂O, C-CH₄, C-CO₂ y CO₂ eq (mg/m²) y factores de
 16 emisión de N-N₂O y C-CH₄ (% del N aplicado) para los tratamientos control y con
 17 aplicación de orina y heces.

Gas	Flujo acumulado				
	Control ¹	O1	O2	H1	H2
N-N ₂ O (mg/m ²)	86,60	2291,2	2694,6	242,6	486,9
C-CH ₄ (mg/m ²)	13,26	16,7	25,3	1897,3	4062,4
C-CO ₂ (mg/m ²)	346.016,4	542.168,4	531.606,0	659.258,4	763.399,2
CO ₂ -eq (g/m ²)	1.293,3	2.987,8	3.165,4	2.427,4	3.262,5
	Factor de emisión				
	O1	O2	H1	H2	
N-N ₂ O (% N aplicado)	2,102	1,243	0,278	0,357	
C-CH ₄ (kg/animal/año)			0,19	0,40	

18 ¹Tratamientos experimentales: Control, sin aplicación de heces y orina (0); O1, aplicación de 1 L de orina (104,9); O2,
 19 aplicación de 2 L de orina (209,8); H1, aplicación de 1 kg de heces (56,11); H2, aplicación de 2 kg de heces (112,23)
 20 (cantidades entre paréntesis corresponden a g N/m²)

21 **Discusión**

22 *Caracterización fisicoquímica del suelo y factores climáticos*

23 De acuerdo con (Wattiaux et al., 2019), las prácticas de gestión del suelo pueden influir
24 en su contenido de materia orgánica, determinando a su vez la capacidad de retención
25 de agua, el pH, la disponibilidad de nutrientes y la fertilidad general, elementos que son
26 los impulsores de las emisiones de GEI de los suelos agrícolas.

27 Los parámetros químicos del suelo en la zona de estudio (Tabla 1) se encuentran dentro
28 de los valores reportados por Medina (2019) en fincas lecheras del municipio de San
29 Pedro de los Milagros (Antioquia-Colombia). Los valores mínimo y máximo de pH y MO
30 obtenidos en su estudio fueron 4,35-6.22 y 5,65-29.8%, respectivamente, permitiendo
31 concluir que se trata de suelos con valores de pH de fuerte a moderadamente ácidos y
32 contenidos de materia orgánica de medios a altos. De acuerdo con (Hénault et al., 2019),
33 el último paso del proceso de desnitrificación, correspondiente a la reducción de N_2O a
34 N_2 , es la única vía para la eliminación o mitigación de las emisiones de N_2O y, la
35 capacidad del suelo para reducir el N_2O está determinado por sus propiedades
36 biogeoquímicas, es decir, el pH y el contenido de carbono orgánico. Al respecto,
37 (Wattiaux et al., 2019) indicaron que mayores valores de materia orgánica reducen la tasa
38 de emisión de N_2O y la relación $N_2O:N_2$, mientras que menores valores de pH generan el
39 efecto contrario. Suelos con $pH < 6.4$ tienen una muy baja capacidad para reducir N_2O ,
40 mientras que suelos con $pH > 6.8$ son capaces de reducir N_2O eficientemente (Hénault et
41 al., 2019). Para los procesos de metanogénesis, los valores de pH se ejecutan en un
42 rango óptimo (pH de 4-7) para este proceso (Dalal & Allen, 2008). Estos elementos y los
43 resultados del análisis químico del suelo en la zona de estudio indican que el pH fue un
44 factor determinante en las emisiones de N_2O y CH_4 . Wu et al. (2018) también reportaron
45 que el pH del suelo es uno de los factores más importantes en la producción de N_2O .

46 La textura, como una propiedad física del suelo, también determina las emisiones de GEI
47 (Saggar et al., 2004) por su efecto sobre el contenido de humedad. La humedad
48 condiciona la actividad microbiana y el contenido de oxígeno, por tanto, las emisiones de
49 N_2O . La conversión de amonio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-) y luego a nitrato (NO_3^-) en presencia

50 de oxígeno (nitrificación), así como el proceso microbiano inverso, consistente en la
51 conversión de NO_3^- a NO_2^- y dinitrógeno (N_2) bajo estrictas condiciones anaeróbicas
52 (denitrificación) son las principales fuentes de N_2O en entornos gestionados y naturales
53 (Parton et al., 1996; Wrage et al., 2001; De Klein & Eckard, 2008; Hénault et al., 2019) .
54 Teniendo presente que el contenido de agua en el suelo está inversamente relacionado
55 con el contenido de oxígeno, la emisión de N_2O depende del WFPS. Wattiaux et al. (2019)
56 indicaron que la emisión de N_2O es casi nula en suelos secos (WFPS menor al 30%); que
57 la liberación aumenta a medida que la humedad desplaza al oxígeno (hasta que el WFPS
58 alcanza aproximadamente el 60%) y, que cuando el nivel de saturación de agua es casi
59 completo, las condiciones anaeróbicas prevalecen y las emisiones de N_2O se reducen,
60 con aumento de las emisiones de N_2 como resultado de la desnitrificación.

61 Un suelo arenoso, como el que caracteriza el presente estudio (Tabla 1), presenta menor
62 capacidad de retención de agua por el mayor tamaño de sus partículas (Nett et al., 2015).
63 El contenido medio de humedad para todos los tratamientos durante el estudio fue $59,09$
64 $\pm 0,97\%$, con un ligero descenso durante el transcurso del experimento (Figura 3). El
65 WFPS, de otra parte, incrementó con el avance del experimento, presentando un valor
66 medio de $27,5\%$ durante los primeros cuatro días de medición y de $35,1\%$ entre los días
67 9 y 39 (Figura 1). El comportamiento creciente en el WFPS no se debió entonces a un
68 aumento en el contenido de humedad del suelo sino a una reducción en el espacio de la
69 porosidad, que registró valores medios de $79,8\%$ los primeros cuatro días de medición y
70 de $75,8\%$ entre los días 9 y 39. La causa de esta reducción pudo ser la obstrucción de
71 los poros con partículas desprendidas de los agregados de suelo bajo el impacto de las
72 gotas de lluvia, teniendo presente el comportamiento creciente de las precipitaciones a
73 partir de la segunda semana del trabajo experimental. En el presente trabajo, el
74 comportamiento creciente en el WFPS, que alcanza su mayor nivel entre los días 11 y
75 18, explica la mayor emisión de $\text{N-N}_2\text{O}$ a partir del día 11, especialmente en los
76 tratamientos con aplicación de orina. Considerando la capacidad de conservación de
77 agua que tienen las zonas bajas de un terreno respecto las zonas más altas, es de
78 esperar un aumento de las emisiones de GEI en las primeras, no obstante, en el presente
79 estudio el efecto del bloque (topografía) no fue significativo.

80 El WFPS no reflejó fielmente el patrón de lluvias, descendiendo entre los días 18 y 31, lo
81 que quizás obedezca a cambios en el contenido de agua del suelo causados por la
82 evapotranspiración o el drenaje entre los eventos de lluvia y los muestreos de suelo.

83 Además de los factores ambientales, la emisión de N_2O también está influenciada por la
84 cantidad de excretas, su concentración de N y las formas en que este elemento está
85 presente (Flessa et al., 1996; Van Groenigen et al., 2005b; Uchida et al., 2011; Mazzetto
86 et al., 2014). Cada tipo de excreta (orina y heces) presenta diferentes formas de N. Más
87 del 70% del N urinario está presente en forma de urea (Haynes & Williams, 1993), por lo
88 tanto, es fácilmente hidrolizado por la enzima ureasa y convertido en NH_4^+ y N_2O (Sordi
89 et al., 2014). En las heces, la mayoría del N está presente en formas de NH_2 orgánicas,
90 que provienen del alimento indigestible, productos metabólicos de la digestión y células
91 bacterianas (Haynes & Williams, 1993), por lo tanto, está menos disponible para la
92 hidrólisis (Sordi et al., 2014). A pesar de las diferencias en las dosis de N que
93 caracterizaron cada tratamiento (56,11; 112,23; 104,9 y 209,8 g N/m^2 para H1, H2, O1 y
94 O2), no se observaron diferencias marcadas en la concentración de NH_4^+ durante los
95 primeros 4 días del estudio. En el caso de las heces, el promedio de H2 para este período
96 fue ligeramente superior a H1 (120,25 vs. 105,25 mg/kg, respectivamente), pero en el
97 caso de la orina, O1 y O2 fueron muy similares entre sí (115,87 y 115,75 mg/kg,
98 correspondientemente). Igualmente, H2 presentó una ligera superioridad en la
99 concentración de NH_4^+ respecto O2, cuando éste último tratamiento fue el de mayor
100 dosificación de N (Figura 3). Sordi et al. (2014) reportaron que la mayor concentración de
101 NH_4^+ se presentó un día después de la aplicación de orina y 10-14 días después de la
102 aplicación de las heces. En nuestro trabajo, las concentraciones alcanzaron su punto
103 máximo al día 4 para H2, O1 y O2 y, al día 2 para H1. Además, los autores también
104 encontraron diferencias en los valores máximos para cada tipo de excreta, entre 200-250
105 mg/kg para la orina y entre 100-200 mg/kg para las heces. En nuestro trabajo, la
106 concentración máxima en los tratamientos con orina promedió 127 mg/kg (promedio para
107 O1 y O2) y fue muy similar al promedio de H1 y H2, correspondiente a 128,3 mg/kg. Esos
108 resultados permiten concluir que la mayor susceptibilidad a la hidrólisis del N urinario
109 respecto el N fecal no se observó en este trabajo, lo que posiblemente obedezca a la

110 composición química de las heces excretadas, que a su vez es un reflejo de las
111 características de la dieta. En general, el pasto kikuyo (*Cenchrus clandestinus*,
112 Hochst. ex Chiov que consume el ganado lechero se caracteriza por presentar alta
113 concentración de proteína cruda (20.5%) y proteína degradable (mayor del 80%), pero
114 bajo contenido de carbohidratos no estructurales (13.4%), lo que podría ser parcialmente
115 responsable de la baja eficiencia en el uso del N y la excreción de formas nitrogenadas
116 más fácilmente hidrolizables al ambiente (Castañeda et al., 2008; Correa et al., 2008;
117 Correa et al., 2012).

118 En el momento en que las concentraciones de NH_4^+ descendieron, se da un aumento en
119 las concentraciones de NO_3^- , efecto relacionado con el siguiente proceso de nitrificación
120 (Machefert et al., 2002). Los tratamientos con mayor dosificación de N (H2 y O2)
121 presentaron una concentración de NO_3^- muy similar a los tratamientos con menor
122 dosificación (H1 y O1). Entre los días 9 y 39 de medición, los tratamientos H2 y O2
123 presentaron valores medios de NO_3^- de 10,95 y 10,25 mg/kg, respectivamente; mientras
124 que H1 y O1 de 10,75 y 9,25 mg/kg, correspondientemente. Posiblemente, los
125 tratamientos con mayores dosis de N resultaron en superior volatilización de NH_4^+ a la
126 atmósfera, transporte hacia aguas superficiales en el agua de escorrentía o, filtración
127 (lixiviación) hacia aguas subterráneas en forma de NO_3^- , igualando la concentración de
128 este compuesto en el suelo con los tratamientos de menor aplicación de N (Rotz, 2004).
129 Estas pérdidas, sumadas a la fijación microbiana de nitrógeno, también pueden explicar
130 la menor concentración de NO_3^- respecto al NH_4^+ . Varios trabajos han reportado
131 contenidos de NO_3^- menores a los de NH_4^+ (Yamulki et al., 1998; Hoeft et al., 2012; Sordi
132 et al., 2014).

133 La ausencia de diferencia entre los tratamientos con orina y heces en variables como la
134 concentración de NH_4^+ , NO_3^- y los días transcurridos entre la aplicación al suelo y la
135 mayor concentración de estos compuestos, también puede obedecer a la menor
136 consistencia fecal. En los sistemas especializados en producción de leche, el pasto
137 kikuyo es la gramínea predominante y se caracteriza por presentar bajos contenidos de
138 materia seca (17.3%) (Vargas et al., 2018). Adicionalmente, los animales son
139 suplementados con alimentos concentrados, de elevada concentración de proteína y

140 carbohidratos no fibrosos, cuya degradación y fermentación conduce al aumento de la
141 osmolaridad ruminal, al ingreso de agua al rumen y con ello a la excreción de heces con
142 mayor contenido de humedad (Ishler & Varga, 2001). La menor consistencia fecal no
143 favorece la retención de N dentro del material excretado, con lo cual más N puede
144 ingresar al suelo después de su aplicación. En la práctica, todo el N de la orina ingresa
145 al suelo después de la aplicación de este material al suelo.

146 *Flujo de gases de efecto invernadero*

147 En ninguno de los días de medición se registró diferencia estadística en el flujo de gases
148 de efecto invernadero (N-N₂O, C-CH₄ y C-CO₂) y en el flujo de CO₂eq entre los
149 tratamientos con aplicación de orina (Tabla 2). No obstante, el tratamiento con mayor
150 aplicación de N (O₂) si registró mayor flujo acumulado de N-N₂O, C-CH₄ y CO₂eq
151 respecto O₁ (superioridad del 17,6; 51,5 y 5,9%, respectivamente) (Tabla 4). La menor
152 diferencia porcentual en el flujo de CO₂eq obedeció al menor potencial de calentamiento
153 del CH₄ y a que el flujo de C-CO₂ fue ligeramente superior para O₁ (superioridad del 2%).
154 Si bien no se registraron diferencias estadísticas entre los tratamientos O₁ y O₂ para el
155 flujo de N-N₂O, si se observa un comportamiento creciente desde el día 11, con valores
156 máximos al día 25. En varios trabajos (Yamulki et al., 2000; Lessa et al., 2014; Sordi et
157 al., 2014; Pelster et al., 2016) se ha reportado la ocurrencia de picos de N₂O después de
158 las lluvias y ello puede explicar la dinámica registrada, teniendo presente el aumento en
159 la precipitación desde el día 15. Con las lluvias se aumenta la cantidad de material de
160 fácil descomposición, se renueva la mineralización y se reactivan los microorganismos
161 (Ludwig et al., 2001; Borken & Matzner, 2009; Oertel et al., 2016b). De acuerdo con Smith
162 et al. (2003), el aumento de las lluvias y del WFPS es favorable para las bacterias
163 desnitrificantes, convirtiendo el N-NO₃- en N-N₂O.

164 Igualmente, en los tratamientos con orina se destacan las emisiones de N-N₂O del primer
165 día de medición, justo después de su aplicación. La formación N-N₂O en ese punto se
166 debe a emisión indirecta a partir de la volatilización de amoníaco (N-NH₃) (Wattiaux et al.,
167 2019), teniendo presente que el proceso de nitrificación se completa hasta después de
168 una semana (Olmedo, 1993).

169 En el caso de las heces, el flujo de todos los gases fue estadísticamente superior para
170 H2 vs. H1, diferencias que se evidenciaron al principio del trabajo, hasta 9-11 días
171 después de su aplicación, para C-CH₄, C-CO₂ y CO₂eq, y al final del trabajo para N-N₂O
172 (Tabla 3). Esta situación generó superior flujo acumulado de N-N₂O, C-CH₄, C-CO₂ y
173 CO₂eq para H2 respecto H1, del orden de 100,7; 141,1; 15,8 y 34,4%, respectivamente
174 (Tabla 4). Que las diferencias en las emisiones de C-CO₂, C-CH₄ y CO₂eq sean las
175 primeras en registrarse obedece a que la hidrólisis de la urea y la fermentación de la
176 materia orgánica son procesos bioquímicos que generan CO₂ y CH₄ y que anteceden la
177 nitrificación y desnitrificación, principales fuentes de N₂O.

178 En general, el tratamiento control presentó diferencias estadísticas con los tratamientos
179 que aplicaron heces, principalmente, y en menor medida con aquellos que aplicaron orina
180 (Tabla 2 y 3). Esto era de esperarse por la ausencia de sustrato (excretas) para llevar a
181 cabo los procesos bioquímicos involucrados en la emisión de gases de efecto
182 invernadero. En los tratamientos con aplicación de orina, las diferencias con el
183 tratamiento control al inicio del trabajo, en la primera semana de medición, se registraron
184 en el flujo de C-CO₂, pero al final del trabajo, entre 18 y 31 después de su aplicación, en
185 el flujo de N-N₂O (Tabla 2). En los tratamientos con uso de heces, las diferencias con el
186 tratamiento control al inicio del trabajo, hasta el día 11 después de su aplicación, se
187 presentaron en el flujo de C-CH₄ y C-CO₂, mientras que al final del trabajo, entre los 18 y
188 39 días de su aplicación, en el flujo de C-CO₂ (Tabla 3). Lo anterior permite concluir que
189 las diferencias en el flujo de C-CO₂ entre el tratamiento control y los tratamientos con
190 aplicación de excretas son las más preponderantes en el trabajo y las más constantes en
191 el tiempo. Ello obedece a la rápida hidrólisis de la urea en el caso de la orina y al proceso
192 de mineralización de la materia orgánica presente en las heces, que resulta en un efecto
193 promotor de la biomasa microbiana y, con ello, de la liberación de CO₂ a la atmósfera
194 (Del Pino et al., 2007).

195 *Flujos de N-N₂O*

196 Si bien, la concentración de NH₄⁺ y NO₃⁻ fue muy semejante entre los tratamientos con
197 aplicación de heces y orina (Figura 3), si se registraron diferencias en la emisión

198 acumulada y en el factor de emisión de N-N₂O entre ambos tipos de excreta, siendo
199 superior en los tratamientos con aplicación de orina (Tabla 4). La emisión de N₂O inicia
200 con la hidrólisis de la urea presente en la orina, y con la degradación de los componentes
201 nitrogenados orgánicos presentes en las heces. El NH₄⁺ resultante de estos procesos
202 puede, en condiciones anaeróbicas, ser empleado para el crecimiento microbiano o en
203 reacciones de nitrificación. La menor emisión de N-N₂O en los tratamientos con aplicación
204 de heces posiblemente obedezca a la mayor disponibilidad de carbono orgánico en ellas,
205 que, siendo una fuente de energía, favorece la inmovilización del N para la síntesis de
206 aminoácidos y proteína microbiana. Además, la mayor disponibilidad de carbono para la
207 actividad microbiana conduce al agotamiento del oxígeno y promueve la reducción de
208 N₂O en N₂ (Yamulki et al., 1998; Bolan et al., 2004), con lo cual las emisiones de N₂O
209 también disminuyen. Al igual que en el presente estudio, otros autores (Flessa et al.,
210 1996; Yamulki et al., 1998; van der Weerden et al., 2011) también han reportado menores
211 factores de emisión para las heces, lo que denota la importancia de estudiar los dos tipos
212 de excreta individualmente cuando se pretende construir modelos de predicción de gases
213 de efecto invernadero o documentos que orienten la obtención de inventarios de los
214 respectivos gases.

215 Conforme Wattiaux et al. (2019), una relación C:N superior a 30 disminuye las emisiones
216 de N₂O, mientras que relaciones C:N menores a 11 generan el efecto contrario. Del Pino
217 et al. (2007), de otra parte, señalan que estiércoles con relaciones C:N menores de 13
218 generan una alta mineralización neta de N, mientras que estiércoles con relaciones
219 mayores de 15 provocan la inmovilización neta del N mineral. En el presente trabajo no
220 se estableció la relación C:N en las excretas aplicadas, no obstante, Del Pino et al. (2007)
221 reportaron una relación de 17,5 para estiércol de vaca cuya concentración de N fue
222 2,18%. En nuestro trabajo la concentración de N en las heces fue superior (3%), lo que
223 posiblemente resulte en menor relación C:N, promoviendo las emisiones de N-N₂O.

224 La mayor emisión en los tratamientos con aplicación de orina vs. heces también puede
225 obedecer a que la mayoría del N de la orina se encuentra en forma de urea y, por lo tanto,
226 está más expuesto para la liberación al ambiente en su forma gaseosa (N-N₂O o N₂;
227 (Haynes & Williams, 1993). En las heces, gran parte del N se encuentra protegido por

228 material orgánico y se genera una capa costrosa que disminuye la cuantía y la velocidad
229 de liberación de N-N₂O (van der Weerden et al., 2011).

230 Cuando se analiza cada excreta individualmente, se observa que la emisión acumulada
231 y el factor de emisión de N-N₂O para las heces fue proporcional a la dosis de N aplicada.
232 En los tratamientos con orina, la emisión acumulada fue ligeramente superior para O2,
233 pero el factor de emisión fue mayor para O1. El mayor peso de las excretas en H2,
234 posiblemente propició mayor conservación de agua en su interior, generando condiciones
235 más favorables para la producción de N₂O (Mazzetto, et al., 2014; Sordi et al., 2014). En
236 el caso de la orina, el mayor volumen en el tratamiento O2, sumado a la estructura
237 arenosa en la zona de estudio (Tabla 1), pudo favorecer su filtración a través de los
238 macroporos del suelo, con el N ureico alcanzando mayor profundidad (Haynes & Williams,
239 1993), reduciendo con ello la disponibilidad de N para la producción de N₂O en la capa
240 superior, su flujo atmosférico y el factor de emisión respecto a O1, situación que ha sido
241 expuesta en la literatura (Sordi et al. 2014; Cardoso et al., 2018; Hoefl et al., 2012).

242 Las diferencias estadísticas entre el tratamiento control y los tratamientos con aplicación
243 de excretas, y entre H1 y H2, se registraron al final del experimento, entre los 18 y 31
244 días de medición, lo que permite concluir que las emisiones de N₂O son las últimas en
245 registrarse respecto las emisiones de CH₄ y CO₂, como previamente descrito.

246 *Flujos de C-CH₄*

247 La descomposición del material orgánico en un ambiente anaeróbico determina la
248 producción de C-CH₄ (Jarvis et al, 1995). De la Figura 4 se concluye que la aplicación de
249 heces al suelo conduce principalmente a la emisión de C-CH₄ y, en menor medida, a la
250 producción de N-N₂O; situación contraria se observa con la aplicación de orina, donde la
251 emisión de C-CH₄ no fue relevante y, por tanto, no será objetivo de discusión. De acuerdo
252 con Wattiaux et al. (2019), es común observar una relación inversa entre las emisiones
253 de CH₄ y N₂O, con condiciones anaeróbicas favoreciendo la producción del primer gas y,
254 aeróbicas favoreciendo la producción del último. Los resultados obtenidos en este trabajo
255 confirman ese concepto, toda vez que, en los tratamientos con heces, la emisión de C-
256 CH₄ fue superior los primeros 11 días después de su aplicación, momento en el que

257 disminuyó para dar lugar al ligero incremento en la emisión de N-N₂O. El contacto de las
258 heces frescas con el aire y su exposición a la temperatura ambiental conllevó a la
259 formación de una capa costrosa, que presumiblemente se asoció con la reducción en las
260 emisiones de C-CH₄ y el aumento en las emisiones de N-N₂O. Esto es, el microambiente
261 aeróbico de la costra favoreció el crecimiento de poblaciones bacterianas capaces de
262 nitrificar y desnitrificar, que, en conjunto, son las reacciones responsables de la formación
263 de NO₃⁻, N₂O y N₂.

264 Hasta el día 9 después de su aplicación, los flujos de C-CH₄ fueron estadísticamente
265 superiores para H2 vs. H1, tratamientos que también difirieron del tratamiento control
266 (Tabla 3). Esto refleja que la cantidad de excretas influye directamente sobre la emisión
267 de C-CH₄ por diferencias en la cantidad de material orgánico (carbohidratos) fermentable
268 y de humedad, condiciones que favorecen condiciones anaeróbicas (Holter, 1997) y la
269 proliferación de bacterias metanotróficas presentes en las heces (Saggar et al., 2004).
270 Cardoso et al. (2018) reportaron que la aplicación de mayor cantidad de heces aumentó
271 los flujos de C-CH₄ durante los primeros 4 días de medición, confirmando los hallazgos
272 del presente experimento respecto la inmediatez de la emisión y el efecto de la cantidad
273 de excreta aplicada. El día 18 posterior a la aplicación, los flujos de C-CH₄ de los
274 tratamientos H1 y H2 llegaron a niveles basales, igualando al tratamiento control (Tabla
275 3), lo cual fundamentalmente obedeció al agotamiento del sustrato fermentable, fuentes
276 de carbono soluble para los microorganismos (Ghani et al., 2005).

277

278 Las características de la base forrajera determinaron en gran medida la emisión; en
279 nuestro caso, el bajo contenido de materia seca del pasto kikuyo promovió la excreción
280 de heces con mayor contenido de humedad (89,3%), favoreciendo las condiciones
281 anaeróbicas y la metanogénesis. Yamulki et al. (1999) indicaron que el flujo de CH₄
282 también puede variar en función de factores meteorológicos como la temperatura y la
283 precipitación. En nuestro estudio, la menor presencia de lluvias durante los primeros 15
284 días experimentales no representó un factor adicional para estimular las condiciones
285 anaeróbicas y la actividad microbiana dentro de las heces.

286

287 *Flujos de C-CO₂*

288 Las emisiones de C-CO₂ desde la orina derivan de la hidrólisis de la urea, mientras que,
289 en las heces del proceso de mineralización (Flessa et al., 2002). Ello explica porque las
290 diferencias estadísticas entre el tratamiento control y los que aplicaron orina se registran
291 al inicio del trabajo y, entre el tratamiento control y los que aplicaron heces durante todo
292 el experimento. La urea presente en la orina es hidrolizada dentro de las primeras 24
293 horas (Bol et al., 2004; Carter, 2007) por la enzima ureasa para formar (NH₄)₂CO₃ y,
294 posteriormente, CO₂ (Saggar et al., 2004; Clough et al., 2005). La rápida emisión de C-
295 CO₂ que se observa con la aplicación de orina también fue reportada por Rivera et al.
296 (2019), quienes al principio del estudio obtuvieron flujos máximos de 2500 mg C-
297 CO₂/m²/h, que disminuyeron gradualmente hasta volverse constantes. Contrariamente,
298 la emisión desde las heces se conservó en el tiempo y no alcanzó niveles basales, que
299 igualaran al tratamiento control, porque el proceso de mineralización es lento. En el
300 trabajo de Del Pino et al. (2007), las tasas de respiración de CO₂ en un suelo con
301 agregado de estiércol de vaca fueron significativamente mayores que el tratamiento
302 testigo, sin aplicación de estiércol, durante todo el experimento (80 días), lo que confirma
303 los hallazgos del presente trabajo. Igualmente, Cai et al. (2017) indicaron que las heces
304 son fuente de emisión de CO₂, siempre y cuando las condiciones sean favorables para
305 la actividad microbiana.

306 Al igual que sucedió con el C-CH₄, la cantidad de heces determinó la emisión de C-CO₂,
307 resultado de las diferencias en el contenido de agua, materia orgánica y microorganismos
308 presentes (Haynes & Williams, 1993).

309 En relación con el tratamiento control debe tenerse presente que los suelos generan C-
310 CO₂, bien sea por la respiración heterotrófica del mismo suelo o por la respiración
311 autótrofa de la vegetación (Hanson et al., 2000; Ma et al., 2006). En relación con este
312 último punto, con el avance del experimento se va registrando crecimiento de forraje
313 dentro de la cámara, lo que genera un aumento en el flujo de C-CO₂ porque la respiración
314 de las plantas es un proceso continuo (Leahy et al., 2004). Además, la presencia de
315 cámaras no transparentes, pudo reducir el proceso de fotosíntesis, no la respiración de

316 las plantas, lo que proporcionalmente aumenta la expulsión de CO₂ y no su captación
317 (Šimek et al., 2014).

318 *Flujos de CO₂ eq*

319 El flujo de CO₂eq (Figura 5) siguió una dinámica muy similar al flujo de C-CO₂ (Figura 4)
320 tanto en los tratamientos con aplicación de heces como de orina, no obstante, en la orina
321 se registra un comportamiento creciente a partir del día 11, asociado con el aumento de
322 las emisiones de N-N₂O (Figura 4).

323 Con los dos tipos de excretas, las mayores dosis de N incrementaron la emisión
324 acumulada de CO₂eq, pero la emisión de H₂ fue 34,4% superior a la de H₁, mientras que
325 la emisión de O₂ sólo superó en 5,9% la de O₁ (Tabla 4). Cuando se realiza el análisis
326 conjunto, la emisión acumulada de CO₂eq registró el siguiente orden descendente
327 H₂>O₂>O₁>H₁, sin presentar relación directa con la dosis de N aplicada, que a su vez
328 registró el siguiente orden descendente: O₂>H₂>O₁>H₁. Se destaca entonces que
329 mientras que la dosis de N para O₂ superó en 86,9% la dosis de H₂, la emisión de CO₂eq
330 fue superior para este último tratamiento en 3,1%. Igualmente, mientras la dosis de N
331 para O₁ superó en 86,9% la dosis de H₁, la emisión de CO₂eq para O₁ sólo superó en
332 23% la de H₁. Esto permite concluir, que la aplicación de heces, más que la aplicación
333 de orina, proporcionalmente a la dosis de N aplicada, conlleva a la mayor producción de
334 CO₂eq, generando un efecto más contaminante en cuando a la emisión de gases de
335 efecto invernadero se refiere. Otra prueba de ello es que mientras las dosis de N para H₂
336 y O₂ duplican las de H₁ y O₁, las emisiones acumuladas de N-N₂O, C-CH₄ y C-CO₂
337 registraron un aumento aproximado del 100, 141 y 16%, respectivamente para H₂ vs. H₁.
338 Mientras que al comparar O₂ vs. O₁, el incremento en el flujo acumulado para los tres
339 gases fue menor, a saber, 17, 52 y 2%, correspondientemente.

340 A pesar de que las emisiones acumuladas de N-N₂O, gas con mayor potencial de
341 calentamiento, fueron mayores para O₂; las mayores emisiones de C-CH₄ y C-CO₂ para
342 H₂ vs. O₂ conllevaron a un mayor flujo acumulado de CO₂eq para el primer tratamiento.
343 En el caso de los tratamientos O₁ y H₁, la menor diferencia en la emisión acumulada de
344 CO₂eq entre ambos tratamientos a favor de O₁, respecto la diferencia en la dosis de N

345 aplicada, también obedece a la superior emisión de C-CH₄ y C-CO₂ para H1 vs. O1, si
346 bien O1 presentó mayor emisión de N-N₂O. Esto permite concluir que las emisiones de
347 CH₄ y CO₂ determinan en gran medida el flujo de CO₂eq, por lo que los estudios que
348 evalúen las emisiones de gases de efecto invernadero desde la aplicación de excretas
349 deben propender por cuantificar la emisión de estos dos gases y no sólo concentrarse en
350 N₂O.

351 *Factores de emisión de gases de efecto invernadero*

352 Los resultados para el factor de emisión de N-N₂O en los tratamientos con aplicación de
353 orina se encuentran dentro del rango informado por Oenema et al. (1997) (0,1 a 3,8%) y
354 De Klein et al. (2003) (0,3 a 2,5%) en suelos de Nueva Zelanda.

355 En el trabajo de Sordi et al. (2014), al igual que en el presente estudio, el volumen urinario
356 incrementó las emisiones acumuladas de N-N₂O, pero disminuyó el factor de emisión,
357 que pasó de 0,33 a 0,19% con la aplicación de 0,5 y 1,5 L de orina, respectivamente,
358 soportado por la mayor percolación y menor disponibilidad de N en la capa superior del
359 suelo para la producción de N₂O (Hoeft et al., 2012). Sus factores de emisión, no
360 obstante, fueron inferiores a los observados en este estudio, 1,24% para O1 y 2,10% para
361 O2 (Tabla 4).

362 Los factores de emisión de N-N₂O en los tratamientos con aplicación de heces estuvieron
363 dentro del rango reportado por Oenema et al. (1997) (0,1% a 0,7%) y próximos al valor
364 obtenido por Simon et al. (2018) (0,28%) en una región tropical.

365 En la Tabla 4 se puede observar que mientras la emisión acumulada de N-N₂O para H2
366 fue 100,7% mayor que para H1, el factor de emisión para H2 sólo fue 28.6% superior al
367 tratamiento H1. Esta falta de proporcionalidad en ambos parámetros pudo obedecer a la
368 superior conservación de agua al interior de las heces de mayor peso. La humedad,
369 asociada con la actividad microbiana que promueve el consumo de oxígeno, pudo
370 generar anaerobiosis y en esa condición, parte del N en lugar de ser desnitrificado a N₂O
371 fue convertido en N₂.

372 En este trabajo, la emisión acumulada de N-N₂O para H1 y H2 fue 242,6 y 486,9 mg N-
373 N₂O/m², con dosis de N de 56,11 y 112,23 g/m². Valores similares fueron reportados por
374 de Sordi et al. (2014), quienes evaluaron el efecto de la aplicación de dosis crecientes de
375 heces en praderas de pasto kikuyo en Brasil. Los autores registraron emisiones
376 acumuladas de 220,7 y 371,6 mg N-N₂O/m² para dosis de N de 52 y 188 g/m².

377 Las variables utilizadas para el cálculo del factor de emisión de CH₄ resultaron en una
378 producción fecal de 21081 kg de heces frescas/año, una carga de 2,35 animales/ Ha, un
379 área de pastoreo de 4255 m² y un área cubierta con heces de 213 m². Los factores de
380 emisión de CH₄, expresados en kg/animal/año, 0,25 y 0,53 para los tratamientos H1 y
381 H2, respectivamente, fueron inferiores al informado por el (IPCC, 2006) para América
382 Latina (1 kg/animal/año), pero estuvieron próximos a los valores reportados por Beltrán-
383 Santoyo et al. (2016) y Wei et al. (2018) para ganado lechero, 0,22 y 0,408 kg/animal/año,
384 respectivamente. Los principales factores que influyen en la producción de CH₄ desde las
385 heces son la cantidad de heces producidas y la tasa de degradación anaeróbica de las
386 heces. Cuando el almacenamiento del estiércol se realiza en forma líquida, como en
387 estanques, tanques sépticos o pozos, la degradación anaeróbica del estiércol puede
388 producir grandes cantidades de metano. Cuando los desechos se tratan en forma sólida,
389 como en un pastizal, las heces tienden a degradarse en condiciones de mayor consumo
390 de oxígeno, lo que resulta en menos CH₄. De lo anterior también puede inferirse que el
391 mayor factor de emisión para H2 obedeció a la mayor cantidad aplicada, que a su vez
392 favoreció condiciones más anaeróbicas, como fue previamente indicado.

393 **Conclusiones**

394

395 Las heces y la orina presentaron diferencias en el flujo de N-N₂O a través del tiempo,
396 siendo marcadamente superior para la orina a partir del día 11. El flujo de C-CH₄ fue
397 superior con la aplicación de heces, principalmente al inicio del experimento, registrando
398 una marcada reducción a partir del día 11. El flujo de C-CO₂ fue más estable a través del
399 tiempo para las heces, en tanto que, en los tratamientos con aplicación de orina, fue
400 mayor durante la primera semana de medición. Las emisiones de C-CO₂ y C-CH₄ fueron
401 las primeras en registrarse por la hidrólisis de la urea y la fermentación de la materia
402 orgánica fecal, procesos bioquímicos que generan CO₂ y CH₄ y que anteceden la
403 nitrificación y desnitrificación, principales fuentes de N₂O.

404

405 Las diferencias en el flujo de C-CO₂ entre el tratamiento control y los tratamientos con
406 aplicación de excretas fueron las más preponderantes en el trabajo y las más constantes
407 en el tiempo. Ello obedeció a la rápida hidrólisis de la urea en el caso de la orina y al
408 proceso de mineralización de la materia orgánica presente en las heces, que resultó en
409 un efecto promotor de la biomasa microbiana y, con ello, de la liberación de CO₂ a la
410 atmósfera.

411 Se observó mayor flujo acumulado de N-N₂O en los tratamientos con orina (O₂>O₁) y
412 mayor flujo acumulado de C-CH₄ y C-CO₂ para los tratamientos con heces (H₂>H₁), lo
413 que denota la importancia de estudiar los dos tipos de excreta individualmente cuando se
414 pretende construir modelos de predicción de gases de efecto invernadero. La menor
415 emisión de N-N₂O y la mayor emisión de C-CH₄ y C-CO₂ en los tratamientos con
416 aplicación de heces posiblemente obedeció a la mayor disponibilidad de materia orgánica
417 (carbono orgánico) en ellas, que, siendo una fuente de energía, favoreció la fermentación
418 y la inmovilización del N para la síntesis de proteína microbiana.

419 El flujo de CO₂-eq registró el siguiente orden decreciente: H₂>O₂>O₁>H₁. La aplicación
420 de heces, más que la aplicación de orina, proporcionalmente a la dosis de N aplicada,
421 conllevó a la mayor producción de CO₂eq, generando un efecto más contaminante en
422 cuando a la emisión de gases de efecto invernadero se refiere. Las emisiones de CH₄ y

423 CO₂ determinaron en gran medida el flujo de CO₂eq, por lo que los estudios que evalúen
424 las emisiones de gases de efecto invernadero desde la aplicación de excretas deben
425 propender por cuantificar la emisión de estos dos gases y no sólo concentrarse en N₂O.

426 El factor de emisión de N-N₂O fue de 2,10, 1,24, 0,36 y 0,28% del N aplicado para los
427 tratamientos O1, O2, H2 y H1, respectivamente. La relación inversa entre la dosis de N y
428 la emisión de N-N₂O para la orina pudo obedecer al mayor volumen aplicado en el
429 tratamiento O2, favoreciendo su filtración a través del suelo y reduciendo la disponibilidad
430 de N ureico para la producción de N₂O. El factor de emisión de C-CH₄ fue 0,19 y 0,40
431 para los tratamientos H1 y H2, correspondiente, lo que sugiere una relación directa con
432 la cantidad de excretas aplicadas.

433 Referencias

- 434 Argango-Pulgarin, G., & Pérez-Naranjo, J.-C. (2005). Suelo Mediante El Uso De
435 Electrodo Selectivos. *Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 58(1), 2733–2740.
- 436 Barneze, A. S., Mazzetto, A. M., Zani, C. F., Misselbrook, T., & Cerri, C. C. (2014). Nitrous
437 oxide emissions from soil due to urine deposition by grazing cattle in Brazil.
438 *Atmospheric Environment*, 92(December 2018), 394–397.
439 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.04.046>
- 440 Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. M., & Walker, S. C. (2020). *lme4: linear mixed-effects*
441 *models. R package version 1.1.21*. Retrieved from <https://github.com/lme4/lme4/>
- 442 Beltrán-Santoyo, M., Álvarez-Fuentes, G., Pinos-Rodríguez, J. M., & Contreras-Servín,
443 C. (2016). Emisión de metano en los sistemas de producción de leche bovina en el
444 valle de San Luis Potosí, México. *Agrociencia*, 50(3), 297–305.
- 445 Bol, R., Petersen, S. O., Christofides, C., Dittert, K., & Hansen, M. N. (2004). Short-term
446 N₂O, CO₂, NH₃ fluxes, and N/C transfers in a Danish grass-clover pasture after
447 simulated urine deposition in autumn. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*,
448 167(5), 568–576. [https://doi.org/https://doi.org/10.1002/jpln.200321334](https://doi.org/10.1002/jpln.200321334)
- 449 Bolan, N. S., Sagggar, S., Luo, J., Bhandral, R., & Singh, J. (2004). Gaseous Emissions of
450 Nitrogen from Grazed Pastures: Processes, Measurements and Modelling,
451 Environmental Implications, and Mitigation. *Advances in Agronomy*, 84(C), 37–120.
452 [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(04\)84002-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(04)84002-1)
- 453 Borken, W., & Matzner, E. (2009). Reappraisal of drying and wetting effects on C and N
454 mineralization and fluxes in soils. *Global Change Biology*, 15(4), 808–824.
455 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01681.x>
- 456 Cai, Y., Chang, S. X., & Cheng, Y. (2017). Greenhouse gas emissions from excreta
457 patches of grazing animals and their mitigation strategies. *Earth-Science Reviews*,
458 171, 44–57. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.05.013>

- 459 Cardoso, A. D. S., Alves, B. J. R., Urquiaga, S., & Boddey, R. M. (2018). Effect of volume
460 of urine and mass of faeces on N₂O and CH₄ emissions of dairy-cow excreta in a
461 tropical pasture. *Animal Production Science*, 58(6), 1079–1086.
462 <https://doi.org/10.1071/AN15392>
- 463 Caro, F., & Correa, H. J. (2006). Digestibilidad posruminal aparente de la materia seca,
464 la proteína cruda y cuatro macrominerales en el pasto kikuyo (*Pennisetum*
465 *clandestinum*) cosechado a dos edades de rebrote. *Livestock Research for Rural*
466 *Development*, 18. Retrieved from <http://www.lrrd.org/lrrd18/10/caro18143.htm>
- 467 Carter, M. S. (2007). Contribution of nitrification and denitrification to N₂O emissions from
468 urine patches. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(8), 2091–2102.
469 <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.013>
- 470 Castañeda, M., Duque, M., Galvis, R. D., & Correa, H. J. (2008). Digestibilidad intestinal
471 in vitro de la proteína del pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum* Hochst)
472 NITROGEN FERTILIZATION EFFECT AND CUT AGE ON THE In vitro INTESTINAL
473 DIGESTIBILITY OF KIKUYO GRASS (*Pennisetum clandestinum* Hochst) PROTEIN.
474 *Rev.Fac.Nal.Agr.Medellín*, 6(612), 4646–4653. Retrieved from
475 <http://www.bdigital.unal.edu.co/27074/1/24791-86983-1-PB.pdf>
- 476 Clough, T. J., & Kelliher, F. M. (2005). Dairy Farm Effluent Effects on Urine Patch Nitrous
477 Oxide and Carbon Dioxide Emissions. *Journal of Environmental Quality*, 34(3), 979–
478 986. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0360>
- 479 Correa C., H. J., Pabón R., M. L., & Carulla F., J. E. (2009). Estimación del consumo de
480 materia seca en vacas Holstein bajo pastoreo en el trópico alto de Antioquia.
481 *Livestock Research for Rural Development*, 21(4).
- 482 Correa, H. J., Rodríguez, Y. G., Pabón, M. L., & Carulla, E. (2012). Efecto de la oferta de
483 pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum*) sobre la producción, la calidad de la leche
484 y el balance de nitrógeno en vacas Holstein Effect of offer level of Kikuyu grass (
485 *Pennisetum clandestinum*) on production, milk quality and nit. *Livestock Research*

- 486 *for Rural*, 24(11).
- 487 Correa, J., Carulla, J., & Pabón, M. (2008). Valor nutricional del pasto kikuyo (*Pennisetum*
488 *clandestinum* Hoechst Ex Chiov.). *Livestock Research For Rural Development*, 20(4),
489 7. Retrieved from <https://www.researchgate.net/publication/266316988>
- 490 Dalal, R. C., & Allen, D. E. (2008). Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems.
491 *Australian Journal of Botany*, 56, 369–407. Retrieved from
492 <https://doi.org/10.1071/BT07128>
- 493 De Klein, C. A. M., & Harvey, M. J. (2015). Nitrous Oxide Chamber Methodology
494 Guidelines. In *Global research alliance on agricultural greenhouse gases*.
495 <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0231>
- 496 De Klein, C. A.M., & Eckard, R. J. (2008). Targeted technologies for nitrous oxide
497 abatement from animal agriculture. *Australian Journal of Experimental Agriculture*,
498 48(1–2), 14–20. <https://doi.org/10.1071/EA07217>
- 499 De Klein, Cecile A.M., Barton, L., Sherlock, R. R., Li, Z., & Littlejohn, R. P. (2003).
500 Estimating a nitrous oxide emission factor for animal urine from some New Zealand
501 pastoral soils. *Australian Journal of Soil Research*, 41(3), 381–399.
502 <https://doi.org/10.1071/SR02128>
- 503 Del Pino, A., Repetto, C., Mori, C., & Perdomo, C. (2007). Decomposition Patterns of
504 Manures in Soil. *Terra Latinoamericana*, 26, 43–52.
- 505 Dijkstra, F. A., Morgan, J. A., Follett, R. F., & Lecain, D. R. (2013). Climate change reduces
506 the net sink of CH₄ and N₂O in a semiarid grassland. *Global Change Biology*, 19(6),
507 1816–1826. <https://doi.org/10.1111/gcb.12182>
- 508 Flessa, H., Ruser, R., Dorsch, P., Kamp, T., Jimenez, M. A., & Munch, J.C. and Beese,
509 F. (2002). *Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂ , CH₄ , N₂O)*
510 *from two farming systems in southern Germany*.
- 511 Flessa, H., Dörsch, P., Beese, F., König, H., & Bouwman, A. F. (1996). Atmospheric

- 512 Pollutants and Trace Gases Influence of Cattle Wastes on Nitrous Oxide and
513 Methane Fluxes in Pasture Land. *Journal of Environmental Quality*, 25(6), 1366–
514 1370. Retrieved from [https://dl-sciencesocieties-
515 org.stanford.idm.oclc.org/publications/jeq/pdfs/25/6/JEQ0250061366](https://dl-sciencesocieties-org.stanford.idm.oclc.org/publications/jeq/pdfs/25/6/JEQ0250061366)
- 516 Ghani, A., Dexter, M., Sarathchandra, U., & Waller, J. (2005). Effects of dairy factory
517 effluent application on nutrient transformation in soil. *New Zealand Journal of
518 Agricultural Research*, 48(2), 241–253.
519 <https://doi.org/10.1080/00288233.2005.9513653>
- 520 Globe. (2005). Protocolo de densidad de partículas del suelo. *Globe*, 10.
- 521 Gómez-Osorio, L. M., Posada-Ochoa, S. L., Rosero-Noguera, R., & Olivera-Angel, M. E.
522 (2020). Effect of carbohydrate source on productive performance, ruminal and
523 systemic health of grazing cows. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 33(4),
524 204–216. <https://doi.org/10.17533/udea.rccp.v33n4a01>
- 525 Hanson, P. J., Edwards, N. T., Garten, C. T., & Andrews, J. A. (2000). Separating root
526 and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and
527 observations. *Biogeochemistry*, 48(1), 115–146.
528 <https://doi.org/10.1023/A:1006244819642>
- 529 Havlík, P., Valin, H., Herrero, M., Obersteiner, M., Schmid, E., Rufino, M. C., ...
530 Notenbaert, A. (2014). Climate change mitigation through livestock system
531 transitions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of
532 America*, 111(10), 3709–3714. <https://doi.org/10.1073/PNAS.1308044111>
- 533 Haynes, R. J., & Williams, P. H. (1993). Nutrient Cycling and Soil Fertility in the Grazed
534 Pasture Ecosystem. *Advances in Agronomy*, 49(C), 119–199.
535 [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60794-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60794-4)
- 536 Hénault, C., Bourennane, H., Ayzac, A., Ratié, C., Saby, N. P. A., Cohan, J. P., ... Gall,
537 C. Le. (2019). Management of soil pH promotes nitrous oxide reduction and thus
538 mitigates soil emissions of this greenhouse gas. *Scientific Reports*, 9(1), 1–11.

- 539 <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56694-3>
- 540 Hoeft, I., Steude, K., Wrage, N., & Veldkamp, E. (2012). Response of nitrogen oxide
541 emissions to grazer species and plant species composition in temperate agricultural
542 grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 151, 34–43.
543 <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.01.029>
- 544 Holter, P. (1997). Methane emissions from Danish cattle dung pats in the field. *Soil Biology*
545 *and Biochemistry*, 29(1), 31–37. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00267-2](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00267-2)
- 546 Hutchinson, G. L., & Mosier, A. R. (1981). Improved Soil Cover Method for Field
547 Measurement of Nitrous Oxide Fluxes¹. *Soil Science Society of America Journal*,
548 45(2), 311. <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500020017x>
- 549 IPCC. (2006). *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the*
550 *National Greenhouse Gas Inventories Programme*. Japón.
- 551 IPCC. (2019). Chapter 11: N₂O Emissions From Managed Soils, and Co₂ Emissions
552 From Lime and Urea Application. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for
553 National Greenhouse Gas Inventories. *Agriculture*, 1–54.
- 554 Ishler, V., & Varga, G. (2001). Carbohydrate Nutrition for Lactating Dairy Cattle.
555 *Department of Dairy and Animal Science. The Pennsylvania State University*, 1–11.
556 Retrieved from
557 http://www.nutritime.com.br/arquivos_internos/artigosBK/chonutrition.pdf
- 558 Jaimes Cruz, L. J., & Correa Cardona, H. J. (2016). Balance de nitrógeno, fósforo y
559 potasio en vacas Holstein pastando praderas de kikuyo (*Cenchrus clandestinus*) en
560 el norte de Antioquia. *CES Medicina Veterinaria y Zootecnia*, 11(2), 18–41.
561 <https://doi.org/10.21615/cesmvz.11.2.2>
- 562 Jaramillo, D. (2002). Introducción a la ciencia del suelo. *Introduccion a La Ciencia Del*
563 *Suelo*, 619.
- 564 Jarvis, S. C., Lovell, R. D., & Panayides, R. (1995). *Patterns of methane emission from*

- 565 *excreta of grazing animls. 27(12), 1581–1588.*
- 566 Kjeldahl, J. (1883). Neue Methode zur Bestimmung des Stickstoffs in organischen
567 Körpern. *Zeitschrift Für Analytische Chemie*, 22(1), 366–382.
568 <https://doi.org/10.1007/BF01338151>
- 569 Klein, Cecile A M De, Barton, L., Sherlock, R. R., Li, Z., & Littlejohn, R. P. (2003).
570 *Estimating a nitrous oxide emission factor for animal urine from some New Zealand*
571 *pastoral soils. (Phase II), 381–399.*
- 572 Krol, D. J., Carolan, R., Minet, E., McGeough, K. L., Watson, C. J., Forrestal, P. J., ...
573 Richards, K. G. (2016). Improving and disaggregating N₂O emission factors for
574 ruminant excreta on temperate pasture soils. *Science of the Total Environment*,
575 568(June), 327–338. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.016>
- 576 Leahy, P., Kiely, G., & Scanlon, T. M. (2004). Managed grasslands: A greenhouse gas
577 sink or source? *Geophysical Research Letters*, 31(20), 2–5.
578 <https://doi.org/10.1029/2004GL021161>
- 579 Lessa, A. C. R., Madari, B. E., Paredes, D. S., Boddey, R. M., Urquiaga, S., Jantalia, C.
580 P., & Alves, B. J. R. (2014). Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah
581 pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions.
582 *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 190, 104–111.
583 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.01.010>
- 584 Lin, X., Wang, S., Ma, X., Xu, G., Luo, C., Li, Y., ... Xie, Z. (2009). Fluxes of CO₂, CH₄,
585 and N₂O in an alpine meadow affected by yak excreta on the Qinghai-Tibetan plateau
586 during summer grazing periods. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(4), 718–725.
587 <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.01.007>
- 588 Ludwig, J., Meixner, F. X., Vogel, B., & Forstner, J. (2001). Soil-air exchange of nitric
589 oxide: An overview of processes, environmental factors, and modeling studies.
590 *Biogeochemistry*, 52(3), 225–257. <https://doi.org/10.1023/A:1006424330555>

- 591 Luo, J., de Klein, C. A. M., Ledgard, S. F., & Saggar, S. (2010). Management options to
592 reduce nitrous oxide emissions from intensively grazed pastures: A review.
593 *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 136(3), 463–473.
594 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.12.003>
- 595 Ma, X., Wang, S., wang, Y., Jiang, G., & Nyren, P. (2006). Short-term effects of sheep
596 excrement on carbon dioxide, nitrous oxide and methane fluxes in typical grassland
597 of Inner Mongolia. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 49(3), 285–297.
598 <https://doi.org/10.1080/00288233.2006.9513719>
- 599 Macheferf, S. E., Dise, N. B., Goulding, K. W. T., & Whitehead, P. G. (2002). Nitrous oxide
600 emission from a range of land uses across Europe. *Hydrology and Earth System*
601 *Sciences*, 6(3), 325–338. <https://doi.org/10.5194/hess-6-325-2002>
- 602 Martín Olmedo, P. (1993). Mineralización del nitrógeno orgánico en suelos tratados con
603 compost de alpechín y vinaza concentrada de melaza de remolacha. *Journal of*
604 *Chemical Information and Modeling*, 8(9), 1–58.
- 605 Mazzetto, A. M., Barneze, A. S., Feigl, B. J., Groenigen, J. W. Van, Oenema, O., & Cerri,
606 C. C. (2014). Temperature and moisture affect methane and nitrous oxide emission
607 from bovine manure patches in tropical conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 76,
608 242–248. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.05.026>
- 609 Mazzetto, A. M., Barneze, A. S., Feigl, B. J., Van Groenigen, J. W., Oenema, O., De Klein,
610 C. A. M., & Cerri, C. C. (2014). Use of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD)
611 does not mitigate N₂O emission from bovine urine patches under Oxisol in Northwest
612 Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 101(1), 83–92.
613 <https://doi.org/10.1007/s10705-014-9663-4>
- 614 Medina Sierra M, A. D. J. C.-M. M. (2019). Descripción de las relaciones entre parámetros
615 químicos en suelos de fincas lecheras del norte de Antioquia, Colombia. *Livestock*
616 *Research for Rural Development*, 31. Retrieved from
617 <http://www.lrrd.org/lrrd31/7/ceron31102.html>

- 618 Miles, N. (1997). Responses of productive and unproductive kikuyu pastures to top-
619 dressed nitrogen and phosphorus fertiliser. *African Journal of Range and Forage*
620 *Science*, 14(1), 1–6. <https://doi.org/10.1080/10220119.1997.9647911>
- 621 Moir, J. L., Cameron, K. C., Di, H. J., & Fertsak, U. (2011). The spatial coverage of dairy
622 cattle urine patches in an intensively grazed pasture system. *The Journal of*
623 *Agricultural Science*, 149(4), 473–485. [https://doi.org/DOI:](https://doi.org/DOI:10.1017/S0021859610001012)
624 10.1017/S0021859610001012
- 625 Monsalve Óscar, Gutiérrez, J., & Cardona, W. (2017). Factores que intervienen en el
626 proceso de mineralización de nitrógeno cuando son aplicadas enmiendas orgánicas
627 al suelo . Una revisión Factors involved in the process of nitrogen mineralization when
628 organic amendments are added to a soil . A review. *Revista Colombiana de Ciencias*
629 *Hortícolas.*, 11(1), 200–209.
- 630 Morales Vallecilla, F., & Ortiz Grisales, S. (2018). Productividad y eficiencia de ganaderías
631 lecheras especializadas en el Valle del Cauca (Colombia). *Revista de La Facultad*
632 *de Medicina Veterinaria y de Zootecnia*, 65(3), 252–268.
633 <https://doi.org/10.15446/rfmvz.v65n3.76463>
- 634 Nett, L., Fuß, R., Flessa, H., & Fink, M. (2015). Emissions of nitrous oxide and ammonia
635 from a sandy soil following surface application and incorporation of cauliflower leaf
636 residues. *The Journal of Agricultural Science*, 153(8), 1341–1352.
637 <https://doi.org/10.1017/S0021859615000027>
- 638 Nichols, K. (2014). *Methane and Nitrous Oxide Fluxes From Cattle Excrement on C3*.
- 639 Oenema, O., Velthof, G. L., Yamulki, S., & Jarvis, S. C. (1997). Nitrous oxide emissions
640 from grazed grassland. *Soil Use and Management*, 13(4 SUPPL.), 288–295.
641 <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1997.tb00600.x>
- 642 Oertel C, Matschullat J, Zurba K, Zimmermann K, E. S. (2016). Greenhouse gas
643 emissions from soils. *Chemie Der Erde - Geochemistry*, 76(3), 327–352.

- 644 Oertel, C., Matschullat, J., Zurba, K., Zimmermann, F., & Erasmi, S. (2016). Greenhouse
645 gas emissions from soils—A review. *Chemie Der Erde*, 76(3), 327–352.
646 <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2016.04.002>
- 647 Parton, W. J., Mosier, A. R., Ojima, D. S., Valentine, D. W., Schimel, D. S., Weier, K., &
648 Kulmala, A. E. (1996). Generalized model for N₂ and N₂O production from nitrification
649 and denitrification. *Global Biogeochemical Cycles*, 10(3), 401–412.
650 <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/96GB01455>
- 651 Pelster, D. E., Gisore, B., Koske, J. K., Goopy, J., Korir, D., Rufino, M. C., & Butterbach-
652 Bahl, K. (2016). Methane and nitrous oxide emissions from cattle excreta on an East
653 African grassland. *Journal of Environmental Quality*, 45(5), 1531–1539.
654 <https://doi.org/10.2134/jeq2016.02.0050>
- 655 Ramírez, J., Posada O, S., & Noguera, R. (2015). Effects of Kikuyu grass (*Pennisetum*
656 *clandestinum*) age and different forage: concentrate ratios on methanogenesis.
657 *Revista MVZ Córdoba*, 20(3 SE-Artículos Originales), 4726–4738.
658 <https://doi.org/10.21897/rmvz.43>
- 659 Rivera, J. E., Chará, J., & Barahona, R. (2019). CH₄, CO₂ and N₂O emissions from
660 grasslands and bovine excreta in two intensive tropical dairy production systems.
661 *Agroforestry Systems*, 93(3), 915–928. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0187-9>
- 662 Rotz, C. A. (2004). Management to reduce nitrogen losses in animal production. *Journal*
663 *of Animal Science*, 82 E-Suppl, E119-137.
664 https://doi.org/10.2527/2004.8213_supplE119x
- 665 Saarijärvi, K., Mattila, P. K., & Virkajärvi, P. (2006). Ammonia volatilization from artificial
666 dung and urine patches measured by the equilibrium concentration technique (JTI
667 method). *Atmospheric Environment*, 40(27), 5137–5145.
668 <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2006.03.052>
- 669 Saggari, S., Andrew, R. M., Tate, K. R., Hedley, C. B., & Rodda, N. J. (2004). *Modelado*
670 *de las emisiones de óxido nitroso de pastos lácteos-pastado S. Saggari *, RM*

- 671 *Andrew, KR Tate, CB Hedley, NJ Rodda y JA Townsend.*
- 672 Saggar, S, Andrew, R., Tate, K. R., Rodda, N., Hedley, C. B., & Townsend, J. A. (2004).
673 Modelling nitrous oxide emissions from New Zealand grazed pastures. *Nutrient*
674 *Cycling in Agroecosystems*, 68(3), 243–255. <https://doi.org/DOI>
675 10.1023/B:FRES.0000019463.92440.a3
- 676 Saggar, Surinder, Bolan, N. S., Bhandral, R., Hedley, C. B., & Luo, J. (2004). A review of
677 emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition
678 and farm effluent application in grazed pastures. *New Zealand Journal of Agricultural*
679 *Research*, 47(4), 513–544. <https://doi.org/10.1080/00288233.2004.9513618>
- 680 Siero, L., Oviedo Gonzalez, E., Fong, B., & Mata, J. (2012). *Contribuciones didácticas*
681 *para la comprensión del tema de Sumatoria de Riemann en Cálculo Integral.*
682 29(March), 121–130.
- 683 Šimek, M., Hynšt, J., & Šimek, P. (2014). Emissions of CH₄, CO₂, and N₂O from soil at
684 a cattle overwintering area as affected by available C and N. *Applied Soil Ecology*,
685 75, 52–62. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.10.010>
- 686 Simon, P. L., Dieckow, J., de Klein, C. A. M., Zanatta, J. A., van der Weerden, T. J.,
687 Ramalho, B., & Bayer, C. (2018). Nitrous oxide emission factors from cattle urine and
688 dung, and dicyandiamide (DCD) as a mitigation strategy in subtropical pastures.
689 *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 267.
690 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.013>
- 691 Smith, K. A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K. E., Massheder, J., & Rey, A. (2003). Exchange
692 of greenhouse gases between soil and atmosphere. *European Journal of Soil*
693 *Science*, 54(December), 779–791. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2003.00567.x>
- 694 Sordi, A., Dieckow, J., Bayer, C., Albuquerque, M. A., Piva, J. T., Zanatta, J. A., ... de
695 Moraes, A. (2014). Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a
696 subtropical Brazilian pastureland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 190,
697 94–103. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.004>

- 698 Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T. J., Condrón, L. M., Sherlock, R. R., Anderson, C. R., &
699 Craigie, R. A. (2011). Biochar Incorporation into Pasture Soil Suppresses in situ
700 Nitrous Oxide Emissions from Ruminant Urine Patches. *Journal of Environmental*
701 *Quality*, 40(2), 468–476. <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0419>
- 702 Tubiello, F. N., Salvatore, M., Córdor Golec, R. D., Ferrara, A., Rossi, S., Biancalani, R.,
703 ... Flammini, A. (2014). Agriculture , Forestry and Other Land Use Emissions by
704 Sources and Removals by Sinks. *ESS Working Paper No.2*, 2(August), 4–89.
705 <https://doi.org/10.13140/2.1.4143.4245>
- 706 Uchida, Y., Clough, T. J., Kelliher, F. M., Hunt, J. E., & Sherlock, R. R. (2011). Effects of
707 bovine urine, plants and temperature on N₂O and CO₂ emissions from a sub-tropical
708 soil. *Plant and Soil*, 345(1), 171–186. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0769-z>
- 709 van der Weerden, T. J., Luo, J., de Klein, C. A. M., Hoogendoorn, C. J., Littlejohn, R. P.,
710 & Rys, G. J. (2011). Disaggregating nitrous oxide emission factors for ruminant urine
711 and dung deposited onto pastoral soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*,
712 141(3), 426–436. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.04.007>
- 713 Van Groenigen, J. W., Kuikman, P. J., De Groot, W. J. M., & Velthof, G. L. (2005). Nitrous
714 oxide emission from urine-treated soil as influenced by urine composition and soil
715 physical conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(3), 463–473.
716 <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.08.009>
- 717 Vargas Martínez, J. de J., Sierra Alarcón, A. M., Mancipe Muñoz, E. A., & Avellaneda
718 Avellaneda, Y. (2018). El kikuyo, una gramínea presente en los sistemas de
719 rumiantes en trópico alto colombiano. *CES Medicina Veterinaria y Zootecnia*, 13(2),
720 137–156. <https://doi.org/10.21615/cesmvz.13.2.4>
- 721 Ward, G. N., Kelly, K. B., & Hollier, J. W. (2018). Greenhouse gas emissions from dung,
722 urine and dairy pond sludge applied to pasture. 1. Nitrous oxide emissions. *Animal*
723 *Production Science*, 58(6), 1087–1093. Retrieved from
724 <https://doi.org/10.1071/AN15595>

- 725 Wattiaux, M. A., Uddin, M. E., Letelier, P., Jackson, R. D., & Larson, R. A. (2019). Invited
726 Review: Emission and mitigation of greenhouse gases from dairy farms: The cow,
727 the manure, and the field. *Applied Animal Science*, 35(2), 238–254.
728 <https://doi.org/10.15232/AAS.2018-01803>
- 729 Wei, C., Xie, T., Song, M., Zhang, H., He, J., & Zhang, L. (2018). The greenhouse gas
730 emission factor of dairy cows in Hubei Province, China. *IOP Conference Series*
731 *Materials Science and Engineering (Online)*, 394(5), 6.
732 <https://doi.org/DOI:101088/1757-899X/394/5/052010>
- 733 Wrage, N., Velthof, G. L., Van Beusichem, M. L., & Oenema, O. (2001, October 1). Role
734 of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and*
735 *Biochemistry*, Vol. 33, pp. 1723–1732. [https://doi.org/10.1016/S0038-](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00096-7)
736 [0717\(01\)00096-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00096-7)
- 737 Wu, D., Senbayram, M., Zang, H., Ugurlar, F., Aydemir, S., Brüggemann, N., ...
738 Blagodatskaya, E. (2018). Effect of biochar origin and soil pH on greenhouse gas
739 emissions from sandy and clay soils. *Applied Soil Ecology*, 129, 121–127.
740 <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.05.009>
- 741 Yamulki, S., Jarvis, S. C., & Owen, P. (1998). Nitrous oxide emissions from excreta
742 applied in a simulated grazing pattern. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(4), 491–
743 500. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00145-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00145-4)
- 744 Yamulki, S., Jarvis, S. C., & Owen, P. (1999). Methane Emission and Uptake from Soils
745 as Influenced by Excreta Deposition from Grazing Animals. *Journal of Environment*
746 *Quality*, 28(2), 676. <https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800020036x>
- 747 Yamulki, S., Wolf, I., Bol, R., Grant, B., Brumme, R., Veldkamp, E., & Jarvis, S. C. (2000).
748 Effects of dung and urine amendments on the isotopic content of N(2)O released from
749 grasslands. *Rapid Communications in Mass Spectrometry: RCM*, 14(15), 1356–
750 1360. [https://doi.org/10.1002/1097-0231\(20000815\)14:15<1356::AID-](https://doi.org/10.1002/1097-0231(20000815)14:15<1356::AID-RCM30>3.0.CO;2-C)
751 [RCM30>3.0.CO;2-C](https://doi.org/10.1002/1097-0231(20000815)14:15<1356::AID-RCM30>3.0.CO;2-C)

752 **Capítulo 3. Modelación de la emisión de gases de efecto invernadero**
753 **derivada de la aplicación de excretas bovinas en el suelo**

754 **Resumen**

755 El estudio recopila datos de las emisiones de los tres principales gases de efecto
756 invernadero (GEI) de un área determinada en el Centro de Prácticas de Desarrollo
757 Agrario, Hacienda la Montaña, en el municipio de San Pedro de los Milagros, en la región
758 del norte de Antioquia. Las mediciones realizadas se colectaron mediante la técnica de
759 cámara estática en un periodo de 39 días. Las emisiones de óxido nitroso (N-N₂O),
760 metano (C-CH₄) y dióxido de carbono (C-CO₂) mostraron una variación a través del
761 tiempo, debido a los factores ambientales y condiciones del suelo que se presentaron
762 durante el periodo de medición. Para la predicción de las emisiones se construyeron
763 modelos lineales múltiples a partir de la base de datos recopilada y las variables
764 predictoras que influyen en las emisiones de GEI, a saber, días pos-aplicación de
765 excretas, concentración de N en excretas, humedad del suelo, espacio poroso lleno de
766 agua (EPLA) y temperatura ambiental. Para la selección de las variables en cada modelo
767 se realizó un proceso de *stepwise* en el software *R-project* y se utilizó el método de
768 validación cruzada para la evaluación de los modelos construidos mediante el método de
769 *k-fold*. Se tuvo en cuenta que los modelos seleccionados tuvieran simplicidad a la hora de
770 ser aplicados en campo. La predicción de los GEI y CO₂eq presentó mejor desempeño
771 cuando los modelos fueron construidos y validados desde la cantidad de heces aplicadas
772 al suelo. Es por esto, que con la aplicación de estos modelos se puede lograr una
773 aproximación a las emisiones generadas en los pastizales en los sistemas de lechería
774 especializada en el altiplano norte de Antioquia y aquellos sistemas ubicados en otras
775 latitudes bajo condiciones similares.

776 **Introducción**

777 El aumento global de la temperatura originado por la acumulación de gases de efecto
778 invernadero en la atmósfera es un tema de creciente preocupación en el ámbito político,
779 económico y social por lo impactos que el aumento de temperatura tiene sobre el clima,
780 el nivel del mar y la supervivencia de las especies.

781 Todas las actividades humanas contribuyen de forma directa o indirecta con la emisión
782 de gases de efecto invernadero. La actividad agrícola y ganadera no son ajenas a este
783 hecho. A nivel mundial se estima que la producción ganadera contribuye anualmente con
784 4,6 gigatoneladas de CO₂-eq (Gerber et al., 2013). El óxido nitroso (N₂O), metano (CH₄)
785 y dióxido de carbono (CO₂), son los principales gases de efecto invernadero emitidos por
786 la actividad ganadera que provienen de la fermentación entérica y de la gestión del
787 estiércol. En Colombia, gran parte de la ganadería se encuentra en sistemas de pastoreo
788 donde las excretas quedan depositadas en el suelo, contribuyendo con 11,9
789 megatoneladas de CO₂-eq (IDEAM, 2016). Sin embargo, estas emisiones son
790 influenciadas por las condiciones climáticas que se presenten en cada región.

791 Los sistemas de ganadería en el norte de Antioquia corresponden a producciones de
792 lechería especializada sobre pasturas de pasto kikuyo (*Cenchrus clandestinus*,
793 Hochst. ex Chiov) en su gran mayoría. En esta región predominan los sistemas de
794 pastoreo rotacional los cuales son característicos por sus pasturas con digestibilidades
795 del 65 y 75% y aportes de proteína superiores al 20% (Correa et al., 2008), devolviendo
796 el 60-99% de los nutrientes ingeridos al suelo en forma de excretas (heces y orina)
797 (Haynes & Williams, 1993). Estos sistemas de pastoreo utilizan normalmente una carga
798 animal de aproximadamente de 3,5 UA (unidad animal)/ha (Cruz y Correa, 2016). Por lo
799 tanto, al ser sistemas de pastoreo intensivo, alrededor del 20% de la superficie queda
800 cubierta de orina (Moir et al., 2011) y aproximadamente el 5% cubierto por las heces
801 anualmente (Ward et al., 2018).

802 La cantidad de orina excretada por los animales dependerá del consumo de materia seca,
803 nivel productivo, peso, dieta y consumo de agua. Haynes y Williams (1993), informaron
804 que los bovinos pueden excretar entre 10 y 12 veces al día, con 1,6 a 2,2 L de orina por

805 evento. La excreción de nitrógeno en la orina dependerá de la dieta del animal, el
806 contenido de proteína degradable en el rumen y la digestibilidad del alimento, siendo
807 este último uno de los factores principales, ya que animales con dietas de baja calidad
808 (bajo contenido de proteína) tienden a una menor excreción de N y una mayor relación
809 de C/N (Wassie et al., 2019).

810 Las emisiones de N₂O, CH₄ y CO₂ desde las excretas bovinas que son depositadas en
811 las pasturas no solo depende de factores asociados a la composición de la dieta y el
812 animal, sino que también depende de factores ambientales como humedad, temperatura
813 y las propiedades fisicoquímicas del suelo —incluyendo la cubierta vegetal y la cantidad
814 de N o fertilizante aplicado al suelo (Uchida et al., 2011; Oertel et al., 2016). En el suelo,
815 el N₂O se produce principalmente a partir de los procesos de nitrificación y
816 desnitrificación, en sustancias que contienen N como las heces y orina. La aplicación de
817 fertilizantes al suelo también contribuye con las emisiones de este gas.

818 Por lo tanto, es importante adoptar estrategias que permitan reducir las emisiones de
819 GEI. Dentro de estas estrategias se pueden mencionar la renovación y mejoramiento de
820 pasturas con especies que posean una mayor eficiencia en la utilización del N, ajustar la
821 dieta de los animales a sus requerimientos nutricionales y la implementación de
822 adecuadas prácticas de manejo del estiércol conducentes a la reducción de la formación
823 de N₂O.

824 La evaluación de los flujos de GEI en los sistemas de ganadería idealmente requiere de
825 mediciones continuas durante todo el año y lo más extensas posibles en el tiempo
826 (Frolking et al., 1998). Sin embargo, muchas investigaciones concentran sus mediciones
827 en pocas semanas y con amplios intervalos de medición. En consecuencia, las
828 estimaciones anuales de N₂O generalmente se estiman ajustando a la interpolación lineal
829 entre mediciones. La desventaja de estas prácticas metodológicas es que provocan
830 subestimaciones cuando no se capturan los picos de emisión y sobrestimación cuando
831 no se detectan las tasas de emisión decrecientes después de un pico. Parkin (2008) relata
832 una disminución de precisión en las emisiones acumuladas de N₂O cuando aumentan los
833 tiempos entre los muestreos.

834 Una serie de modelos empíricos han sido desarrollados con el propósito de predecir las
835 emisiones de GEI oriundos de la gestión del estiércol. Sommer et al. (2004), desarrollaron
836 un modelo dinámico que predice la tasa de emisión de CH₄, describiendo los efectos de
837 la temperatura y el contenido de sólidos volátiles y no degradables. Este modelo se
838 mostró adecuado para la simulación dinámica en la gestión del estiércol, donde las tasas
839 de emisión diarias se predicen en función de la cantidad de estiércol y las condiciones
840 ambientales (Chianese et al., 2009). Por su parte, Rotz (2018) manifiesta que son los
841 modelos no lineales los que describen mejor los procesos de emisión en una amplia gama
842 de condiciones.

843 Diferentes modelos están disponibles en la literatura para predecir los flujos de emisión
844 de GEI (Saggar et al., 2007; Jiafa Luo et al., 2011; Van Der Weerden et al., 2014). Sin
845 embargo, estos modelos se han desarrollado en países de climas templados, con
846 especies forrajeras y condiciones edafoclimáticas diferentes a la mayoría de los sistemas
847 de producción de América Latina. Frente a esta situación, el objetivo de este trabajo fue
848 modelar la emisión de gases de efecto invernadero derivada de la aplicación de excretas
849 bovina en el suelo en la región del norte de Antioquia, Colombia.

850

851

852 **Materiales y métodos**

853 *Localización del experimento*

854 El estudio se realizó en la Hacienda La Montaña, propiedad de la Universidad de
855 Antioquia, la cual se encuentra localizada en el municipio de San Pedro de los Milagros
856 (Antioquia-Colombia) a 2.475 msnm. El municipio presenta una temperatura promedio de
857 14°C, una humedad relativa del 79,7% y una precipitación media anual de 2.500 mm,
858 correspondiendo a una formación ecológica de bosque muy húmedo montano bajo (bmh-
859 MB). El área utilizada fue de 300 m², con una topografía semiondulada y plantada con
860 pasto Kikuyo (*Cenchrus clandestinus*, Hochst. ex Chiov).

861 *Captura de información*

862 Para modelar la emisión de GEI derivada de la aplicación de excretas bovinas en el suelo,
863 se evaluaron los siguientes tratamientos: Control, sin aplicación de heces y orina al suelo;
864 Heces 1 kg (H1), correspondiente a la aplicación de 1 kg de heces frescas al suelo; Heces
865 2 kg (H2), correspondiente a la aplicación de 2 kg de heces frescas al suelo; Orina 1 L
866 (O1), correspondiente a la aplicación de 1 L de orina al suelo; Orina 2 L (O2),
867 correspondiente a la aplicación de 2 L de orina al suelo. Todos los tratamientos fueron
868 aplicados en parcelas 3 m², con su respectiva cámara estática para la captura de los
869 gases.

870 El contenido N de las heces (3%, en base seca) y de la orina (0.6%, en base fresca) se
871 determinó por el método Kjeldalh. El contenido de materia seca de las heces (10,7%) se
872 determinó por secado en estufa de ventilación forzada a 110°C/ 4horas. La dosis de N
873 aplicada al suelo en cada tratamiento correspondió al producto entre la cantidad de
874 excreta aplicada y su respectiva concentración de N. Cada cámara ocupó un área de
875 0.057 m² y la aplicación de cada tratamiento se realizó evitando el contacto con sus
876 paredes. Los tratamientos control, H1, H2, O1 y O2 resultaron, por lo tanto, en la
877 aplicación de 0, 56.11, 112.23, 104.90 y 209.80 g N/m², respectivamente.

878 Para cuantificar las emisiones de GEI se emplearon cámaras estáticas de flujo cerrado.
879 Las cámaras fueron de PVC, cilíndricas, de 27 cm de diámetro y 63 cm de altura (44 cm

880 para la base y 19 cm para la tapa). La base de cada cámara fue insertada a 12 cm de
881 profundidad desde la superficie del suelo, cubriendo un área de 0,057 m². La altura
882 interna de cada cámara fue medida para establecer el volumen interno, que resultó en un
883 valor medio de 29,65 L.

884 En total se emplearon 20 cámaras estáticas, cuatro cámaras por tratamiento, ubicadas
885 en parcelas de 3 m², separadas 1 m entre sí, para garantizar independencia entre
886 tratamientos y mediciones. Los tratamientos fueron aleatoriamente distribuidos en todo
887 el terreno.

888 La parte superior de la tapa de la cámara contó con dos orificios sellados con tapones de
889 goma, uno de los cuales permitió obtener las muestras de gas desde el interior de la
890 cámara, mientras que el otro permitió insertar un termómetro digital para registrar la
891 temperatura interna. Un ventilador alimentado con una batería de 9 voltios fue ajustado
892 en la cara interna de cada tapa para la homogenización de los gases al momento del
893 muestreo.

894 El estudio tuvo una duración de 39 días, durante los cuales se realizaron mediciones los
895 días 1, 2, 3, 4, 9, 11, 18, 25, 31 y 39, contabilizados a partir del día de aplicación de los
896 tratamientos. Cada día, la captura de información y la toma de muestras de gas se realizó
897 a los 0, 30 y 60 minutos después de iniciar las mediciones (10:00 horas).

898 Los datos de precipitación, temperatura ambiental y humedad relativa fueron registrados
899 durante todo el periodo experimental por medio de la estación meteorológica ubicada en
900 el local experimental (Davis Instruments®, model 6162).

901 Al inicio del estudio, antes de aplicación de los tratamientos, se colectaron muestras de
902 suelo a una profundidad de 10 cm para realizar la caracterización del sitio. Se analizó
903 textura con la técnica de Bouyoucos, pH, materia orgánica, P, Ca, Mg, K, capacidad de
904 intercambio catiónico y densidad aparente. En el área de la parcela donde estaba ubicada
905 la cámara estática, cada día de medición se tomó una muestra de suelo, a 15 cm de
906 distancia de la cámara y a 15 cm de profundidad, para determinar su contenido de NO₃⁻,

907 NH₄₊ y establecer la densidad aparente, densidad real y el espacio poroso lleno de agua
908 (EPLA).

909 Las concentraciones de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O)
910 en las muestras de gas fueron determinadas en el laboratorio del CIAT (Centro
911 Internacional de Agricultura Tropical). La cuantificación de CO₂, CH₄ y N₂O se realizó con
912 un cromatógrafo de gases GC-2014 (Shimadzu, Tokio, Japón), equipado con un detector
913 de ionización de llama (FID) y un detector de captura de electrones (ECD).

914 Los flujos de carbono (C) del CO₂ (C_CO₂) y CH₄ (C_CH₄) y del N del N₂O (N_N₂O)
915 fueron calculados a través de la ecuación propuesta por De Klein et al. (2003) (Ecuación
916 1):

$$\frac{\text{Flujo de gas, } \frac{mg}{m^2}}{h} = \left(\frac{\Delta c}{\Delta t} \right) * \left(\frac{M}{V_m} \right) * \left(\frac{V}{A} \right) \quad (1)$$

917

918 Donde $\Delta c/\Delta t$ corresponde al cambio en la concentración de los gases ($\mu\text{L/L}$) a través del
919 tiempo de muestreo (h), obtenido a través de regresión lineal; M es la masa (g/mol) del C
920 o N presente en cada mol de CO₂ y CH₄ o N₂O; V_m es el volumen molar del gas a la
921 temperatura de muestreo (L/mol); V es el volumen de la cámara (m³) y A es el área de la
922 cámara (m²).

923 El flujo de CO₂eq fue calculado sumando el producto entre la cantidad de cada uno de
924 los GEI y su respectivo potencial de calentamiento global respecto al CO₂, que para el
925 N₂O y CH₄ fue 298 y 25 veces, respectivamente (IPCC, 2019). La emisión acumulada de
926 los gases (N_N₂O, C_CO₂, C_CH₄ y CO₂eq) durante los 39 días de experimentación se
927 calculó a través de la determinación del área bajo la curva, correspondiente a la sumatoria
928 de Riemann.

929 *Construcción de los modelos predicción GEI*

930 La relación de las emisiones de GEI derivadas de la aplicación de excretas bovinas y las
931 variables predictoras (día, concentración de N, humedad del suelo, EPLA, temperatura

932 ambiental, precipitación) fue establecida a través de modelos de regresión lineal múltiple.
 933 Se utilizó el paquete olsrr (Hebbali, 2020) del software R-project, utilizando la función
 934 stepwise, seleccionando las mejores variables predictoras para de los modelos
 935 (International-Harvard Statistical Consulting Company, 2017). Las variables predictoras
 936 seleccionadas se presentan en la Tabla 5.

937 **Tabla 5.** Abreviaturas y descripción de las variables predictoras de los modelos.

Variable	Categoría	Descripción	Unidad
Día	Manejo	Día después de aplicación	Días
CON	Manejo	Concentración de excretas	g/m ²
HS	Suelo	Humedad de suelo	%
EPLA	Suelo	Espacio poroso lleno de agua	%
T_suelo	Suelo	Temperatura del suelo	°C
NO ₃ ⁻	Suelo	Nitratos	mg/kg
NH ₄ ⁺	Suelo	Amonio	mg/kg
T_ambiente	Climática	Temperatura ambiental	°C
Precip	Climática	Precipitación	mm

938 La capacidad predictiva de los modelos fue evaluada a través de los siguientes criterios:

939 *Coefficiente de determinación (R²):* representa la proporción de la varianza total que
 940 puede ser explicada por una o más variables independientes (Ecuación 2).

$$R^2 = 1 - \frac{SS_{res}}{SS_{tot}} \quad (2)$$

941 Donde: *SS_{res}* y *SS_{tot}* corresponden a la suma cuadrado residual y total,
 942 respectivamente.

943 *Raíz del error cuadrático medio (RMSE):* también llamada desviación cuadrática media y
 944 mide la diferencia media entre los valores predichos por el modelo y los valores
 945 observados (Ecuación 3).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2} \quad (3)$$

946

947 Donde: n corresponde al número de observaciones, P_i al valor predicho por el modelo y
948 O_i al valor observado

949 *Error absoluto medio (MAE)*: Representa la media de los errores absolutos. El error
950 absoluto es el valor absoluto de la diferencia del valor predicho y el real (Ecuación 4).

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |P_i - O_i| \quad (4)$$

951
952

953 *Desviación estándar de observaciones RMSE (RSR)*: calculado como la relación entre el
954 RMSE y la desviación estándar de los datos observados (STDEV_{obs})(Singh et al. 2005).
955 De acuerdo con Moriasi et al. (2013) valores de RSR de 0 a 0,5 indican un ajuste
956 excelente, 0,5 a 0,6 ajuste bueno, 0,6 a 0,7 ajuste satisfactorio y $>$ a 0,7 ajuste
957 insatisfactorio (Ecuación 6).

$$RSR = \frac{RMSE}{STDEV_{obs}} \quad (5)$$

958

959 La validación de los modelos se realizó empleando el método K-Fold Cross-Validation
960 (Huang, 2014). En este método, los datos se dividen de forma aleatoria en k grupos del
961 mismo tamaño, $k-1$ grupos se emplean para entrenar el modelo y uno de los grupos se
962 emplea como validación. Este proceso se repite k veces utilizando un grupo distinto como
963 validación en cada iteración. El proceso genera k estimaciones del error cuyo promedio
964 se emplea como estimación final.

965 **Resultados**

966 En la Tabla 7 se muestran las correlaciones de las variables predictoras que fueron
 967 empleadas en la construcción de los modelos. La variable T_suelo presentó correlación
 968 positiva con las emisiones de C-CH₄ y no tuvo influencia en las emisiones de los restantes
 969 gases. La T_ambiente influyó la emisión de N-N₂O mostrando que incrementos en la
 970 temperatura ambiente aumentan la tasa de emisión de este gas. La humedad del suelo
 971 (HS) solo mostró ser relevante para las emisiones de C-CH₄. El espacio poroso lleno de
 972 agua (EPLA) se correlacionó negativamente con las emisiones de C-CH₄, C-CO₂ y CO₂eq
 973 y positivamente con las emisiones de N-N₂O. La concentración de las excretas (CON)
 974 fue relevante para las emisiones de N-N₂O y C-CO₂, en tanto que las emisiones de C-
 975 CH₄ no se vieron influencias por esta variable. La precipitación altera la dinámica del
 976 suelo afectando su temperatura, la actividad microbiana en función de disponibilidad de
 977 oxígeno lo que mostró influenciar las tasas de emisión de N-N₂O y C-CH₄.

978 **Tabla 6.** Correlación entre las variables predictoras.

Variable ¹	Gas			
	N-N ₂ O	C-CH ₄	C-CO ₂	CO ₂ eq
T_suelo	0,08	-0,32 *	-0,08	-0,03
T_ambiente	0,18 *	0,05	0,12	0,19 *
NO ₃ -	0,00	0	0	0
NH ₄ +	-0,15	0	0	0
HS	0,07	0,20 *	-0,11	-0,01
EPLA	0,18 *	-0,29 *	-0,38 *	-0,27 *
CON	0,40 *	-0,06	0,28 *	0,47 *
Precip	0,20 *	-0,34 *	-0,14	-0,05

* significancia estadística (p<0.05)

¹ T_suelo= temperatura del suelo; T_ambiente= temperatura ambiental; NO₃-= nitratos; NH₄+ = amonio; HS= humedad del suelo; EPLA= espacio poroso lleno de agua; CON= concentración de nitrógeno; Precip= precipitación.

979 Las variables continuas que se muestran en la Tabla 6 fueron seleccionadas para la
 980 construcción de los modelos junto con las variables discretas, CON y Día. Las demás
 981 variables como T_suelo, NO₃⁻ y NH₄⁺ fueron descartadas.

982 **Tabla 7.** Métricas de estadística descriptiva de las variables continuas consideradas para
 983 la construcción de los modelos.

Estadígrafos	Variables predictoras¹			
	HS	EPLA	T_ambiente	Precip
Número de observaciones	159	161	161	161
Media	59,13	32,81	18,61	22,93
Máximo	62,52	46,79	20	78,5
Mínimo	54,38	20,53	15,2	0
Desviación estándar	1,5	5,88	1,32	28,66

984 ¹ HS= humedad del suelo; EPLA= espacio poroso lleno de agua; T_ambiente= temperatura ambiental;
 985 Precip= precipitación.

986 Los modelos de predicción de emisiones de N-N₂O, se presentan en la Tabla 8. El análisis
 987 de regresión muestra que la emisión de este gas en las heces es dependiente de la dosis
 988 de N aplicada al suelo (CON), la humedad del suelo (HS), el EPLA y la precipitación.
 989 Cuando estas variables se incluyeron en el modelo hN₂O-3, el R² alcanzado fue del
 990 52,2%. Al retirar la variable precipitación del modelo hN₂O-2 se presenta ligera variación
 991 en el coeficiente de determinación fue registrada (51%), indicando que la precipitación
 992 explica en pequeña medida la variación en las emisiones de N-N₂O cuando se aplican
 993 heces al suelo.

994 Las emisiones de N-N₂O proveniente de la orina mostraron ser dependientes de la
 995 cantidad de N aplicado y la temperatura ambiental (modelo orN₂O-5). La inclusión de la
 996 variable EPLA en el modelo orN₂O-6, no mejoró la capacidad predictiva alcanzada con el
 997 modelo orN₂O-5 como puede ser verificado en la Tabla 8.

998 **Tabla 8.** Modelos de predicción de emisiones de N-N₂O provenientes de la aplicación
 999 de heces y orina en el suelo.

Modelo	Parámetro ¹	valor	EE ³	p-valor	Validación ²			
					R2	RMSE	MAE	RSR
Heces								
hN ₂ O-1	Intercepto	-0.161	0.139	NS	45	0.18	0.14	0.73
	CON	0.003	0.001	0.01				
	EPLA	0.007	0.004	NS				
hN ₂ O-2	Intercepto	-2.167	0.800	0.05	51	0.18	0.14	0.69
	CON	0.004	0.001	0.01				
	HS	0.033	0.010	0.05				
	EPLA	0.010	0.003	0.05				
hN ₂ O-3	Intercepto	-2.391	0.829	0.05	52.2	0.19	0.14	0.68
	CON	0.003	0.001	0.01				
	HS	0.036	0.013	0.05				
	EPLA	0.008	0.004	0.05				
	Precip	0.001	0.001	NS				
Orina								
orN ₂ O-4	Intercepto	0.379	0.327	NS	19.7	1.5	1.1	0.88
	CON	0.010	0.002	0.01				
orN ₂ O-5	Intercepto	-5.073	3.163	NS	24	1.5	1.1	0.86
	CON	0.010	0.002	0.01				
	T_ambiente	0.295	0.170	NS				
orN ₂ O-6	Intercepto	-7.666	3.660	0.05	26.8	1.5	1.2	0.84
	CON	0.010	0.002	0.01				
	T_ambiente	0.338	0.172	NS				
	EPLA	0.053	0.035	NS				

1000 ¹CON = concentración de N en las excretas (g de N/m²); HS = humedad del suelo (%); EPLA = espacio poroso lleno
 1001 de agua; T_ambiente = temperatura ambiente (°C); Precip = precipitación (mm).

1002 ² R²= coeficiente de determinación. RMSE= raíz del error cuadrático medio. MAE= error absoluto medio. RSR=
 1003 desviación estándar de observaciones RMSE.

1004 ³error estándar

1005 La Tabla 9 muestra los modelos correspondientes a la emisión de C-CH₄. El modelo
 1006 hCH₄-3 que incluyó las variables predictoras Día, CON y T_ambiente, lograron explicar
 1007 el 65,8% de la variación en la emisión de metano a partir de las heces. Sin embargo, el
 1008 modelo hCH₄-2 que a diferencia del modelo hCH₄-3, no incluyó la variable T_ambiente
 1009 alcanzó una equivalente capacidad predictiva. Para el caso de los modelos desarrollados
 1010 para predecir las emisiones de metano a partir de la orina todos presentaron baja
 1011 capacidad de predicción con valores de RSR >0,7, indicando un ajuste insatisfactorio.

1012 **Tabla 9.** Modelos de predicción de emisiones de C-CH₄ provenientes de la aplicación de
 1013 heces y orina en el suelo.

Modelo	Parámetro ¹	valor	EE ³	p-valor	Validación ²			
					R2	RMSE	MAE	RSR
Heces								
hCH ₄ -1	Intercepto	9.736	0.952	0.05	32.2	6.0	4.8	0.81
	CON	-0.324	0.049	0.01				
hCH ₄ -2	Intercepto	8.038	4.304	0.05	64.3	4.4	3.6	0.59
	Día	-1.534	-0.328	0.01				
	CON	0.097	0.098	0.05				
hCH ₄ -3	Intercepto	-9.644	7.311	NS	65.8	4.6	3.7	0.58
	Día	-0.342	0.036	0.01				
	CON	0.096	0.010	0.05				
	T_ambiente	0.764	0.397	NS				
Orina								
orCH ₄ -4	Intercepto	-0.109	0.044	0.05	12.9	0.03	0.021	0.92
	CON	0.000	0.000	0.05				
	T_ambiente	0.006	0.002	***				
orCH ₄ -5	Intercepto	-0.071	0.052	NS	14.5	0.03	0.02	0.92
	CON	0.000	0.000	0.05				
	T_ambiente	0.006	0.002	0.05				
	EPLA	-0.001	0.000	NS				

1014 ¹CON = concentración de N en las excretas (g de N/m²); EPLA = espacio poroso lleno de agua; T_ambiente =
 1015 temperatura ambiente (°C); Día= días después de aplicación de excretas.

1016 ² R²= coeficiente de determinación RMSE= raíz del error cuadrático medio. MAE= error absoluto medio. RSR=
 1017 desviación estándar de observaciones RMSE

1018 ³error estándar

1019 Los modelos construidos para predecir las emisiones de C-CO₂ desde las heces fueron
 1020 de los modelos con mejor coeficiente de determinación y mejor RSR (Tabla 10). En el
 1021 modelo hCO₂-1 (Tabla 10) que incluyó como variable predictora la concentración de
 1022 excretas (CON) tuvo un R² de 67,1%. El modelo hCO₂-2 que además de la variable CON
 1023 incluyó la humedad de suelo (HS) no presentó una mejora sustancial en su capacidad
 1024 predictiva.

1025 La emisión de C-CO₂ a partir de la orina fue influenciada por la cantidad de orina aplicada
 1026 al suelo y el EPLA como pudo ser verificado en el modelo orCO₂-4. La inclusión de

1027 variables adicionales no mejoró significativamente los valores de los criterios de ajuste
 1028 evaluados en este trabajo.

1029 **Tabla 10.** Modelos de predicción de emisiones de C-CO₂ provenientes de la aplicación
 1030 de heces y orina en el suelo.

Modelo	Parámetro ¹	Valor	EE ³	p-valor	Validación ²			
					R2	RMSE	MAE	RSR
Heces								
hCO ₂ -1	Intercepto	417.4	23.3	0.05	67.1	140.5	114	0.57
	CON	4.61	0.3	0.01				
hCO ₂ -2	Intercepto	1763.6	485.9	0.05	69.5	132.9	105.8	0.54
	CON	4.52	0.3	0.01				
	HS	-22.63	8.2	0.05				
Orina								
orCO ₂ -3	Intercepto	2070	258.5	0.05	24.0	400.7	300.3	0.86
	EPLA	-42.53	7.7	0.01				
orCO ₂ -4	Intercepto	1887.7	243.9	0.05	35.5	367.3	281.4	0.79
	EPLA	-43.5	0.5	0.01				
	CON	1.96	7.1	0.05				
orCO ₂ -5	Intercepto	2002.5	255.2	0.05	36.8	381.3	280.2	0.47
	EPLA	-48.5	7.9	0.01				
	CON	1.98	0.5	0.05				
	Precip	2.22	1.5	NS				

1031 ¹CON=concentración de N en las excretas (g de N/m²); HS = humedad del suelo (%); EPLA = espacio poroso lleno
 1032 de agua; Precip = precipitación (mm).

1033 ² R²= coeficiente de determinación RMSE= raíz del error cuadrático medio. MAE= error absoluto medio. RSR=
 1034 desviación estándar de observaciones RMSE

1035 ³error estándar

1036 Dado que todos los gases de efecto invernadero no tienen el mismo potencial de
 1037 calentamiento, el termino CO₂ equivalente (C-CO₂eq) fue establecido como medida que
 1038 permite convertir las emisiones de cualquier gas de efecto invernadero a una cantidad
 1039 equivalente de CO₂. La Tabla 11 presenta los modelos desarrollados para predecir las
 1040 emisiones de C-CO₂eq por la aplicación de heces y orina al suelo. Los modelos de
 1041 emisiones C-CO₂eq desde las heces presentaron coeficientes de determinación
 1042 superiores al 73% y valores de RMSE, MAE y RSR muy similares entre sí.

1043 Los modelos construidos para las emisiones de CO₂eq desde la orina no fueron buenos
 1044 predictores (Tabla 11). El modelo orCO₂eq-3 tuvo el menor coeficiente de determinación
 1045 (R²=23,1%) considerando únicamente la variable CON. Hubo un aumento en el
 1046 coeficiente de determinación en los modelos orCO₂eq-4 y orCO₂eq-5 (R²=31,6 y 37,1%,
 1047 respectivamente), cuando las variables EPLA y T_ambiente se agregaron.

1048 **Tabla 11.** Modelos de predicción de emisiones de CO₂eq provenientes de la aplicación
 1049 de heces y orina en el suelo.

Modelo	Parámetro ¹	valor	EE ³	p-valor	Validación ²			
					R2	RMSE	MAE	RSR
Heces								
hCO ₂ eq-1	Intercepto	1541.2	95.5	0.05	73.4	549.6	449.1	0.51
	CON	22.13	1.4	0.01				
hCO ₂ eq-2	Intercepto	1667.5	100.7	0.05	76.0	558.4	458.7	0.48
	CON	22.18	1.3	0.01				
	Precip	-6.37	2.0	0.05				
Orina								
orCO ₂ eq-3	Intercepto	1791.4	319.8	0.05	23.1	1776	1291	0.87
	CON	12.9	2.6	0.01				
orCO ₂ eq-4	Intercepto	5651.5	1250.9	0.05	31.6	1718	1310	0.82
	CON	12.7	2.5	0.01				
	EPLA	-116.8	36.7	0.05				
orCO ₂ eq-5	Intercepto	-1811.3	3068.3	NS	37.1	1679	1292	0.78
	CON	12,7	2.4	0.01				
	T_ambiente	382.3	144.5	0.05				
	EPLA	-105.6	35.7	0.05				

1050 ¹CON = concentración de N en las excretas (g de N/m²); EPLA = espacio poroso lleno de agua; T_ambiente =
 1051 temperatura ambiente (°C); Precip = precipitación (mm).

1052 ² R²= coeficiente de determinación RMSE= raíz del error cuadrático medio. MAE= error absoluto medio. RSR=
 1053 desviación estándar de observaciones RMSE

1054 ³error estándar

1055 **Discusión**

1056 *Variables seleccionadas*

1057 Las variables como NO_3^- , NH_4^+ y T_{suelo} fueron excluidas de la base de datos debido a
1058 que presentaban bajas correlaciones no significativas, por lo que no fueron incluidas en
1059 los modelos. No obstante, son variables que están relacionadas con los procesos de
1060 nitrificación y desnitrificación para la producción de $\text{N-N}_2\text{O}$, por lo que las bajas
1061 correlaciones pueden deberse a la alta variabilidad que se presenta en la dinámica del
1062 suelo y el número de datos que fueron tomados.

1063 Las variables Día, T_{ambiente} , HS, EPLA CON y Precip, estuvieron correlacionadas con
1064 las variables dependientes. La variable Día tuvo una correlación negativa con la emisión
1065 de C-CH_4 y C-CO_2 proveniente de las heces. Esta disminución en la tasa de emisión de
1066 estos gases se debe a que con el pasar de los días se genera una capa costrosa que
1067 impide que sean liberados y también reduciendo las condiciones anaeróbicas por el
1068 ingreso de aire, disminuyendo la producción de gases (Flessa et al., 1996).

1069 El EPLA tuvo una fuerte correlación con la emisión de todos los gases en el suelo. Su
1070 influencia está dada por que esta variable determina la disponibilidad de oxígeno en el
1071 suelo factor que condiciona la actividad de las poblaciones microbianas responsables de
1072 los procesos de la descomposición de la materia orgánica y los procesos de nitrificación
1073 y desnitrificación. La correlación positiva de dicha variable con el gas $\text{N-N}_2\text{O}$, se debe a
1074 la dominancia del proceso de nitrificación el cual favorece la producción de dicho gas
1075 (Saggar et al., 2004). Con los gases C-CH_4 y C-CO_2 , se presentó una correlación
1076 negativa, debido al aumento del EPLA provocado por el aumento de las lluvias y también
1077 una disminución en el flujo de los gases con el pasar de los días. Sin embargo, superiores
1078 porcentajes EPLA hubiera ocasionado mayores flujos de GEI por la dominancia del
1079 proceso de desnitrificación en un ambiente anaeróbico para la producción de $\text{N-N}_2\text{O}$ y la
1080 vez un mayor flujo de C-CH_4 desde el suelo (Amaral et al., 1998).

1081 La variable CON fue importante para el desarrollo de los modelos de las emisiones de N-
1082 N_2O . Con el aumento en la concentración de N se observó un incremento en las

1083 emisiones de N-N₂O tanto en heces como en la orina. Sin embargo, en las emisiones de
1084 C-CH₄ las correlaciones fueron muy bajas, debido a que este gas no presenta una
1085 relación directa con la concentración de N (Tabla 3).

1086 Los resultados del presente trabajo concuerdan con lo reportado por Regina et al. (2013),
1087 quienes evaluando diferentes tipos de suelo, cultivos y manejo, encontraron que los flujos
1088 de N-N₂O varían en función del N orgánico aplicado. Sin embargo, dicha concentración
1089 no siempre presenta una relación lineal con los flujos de N-N₂O, ya que una mayor
1090 cantidad de N aplicado al suelo puede provocar una mayor infiltración el N, lo cual deja
1091 una menor cantidad de N disponible para la producción de N-N₂O (Hoeft et al., 2012;
1092 Sordi et al., 2014; Cardoso et al. 2018).

1093 *Modelos construidos para la predicción de N-N₂O*

1094 Al observar el modelo hN₂O-1, tiene como variables predictoras CON y EPLA, siendo
1095 esta última muy influyente en los procesos de formación de N-N₂O. El ELPA determina el
1096 porcentaje de agua que hay dentro de los poros del suelo, determinando la dominancia
1097 de los procesos de nitrificación y desnitrificación para la formación de N-N₂O. Ya que si
1098 el porcentaje de EPLA es menor al 60% hay una mayor dominancia de la nitrificación bajo
1099 las condiciones aerobias y por arriba del 60% es por parte de la desnitrificación en
1100 condiciones anaerobias (Saggar et al., 2004). No obstante, en el modelo hN₂O-2 tiene
1101 una mayor capacidad predictiva que el modelo hN₂O-1 al incluir la variable HS, debido a
1102 que la humedad del suelo también influye en la concentración de oxígeno en el suelo,
1103 generando activación microbiana y sus procesos relacionados, como la nitrificación o
1104 desnitrificación para la producción de N-N₂O (Saggar et al., 2004). La inclusión de la
1105 variable precipitación (Precip) en el modelo hN₂O-3 no incrementó la capacidad de
1106 predicción del modelo (Tabla 3).

1107 Se esperaba que los modelos construidos a partir de la aplicación de orina tuvieron un
1108 menor error en la predicción de las emisiones de N-N₂O. Sin embargo, no fue así. Las
1109 emisiones de este gas no solo dependen de la concentración de N, sino también de los
1110 mecanismos como nitrificación y desnitrificación para la producción de N-N₂O (Bouwman,
1111 1996). Posiblemente, se hubiera logrado una mejor precisión si estos mecanismos

1112 hubiesen sido tomados en consideración, lo que representa una mayor complejidad en la
1113 aplicación práctica del modelo.

1114 *Modelos construidos para la predicción de C-CH₄*

1115 Los modelos de emisiones de C-CH₄ provenientes de la aplicación de heces al suelo
1116 tuvieron mayor capacidad predictiva que los modelos construidos para la aplicación de
1117 orina. Este hecho se debe a que la producción de C-CH₄ en el suelo está directamente
1118 relacionada con la cantidad de materia orgánica disponible que es descompuesta por
1119 microorganismos y enzimas en condiciones anaerobias (Hu et al., 2018). Para las heces
1120 la variable CON tuvo alta significancia en la construcción de los modelos y esto se debe
1121 a que mayores aportes de N conllevan a un mayor aporte de materia orgánica que se
1122 deposita en el suelo. El modelo hCH₄-1 tuvo menor coeficiente de determinación y un
1123 mayor valor del RMSE en comparación con los demás modelos. Al momento de
1124 incorporar la variable Día al modelo hCH₄-2, se observa un aumento en el coeficiente de
1125 determinación y menor valor en el RMSE. Así mismo sucede con el modelo hCH₄-3 al
1126 adicionar la variable T_ambiente, sin embargo, este modelo no tiene una mejora que
1127 justifique su capacidad de predicción al modelo hCH₄-2. La variable Día explica en mayor
1128 medida la variabilidad de los datos, esto se explica porque al transcurrir los días las
1129 emisiones de C-CH₄ se reducen debido a la pérdida de humedad en las heces aplicadas
1130 por causa de la aireación y temperatura del ambiente, provocando que las heces formen
1131 una capa dura y verdosa en la parte superior, impidiendo la salida de este gas (Yamulki
1132 et al., 1999).

1133 En los modelos orCH₄-4 y orCH₄-5, fueron los modelos con la menor capacidad de
1134 predicción, lo cual se debe a que las emisiones de C-CH₄ desde la orina es casi nula.
1135 Esto se debe al potencial redox de los tratamientos, lo que implica que a medida que se
1136 reduce el oxígeno, la reacción redox genera más energía para el proceso de
1137 desnitrificación, lo cual reduce o inhibe la producción de C-CH₄ del material orgánico
1138 (Tully, Abwanda, Thiong'o, Mutuo, & Rosenstock, 2017).

1139 *Modelos construidos para la predicción de C-CO₂*

1140 Los modelos de C-CO₂ desde las heces fueron los que tuvieron mayor capacidad de
1141 predicción. En el modelo hCO₂-1, cuenta con la variable CON como variable predictora,
1142 explicando en la mayor parte de la variabilidad de los datos. Sin embargo, de acuerdo
1143 con Haynes y Williams. (1993), las emisiones de C-CO₂ no solo son influenciadas por la
1144 concentración de N, sino también por el contenido de agua, materia orgánica y los
1145 microorganismos presentes en suelo. Las emisiones de C-CO₂ en las heces se deriva
1146 principalmente de la mineralización microbiana de materia orgánica que contienen
1147 (Flessa et al., 2002). El modelo hCO₂-2 también fue un modelo que presentó una buena
1148 capacidad de predicción al incluir la variable HS, la cual está relacionada con el contenido
1149 de agua que se presenta en la superficie del suelo. Lo anterior influye en la concentración
1150 de oxígeno en el suelo, determinando la actividad microbiana y sus procesos
1151 relacionados, no obstante, esta variable está sujeta a la textura del suelo, ya que suelos
1152 textura arenosa tienen mayor capacidad de drenaje que los suelos arcillosos (De Klein et
1153 al., 2003).

1154 Para este gas, los modelos construidos para predecir las emisiones derivados de la
1155 aplicación de orina no tuvieron tan buena capacidad de predicción (Tabla 10). En el
1156 modelo orCO₂-3 tiene solamente la variable predictora EPLA, la cual determina la
1157 cantidad de oxígeno disponible dependiendo de la cantidad de agua en los poros del
1158 suelo. El modelo orCO₂-4 tiene la variable adicional CON, la cual representa la cantidad
1159 de N, donde este N se hidrolizada dentro de las primeras 24 horas (Bol et al., 2004;
1160 Carter, 2007) por la enzima ureasa para formar (NH₄)₂CO₃ y, posteriormente se produce
1161 emisiones de CO₂ (Saggar et al., 2004; Clough et al., 2005).

1162 *Modelos construidos para la predicción de CO₂ eq*

1163 Algunos de los modelos de CO₂eq son similares a los modelos de C-CO₂ debido a que
1164 este gas representa la mayor parte de las emisiones de CO₂eq. La variable que explicó
1165 en mayor medida la variación en las emisiones de CO₂eq fue la CON. Agregar la variable
1166 Precip, genera una ligera mejora en la capacidad de predicción del modelo.

1167 En el caso de la orina los modelos tuvieron baja capacidad de predicción al igual que los
1168 modelos de C-CO₂ desde los mismos tratamientos. Sin embargo, la variable que tuvo

1169 mayor explicación de los datos fue la variable CON. En el modelo orCO₂eq-4 se agrega
1170 la variable EPLA y por último en el modelo orCO₂eq-5 se adiciona la variable T_ambiente,
1171 teniendo un aumento del coeficiente de correlación ($R^2=37,1\%$). De manera que, el
1172 aumento de temperatura genera mayor actividad microbiana que hay en el suelo a
1173 medida que aumenta la temperatura, teniendo mayores emisiones de GEI (Le Mer &
1174 Roger, 2001).

1175 **Conclusiones**

1176 Las variables que permitieron explicar en mayor medida la variabilidad en las emisiones
1177 de GEI por la aplicación de excretas bovinas al suelo fueron CON y EPLA. Las variables
1178 T_suelo, NO₃⁻ y NH₄⁺, fueron descartadas debido a que no presentaron correlación y no
1179 fueron significativas. Se esperaba que estas dos últimas variables tuvieran una fuerte
1180 correlación con el N-N₂O, ya que indicativos de procesos como la nitrificación y
1181 desnitrificación, procesos requeridos para la producción de este gas.

1182 La inclusión de tres o cuatro variables en los modelos no redujo el error de predicción en
1183 comparación con los modelos menos complejos. Ya que como se pudo observar no había
1184 justificación al agregar más variables, provocando una menor precisión de los modelos y
1185 teniendo un modelo más complejo.

1186 Los modelos de predicción construidos para estimar las emisiones de GEI desde las
1187 heces tuvieron mayor capacidad predictiva que los desarrollados para predecir las
1188 emisiones a partir de la aplicación de orina. Esto se debe a que las emisiones desde las
1189 heces son más constantes a través del tiempo y los factores ambientales parecen tener
1190 una menor influencia sobre la producción y emisión de GEI.

1191 El uso de los modelos para la predicción de CO₂ eq son una buena herramienta, ya que
1192 representa las emisiones de los tres principales GEI.

1193 **Referencias**

- 1194 Allen, A. G., Jarvis, S. C., & Headon, D. M. (1996). Nitrous oxide emissions from soils
1195 due to inputs of nitrogen from excreta return by livestock on grazed grassland in the
1196 U.K. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(4–5), 597–607.
1197 [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00186-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00186-7)
- 1198 Amaral, J. A., Ren, T., & Knowles, R. (1998). Atmospheric methane consumption by
1199 forest soils and extracted bacteria at different pH values. *Applied and Environmental*
1200 *Microbiology*, 64(7), 2397–2402. <https://doi.org/10.1128/aem.64.7.2397-2402.1998>
- 1201 Arévalo Rodríguez, A. L. (2016). *Inhibición Biológica de la Nitrificación (IBN) en arroz*
1202 *(Oryza sativa L.) en suelos del Piedemonte llanero.*
- 1203 Argango-Pulgarin, G., & Pérez-Naranjo, J.-C. (2005). Suelo Mediante El Uso De
1204 Electrodo Selectivos. *Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 58(1), 2733–
1205 2740.
- 1206 Barneze, A. S., Mazzetto, A. M., Zani, C. F., Misselbrook, T., & Cerri, C. C. (2014).
1207 Nitrous oxide emissions from soil due to urine deposition by grazing cattle in Brazil.
1208 *Atmospheric Environment*, 92(December 2018), 394–397.
1209 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.04.046>
- 1210 Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. M., & Walker, S. C. (2020). *lme4: linear mixed-effects*
1211 *models. R package version 1.1.21.* Retrieved from <https://github.com/lme4/lme4/>
- 1212 Beltrán-Santoyo, M., Álvarez-Fuentes, G., Pinos-Rodríguez, J. M., & Contreras-Servín,
1213 C. (2016). Emisión de metano en los sistemas de producción de leche bovina en el
1214 valle de San Luis Potosí, México. *Agrociencia*, 50(3), 297–305.
- 1215 Beukes, P. C., Gregorini, P., & Romera, A. J. (2011). Estimating greenhouse gas
1216 emissions from New Zealand dairy systems using a mechanistic whole farm model
1217 and inventory methodology. *Animal Feed Science and Technology*, 166–167, 708–
1218 720. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.050>

- 1219 Bhandral, R., Bolan, N. S., Saggar, S., & Hedley, M. J. (2007). Nitrogen transformation
1220 and nitrous oxide emissions from various types of farm effluents. *Nutrient Cycling in*
1221 *Agroecosystems*, 79(2), 193–208. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9107-5>
- 1222 Bol, R., Petersen, S. O., Christofides, C., Dittert, K., & Hansen, M. N. (2004). Short-term
1223 N₂O, CO₂, NH₃ fluxes, and N/C transfers in a Danish grass-clover pasture after
1224 simulated urine deposition in autumn. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*,
1225 167(5), 568–576. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/jpln.200321334>
- 1226 Bolan, N. S., Saggar, S., Luo, J., Bhandral, R., & Singh, J. (2004). Gaseous Emissions
1227 of Nitrogen from Grazed Pastures: Processes, Measurements and Modelling,
1228 Environmental Implications, and Mitigation. *Advances in Agronomy*, 84(C), 37–120.
1229 [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(04\)84002-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(04)84002-1)
- 1230 Borken, W., & Matzner, E. (2009). Reappraisal of drying and wetting effects on C and N
1231 mineralization and fluxes in soils. *Global Change Biology*, 15(4), 808–824.
1232 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01681.x>
- 1233 Bouwman, A. F. (1996). Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient*
1234 *Cycling in Agroecosystems*, 46(1), 53–70. <https://doi.org/10.1007/BF00210224>
- 1235 Bouwman, L., Goldewijk, K. K., Van Der Hoek, K. W., Beusen, A. H. W., Van Vuuren, D.
1236 P., Willems, J., ... Stehfest, E. (2013). Exploring global changes in nitrogen and
1237 phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900-
1238 2050 period. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States*
1239 *of America*, 110(52), 20882–20887. <https://doi.org/10.1073/pnas.1012878108>
- 1240 Bremner, J., & Blackmer, A. (1981). Terrestrial nitrification as a source of atmospheric
1241 nitrous oxide In: Delwiche CC (ed) Denitrification, nitrification an atmospheric
1242 nitrous oxide. *Wiley*, 151–170.
- 1243 Butterbach-Bahl, K., Baggs, E. M., Dannenmann, M., Kiese, R., & Zechmeister-
1244 Boltenstern, S. (2013). Nitrous oxide emissions from soils: How well do we
1245 understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the*

- 1246 *Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1621).
1247 <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0122>
- 1248 Cai, Y., Chang, S. X., & Cheng, Y. (2017). Greenhouse gas emissions from excreta
1249 patches of grazing animals and their mitigation strategies. *Earth-Science Reviews*,
1250 171, 44–57. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.05.013>
- 1251 Cardoso, A. D. S., Alves, B. J. R., Urquiaga, S., & Boddey, R. M. (2018). Effect of
1252 volume of urine and mass of faeces on N₂O and CH₄ emissions of dairy-cow
1253 excreta in a tropical pasture. *Animal Production Science*, 58(6), 1079–1086.
1254 <https://doi.org/10.1071/AN15392>
- 1255 Caro, F., & Correa, H. J. (2006). Digestibilidad posruminal aparente de la materia seca,
1256 la proteína cruda y cuatro macrominerales en el pasto kikuyo (*Pennisetum*
1257 *clandestinum*) cosechado a dos edades de rebrote. *Livestock Research for Rural*
1258 *Development*, 18. Retrieved from <http://www.lrrd.org/lrrd18/10/caro18143.htm>
- 1259 Carter, M. S. (2007). Contribution of nitrification and denitrification to N₂O emissions
1260 from urine patches. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(8), 2091–2102.
1261 <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.013>
- 1262 Castañeda, M., Duque, M., Galvis, R. D., & Correa, H. J. (2008). Digestibilidad intestinal
1263 in vitro de la proteína del pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum* Hochst)
1264 NITROGEN FERTILIZATION EFFECT AND CUT AGE ON THE In vitro
1265 INTESTINAL DIGESTIBILITY OF KIKUYO GRASS (*Pennisetum clandestinum*
1266 Hochst) PROTEIN. *Rev.Fac.Nal.Agr.Medellín*, 6(612), 4646–4653. Retrieved from
1267 <http://www.bdigital.unal.edu.co/27074/1/24791-86983-1-PB.pdf>
- 1268 Castillo, A. R., Kebreab, E., Beever, D. E., & France, J. (2000). *A review of efficiency of*
1269 *nitrogen utilisation in lactating dairy cows and its relationship with environmental*
1270 *pollution* *. (2300), 1–32.
- 1271 Castro R., E., Mojica R., J. E., León, J., Pabón, M., Carulla, J., & Cárdenas, E. (2009).
1272 Balance de nitrógeno en pastura de gramíneas y pastura de gramínea más Lotus

- 1273 uliginosus en la sabana de Bogotá, Colombia. *Corpoica Ciencia y Tecnología*
1274 *Agropecuaria*, 10(1), 91. https://doi.org/10.21930/rcta.vol10_num1_art:133
- 1275 Cervantes-Carrillo, F., Pérez, J., & Gómez, J. (2000). Avances en la eliminación
1276 biológica del nitrógeno de las aguas residuales. *Revista Latinoamericana de*
1277 *Microbiología*, 42(2), 73–82.
- 1278 Chianeese, D. S., Rotz, C. A., & Richard, T. L. (2009). Simulation of methane emissions
1279 from dairy farms to assess greenhouse gas reduction strategies. *Transactions of*
1280 *the ASABE*, 52(4), 1325–1335.
- 1281 Clough, T. J., & Kelliher, F. M. (2005). Dairy Farm Effluent Effects on Urine Patch
1282 Nitrous Oxide and Carbon Dioxide Emissions. *Journal of Environmental Quality*,
1283 34(3), 979–986. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0360>
- 1284 Coleman, D. C., & Crossley., D. A. (1996). Decomposition and nutrient cycling. In
1285 *Fundamentals of soil ecology* (pp. 109–140).
- 1286 Conrad, R. B. T.-A. in A. (2007). Microbial Ecology of Methanogens and Methanotrophs.
1287 In *Advances in Agronomy* (Vol. 96, pp. 1–63).
1288 [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(07\)96005-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0065-2113(07)96005-8)
- 1289 Correa C., H. J., Pabón R., M. L., & Carulla F., J. E. (2009). Estimación del consumo de
1290 materia seca en vacas Holstein bajo pastoreo en el trópico alto de Antioquia.
1291 *Livestock Research for Rural Development*, 21(4).
- 1292 Correa, H. J., Rodríguez, Y. G., Pabón, M. L., & Carulla, E. (2012). Efecto de la oferta
1293 de pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum*) sobre la producción , la calidad de la
1294 leche y el balance de nitrógeno en vacas Holstein Effect of offer level of Kikuyu
1295 grass (*Pennisetum clandestinum*) on production , milk quality and nit. *Livestock*
1296 *Reasearch for Rural*, 24(11).
- 1297 Correa, J., Carulla, J., & Pabón, M. (2008). Valor nutricional del pasto kikuyo
1298 (*Pennisetum clandestinum* Hoechst Ex Chiov.). *Livestock Research For Rural*

- 1299 *Development*, 20(4), 7. Retrieved from
1300 <https://www.researchgate.net/publication/266316988>
- 1301 Cosentino, V. R. N., Figueiro Aureggi, S. A., & Taboada, M. A. (2013). Hierarchy of
1302 factors driving N₂O emissions in non-tilled soils under different crops. *European*
1303 *Journal of Soil Science*, 64(5), 550–557. <https://doi.org/10.1111/ejss.12080>
- 1304 Dalal, R. C., & Allen, D. E. (2008). Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems.
1305 *Australian Journal of Botany*, 56, 369–407. Retrieved from
1306 <https://doi.org/10.1071/BT07128>
- 1307 de Figueiredo, E. B., Panosso, A. R., Reicosky, D. C., & La Scala, N. (2015). Short-term
1308 CO₂-C emissions from soil prior to sugarcane (*Saccharum* spp.) replanting in
1309 southern Brazil. *GCB Bioenergy*, 7(2), 316–327. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12151>
- 1310 De Klein, C. A. M., & Harvey, M. J. (2015). Nitrous Oxide Chamber Methodology
1311 Guidelines. In *Global research alliance on agricultural greenhouse gases*.
1312 <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0231>
- 1313 De Klein, C. A.M., Cameron, K. C., Di, H. J., Rys, G., Monaghan, R. M., & Sherlock, R.
1314 R. (2011). Repeated annual use of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD)
1315 does not alter its effectiveness in reducing N₂O emissions from cow urine. *Animal*
1316 *Feed Science and Technology*, 166–167, 480–491.
1317 <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.076>
- 1318 De Klein, C. A.M., & Eckard, R. J. (2008). Targeted technologies for nitrous oxide
1319 abatement from animal agriculture. *Australian Journal of Experimental Agriculture*,
1320 48(1–2), 14–20. <https://doi.org/10.1071/EA07217>
- 1321 De Klein, Cecile A.M., Barton, L., Sherlock, R. R., Li, Z., & Littlejohn, R. P. (2003).
1322 Estimating a nitrous oxide emission factor for animal urine from some New Zealand
1323 pastoral soils. *Australian Journal of Soil Research*, 41(3), 381–399.
1324 <https://doi.org/10.1071/SR02128>

- 1325 de Myttenaere, A., Golden, B., Le Grand, B., & Rossi, F. (2016). Mean Absolute
1326 Percentage Error for regression models. *Neurocomputing*, 192, 38–48.
1327 <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.neucom.2015.12.114>
- 1328 Del Pino, A., Repetto, C., Mori, C., & Perdomo, C. (2007). Decomposition Patterns of
1329 Manures in Soil. *Terra Latinoamericana*, 26, 43–52.
- 1330 Denmead, O. T. (2008). Approaches to measuring fluxes of methane and nitrous oxide
1331 between landscapes and the atmosphere. *Plant and Soil*, 309(1–2), 5–24.
1332 <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9599-z>
- 1333 Dijkstra, F. A., Morgan, J. A., Follett, R. F., & Lecain, D. R. (2013). Climate change
1334 reduces the net sink of CH₄ and N₂O in a semiarid grassland. *Global Change
1335 Biology*, 19(6), 1816–1826. <https://doi.org/10.1111/gcb.12182>
- 1336 Dijkstra, J., Oenema, O., van Groenigen, J. W., Spek, J. W., van Vuuren, A. M., &
1337 Bannink, A. (2013). Diet effects on urine composition of cattle and N₂O emissions.
1338 *Animal: An International Journal of Animal Bioscience*, 7 Suppl 2(January 2014),
1339 292–302. <https://doi.org/10.1017/S1751731113000578>
- 1340 Eckard, R. J., Grainger, C., & de Klein, C. A. M. (2010). Options for the abatement of
1341 methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. *Livestock Science*,
1342 130(1–3), 47–56. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2010.02.010>
- 1343 FAO. (2008). Climate change and food security. In *Emirates Journal of Food and
1344 Agriculture* (Vol. 30). <https://doi.org/10.4324/9781315272085-3>
- 1345 FEDEGAN, F. C. de G. (2019). *Cifras de referencia del sector ganadero colombiano*.
1346 Retrieved from <https://www.fedegan.org.co/estadisticas/publicaciones-estadisticas>
- 1347 Fiedler, S., Höll, B.S., Jungkunst, H. F. (2005). Methane budget of a Black Forest
1348 spruceecosystem considering soil pattern. *Biogeochemistry*, 76, 1–20.
- 1349 Flessa, H., Ruser, R., Dorsch, P., Kamp, T., Jimenez, M. A., & Munch, J.C. and Beese,
1350 F. (2002). *Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂ , CH₄ , N₂O)*

- 1351 *from two farming systems in southern Germany.*
- 1352 Flessa, H., & Beese, F. (2000). Laboratory Estimates of Trace Gas Emissions following
1353 Surface Application and Injection of Cattle Slurry. *Journal of Environmental Quality*,
1354 29(1), 262–268.
1355 <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010033x>
- 1356 Flessa, H., Dörsch, P., Beese, F., König, H., & Bouwman, A. F. (1996). Atmospheric
1357 Pollutants and Trace Gases Influence of Cattle Wastes on Nitrous Oxide and
1358 Methane Fluxes in Pasture Land. *Journal of Environmental Quality*, 25(6), 1366–
1359 1370. Retrieved from [https://dl-sciencesocieties-](https://dl-sciencesocieties-org.stanford.idm.oclc.org/publications/jeq/pdfs/25/6/JEQ0250061366)
1360 [org.stanford.idm.oclc.org/publications/jeq/pdfs/25/6/JEQ0250061366](https://dl-sciencesocieties-org.stanford.idm.oclc.org/publications/jeq/pdfs/25/6/JEQ0250061366)
- 1361 Flessa, H., Ruser, R., Dörsch, P., Kamp, T., Jimenez, M. A., Munch, J. C., & Beese, F.
1362 (2002). Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from
1363 two farming systems in southern Germany. *Agriculture, Ecosystems and*
1364 *Environment*, 91(1–3), 175–189. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00234-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00234-1)
- 1365 Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood,
1366 J., Lean, J., Lowe, D.C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Schulz, M.,
1367 VanDorland, R. (2007). In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis,
1368 M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.), *Changes in Atmospheric Constituents*
1369 *and in Radiative Forcing. In Climate Change 2007: The Physical Science Basis.*
1370 *Contribution of Working Group I to .*
- 1371 Frolking, S. E., Mosier, A. R., Ojima, D. S., Li, C., Parton, W. J., Potter, C. S., ... Smith,
1372 K. A. (1998). Comparison of N₂O emissions from soils at three temperate
1373 agricultural sites: simulations of year-round measurements by four models. *Nutrient*
1374 *Cycling in Agroecosystems*, 52(2), 77–105.
1375 <https://doi.org/10.1023/A:1009780109748>
- 1376 Galbally, I. E., Meyer, M. C. P., Wang, Y. P., Smith, C. J., & Weeks, I. A. (2010). Nitrous
1377 oxide emissions from a legume pasture and the influences of liming and urine

- 1378 addition. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 136(3–4), 262–272.
1379 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.10.013>
- 1380 Gao, B., Ju, X., Su, F., Meng, Q., Oenema, O., Christie, P., Chen, X., Zhang, F. (2014).
1381 Nitrous oxide and methane emissions from optimized and alternative cereal cropping
1382 systems on the North China Plain: a two-year field study. *Sci. Total Environ.*, 472,
1383 112–124.
- 1384 García Arbeláez, C., Vallejo López, G., Higgings, M. Lou, & Escobar, E. M. (2016). El
1385 Acuerdo De París. Así Actuará Colombia Frente Al Cambio Climático. In *WWF-*
1386 *Colombia*.
1387 [https://doi.org/http://www.minambiente.gov.co/images/cambioclimatico/pdf/colombia](https://doi.org/http://www.minambiente.gov.co/images/cambioclimatico/pdf/colombia_hacia_la_COP21/el_acuerdo_de_paris_frente_a_cambio_climatico.pdf)
1388 [_hacia_la_COP21/el_acuerdo_de_paris_frente_a_cambio_climatico.pdf](https://doi.org/http://www.minambiente.gov.co/images/cambioclimatico/pdf/colombia_hacia_la_COP21/el_acuerdo_de_paris_frente_a_cambio_climatico.pdf)
- 1389 Gardiner, C. A., Clough, T. J., Cameron, K. C., Di, H. J., Edwards, G. R., & de Klein, C.
1390 A. M. (2016). Potential for forage diet manipulation in New Zealand pasture
1391 ecosystems to mitigate ruminant urine derived N₂O emissions: a review. *New*
1392 *Zealand Journal of Agricultural Research*, 59(3), 301–317.
1393 <https://doi.org/10.1080/00288233.2016.1190386>
- 1394 Gavrilova, O., Leip, A., Dong, H., MacDonald, J. D., Bravo, C. A. G., Amon, B., ...
1395 Widiawati, Y. (2019). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National
1396 Greenhouse Gas Inventories CHAPTER 10: EMISSIONS FROM LIVESTOCK AND
1397 MANURE MANAGEMENT. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas*
1398 *Inventories*, 4(10), 1–224. Retrieved from [https://www.ipcc-](https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html)
1399 [nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html](https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html)
- 1400 Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A.
1401 & Tempio, G. (2013). *Enfrentando el cambio climático a través de la ganadería –*
1402 *Una evaluación global de las emisiones y oportunidades de mitigación*. Roma.
- 1403 Ghani, A., Dexter, M., Sarathchandra, U., & Waller, J. (2005). Effects of dairy factory
1404 effluent application on nutrient transformation in soil. *New Zealand Journal of*

- 1405 *Agricultural Research*, 48(2), 241–253.
1406 <https://doi.org/10.1080/00288233.2005.9513653>
- 1407 Globe. (2005). Protocolo de densidad de partículas del suelo. *Globe*, 10.
- 1408 Gómez-Osorio, L. M., Posada-Ochoa, S. L., Rosero-Noguera, R., & Olivera-Angel, M. E.
1409 (2020). Effect of carbohydrate source on productive performance, ruminal and
1410 systemic health of grazing cows. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 33(4),
1411 204–216. <https://doi.org/10.17533/udea.rccp.v33n4a01>
- 1412 Gundersen, P., J. Christiansen, G. Alberti, N. Brüggemann, S., Castaldi, R. Gasche, B.
1413 Kitzler, L. Klemedtsson, R. L.-D.-V., F. Moldan, T. Rütting, P. Schleppei, P. Weslien,
1414 and S. Z.-, & Boltensern. (2012). The response of methane and nitrous oxide fluxes
1415 to forest change in Europe. *Biogeosciences*, 9, 3999–4012. Retrieved from <https://doi.org/10.5194/bg-9-3999-2012>.
1416 <https://doi.org/10.5194/bg-9-3999-2012>.
- 1417 Hanson, P. J., Edwards, N. T., Garten, C. T., & Andrews, J. A. (2000). Separating root
1418 and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and
1419 observations. *Biogeochemistry*, 48(1), 115–146.
1420 <https://doi.org/10.1023/A:1006244819642>
- 1421 Havlík, P., Valin, H., Herrero, M., Obersteiner, M., Schmid, E., Rufino, M. C., ...
1422 Notenbaert, A. (2014). Climate change mitigation through livestock system
1423 transitions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States*
1424 *of America*, 111(10), 3709–3714. <https://doi.org/10.1073/PNAS.1308044111>
- 1425 Haynes, R. J., & Williams, P. H. (1993). Nutrient Cycling and Soil Fertility in the Grazed
1426 Pasture Ecosystem. *Advances in Agronomy*, 49(C), 119–199.
1427 [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60794-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60794-4)
- 1428 Hebbali, A. (2020). *Tools for Building OLS Regression Models*.
- 1429 Hénault, C., Bourennane, H., Ayzac, A., Ratié, C., Saby, N. P. A., Cohan, J. P., ... Gall,
1430 C. Le. (2019). Management of soil pH promotes nitrous oxide reduction and thus

- 1431 mitigates soil emissions of this greenhouse gas. *Scientific Reports*, 9(1), 1–11.
1432 <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56694-3>
- 1433 Hoeft, I., Steude, K., Wrage, N., & Veldkamp, E. (2012). Response of nitrogen oxide
1434 emissions to grazer species and plant species composition in temperate agricultural
1435 grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 151, 34–43.
1436 <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.01.029>
- 1437 Holter, P. (1997). Methane emissions from Danish cattle dung pats in the field. *Soil*
1438 *Biology and Biochemistry*, 29(1), 31–37. [https://doi.org/10.1016/S0038-](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00267-2)
1439 [0717\(96\)00267-2](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00267-2)
- 1440 Hsu, Y. W., Singh, S. K., Chiang, M. Y., Wu, Y. Y., & Chang, I. F. (2009). Strategies to
1441 lower greenhouse gas level by rice agriculture. *African Journal of Biotechnology*,
1442 8(2), 126–132. <https://doi.org/10.5897/AJB2009.000-9024>
- 1443 Hü, B. W. (2001). Methane oxidation in non-flooded soils as affected by crop production-
1444 invited paper. *European Journal of Agronomy*, 14, 237–260. Retrieved from
1445 www.elsevier.com/locate/eja
- 1446 Hu, E., Sutitarnnontr, P., Tuller, M., & Jones, S. B. (2018). Modeling temperature and
1447 moisture dependent emissions of carbon dioxide and methane from drying dairy
1448 cow manure. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, 5(2), 280–286.
1449 <https://doi.org/10.15302/J-FASE-2018215>
- 1450 Hutchinson, G. L., & Mosier, A. R. (1981). Improved Soil Cover Method for Field
1451 Measurement of Nitrous Oxide Fluxes1. *Soil Science Society of America Journal*,
1452 45(2), 311. <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500020017x>
- 1453 ICA, I. A. C. (2022). *Censo Pecuario Nacional*. Retrieved from
1454 [https://www.ica.gov.co/areas/pecuaria/servicios/epidemiologia-veterinaria/censos-](https://www.ica.gov.co/areas/pecuaria/servicios/epidemiologia-veterinaria/censos-2016/censo-2018)
1455 [2016/censo-2018](https://www.ica.gov.co/areas/pecuaria/servicios/epidemiologia-veterinaria/censos-2016/censo-2018)
- 1456 IDEAM. (2016). *INVENTARIO NACIONAL Y DEPARTAMENTAL DE GASES EFECTO*

- 1457 *INVERNADERO - COLOMBIA*. Bogotá D.C., Colombia.
- 1458 International-Harvard Statistical Consulting Company. (2017). *Stepwise Variable*
1459 *Selection Procedures for Regression Analysis*. Retrieved from [https://cran.r-](https://cran.r-project.org/web/packages/My.stepwise/index.html)
1460 [project.org/web/packages/My.stepwise/index.html](https://cran.r-project.org/web/packages/My.stepwise/index.html)
- 1461 IPCC. (2006). *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the*
1462 *National Greenhouse Gas Inventories Programme*. Japón.
- 1463 IPCC. (2007). *Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos*
1464 *de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental*
1465 *de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri,*
1466 *R.K. y Reisinger, A. Ginebra, Suiza.*
- 1467 IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups*
1468 *I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on*
1469 *Climate Change. In Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to*
1470 *Advance Climate Change Adaptation: Special Report of the Intergovernmental*
1471 *Panel on Climate Change*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139177245.003>
- 1472 IPCC. (2019). Chapter 11: N₂O Emissions From Managed Soils, and Co₂ Emissions
1473 From Lime and Urea Application. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for
1474 National Greenhouse Gas Inventories. *Agriculture*, 1–54.
- 1475 Ishler, V., & Varga, G. (2001). *Carbohydrate Nutrition for Lactating Dairy Cattle.*
1476 *Department of Dairy and Animal Science. The Pennsylvania State University*, 1–11.
1477 Retrieved from
1478 http://www.nutritime.com.br/arquivos_internos/artigosBK/chonutrition.pdf
- 1479 Jaimes Cruz, L. J., & Correa Cardona, H. J. (2016). Balance de nitrógeno, fósforo y
1480 potasio en vacas Holstein pastando praderas de kikuyo (*Cenchrus clandestinus*) en
1481 el norte de Antioquia. *CES Medicina Veterinaria y Zootecnia*, 11(2), 18–41.
1482 <https://doi.org/10.21615/cesmvz.11.2.2>

- 1483 Jaramillo, D. (2002). Introducción a la ciencia del suelo. *Introduccion a La Ciencia Del*
1484 *Suelo*, 619.
- 1485 Jarvis, S. C., Lovell, R. D., & Panayides, R. (1995). *Patterns of methane emission from*
1486 *excreta of grazing animls.* 27(12), 1581–1588.
- 1487 Kebreab, E., France, J., Beever, D. E., & Castillo, A. R. (2001). Nitrogen pollution by
1488 dairy cows and its mitigation by dietary manipulation. *Nutrient Cycling in*
1489 *Agroecosystems*, 60(1–3), 275–285. <https://doi.org/10.1023/A:1012668109662>
- 1490 Kelliher, F. M., Clough, T. J., Clark, H., Rys, G., & Sedcole, J. R. (2008). The
1491 temperature dependence of dicyandiamide (DCD) degradation in soils: A data
1492 synthesis. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(7), 1878–1882.
1493 <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.03.013>
- 1494 Kertz, A. F., Allen, A. G., Jarvis, S. C., Headon, D. M., Kebreab, E., France, J., ...
1495 Weeks, I. A. (2010). Management options to reduce nitrous oxide emissions from
1496 intensively grazed pastures: A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*,
1497 136(3–4), 463–473. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.10.013>
- 1498 Kjeldahl, J. (1883). Neue Methode zur Bestimmung des Stickstoffs in organischen
1499 Körpern. *Zeitschrift Für Analytische Chemie*, 22(1), 366–382.
1500 <https://doi.org/10.1007/BF01338151>
- 1501 Klein, Cecile A M De, Barton, L., Sherlock, R. R., Li, Z., & Littlejohn, R. P. (2003).
1502 *Estimating a nitrous oxide emission factor for animal urine from some New Zealand*
1503 *pastoral soils.* (Phase II), 381–399.
- 1504 Klüber, H. D., & Conrad, R. (1998). Effects of nitrate, nitrite, NO and N₂O on
1505 methanogenesis and other redox processes in anoxic rice field soil. *FEMS*
1506 *Microbiology Ecology*, 25(3), 301–318. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0168-](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0168-6496(98)00011-7)
1507 [6496\(98\)00011-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0168-6496(98)00011-7)
- 1508 Koops, J. G., Van Beusichem, M. L., & Oenema, O. (1997). Nitrous oxide production, its

- 1509 source and distribution in urine patches on grassland on peat soil. *Plant and Soil*,
1510 191(1), 57–65. <https://doi.org/10.1023/A:1004285221368>
- 1511 Krol, D. J., Carolan, R., Minet, E., McGeough, K. L., Watson, C. J., Forrestal, P. J., ...
1512 Richards, K. G. (2016). Improving and disaggregating N₂O emission factors for
1513 ruminant excreta on temperate pasture soils. *Science of the Total Environment*,
1514 568(June), 327–338. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.016>
- 1515 Lambie, S. M., Schipper, L. A., Balks, M. R., & Baisden, W. T. (2012). Solubilisation of
1516 soil carbon following treatment with cow urine under laboratory conditions. *Soil*
1517 *Research*, 50(1), 50–57. Retrieved from <https://doi.org/10.1071/SR11195>
- 1518 Laubach, J., Taghizadeh-Toosi, A., Gibbs, S. J., Sherlock, R. R., Kelliher, F. M., &
1519 Grover, S. P. P. (2013). Ammonia emissions from cattle urine and dung excreted on
1520 pasture. *Biogeosciences*, 10(1), 327–338. <https://doi.org/10.5194/bg-10-327-2013>
- 1521 Le Mer, J. and Roger, P. (2001). Production, oxidation, emission and consumption of
1522 methane by soils. *Journal of Soil Biology*.
- 1523 Le Mer, J., & Roger, P. (2001). Production, oxidation, emission and consumption of
1524 methane by soils: A review. *European Journal of Soil Biology*, 37(1), 25–50.
1525 [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(01\)01067-6](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01067-6)
- 1526 Leahy, P., Kiely, G., & Scanlon, T. M. (2004). Managed grasslands: A greenhouse gas
1527 sink or source? *Geophysical Research Letters*, 31(20), 2–5.
1528 <https://doi.org/10.1029/2004GL021161>
- 1529 Lessa, A. C. R., Madari, B. E., Paredes, D. S., Boddey, R. M., Urquiaga, S., Jantalia, C.
1530 P., & Alves, B. J. R. (2014). Bovine urine and dung deposited on Brazilian
1531 savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide
1532 emissions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 190, 104–111.
1533 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.01.010>
- 1534 Li, D., Watson, C. J., Yan, M. J., Lalor, S., Rafique, R., Hyde, B., ... Humphreys, J.

- 1535 (2013). A review of nitrous oxide mitigation by farm nitrogen management
1536 intertemperate grassland-based agriculture. *Journal of Environmental Management*,
1537 128, 893–903. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.026>
- 1538 Lin, X., Wang, S., Ma, X., Xu, G., Luo, C., Li, Y., ... Xie, Z. (2009). Fluxes of CO₂, CH₄,
1539 and N₂O in an alpine meadow affected by yak excreta on the Qinghai-Tibetan
1540 plateau during summer grazing periods. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(4), 718–
1541 725. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.01.007>
- 1542 Ludwig, J., Meixner, F. X., Vogel, B., & Forstner, J. (2001). Soil-air exchange of nitric
1543 oxide: An overview of processes, environmental factors, and modeling studies.
1544 *Biogeochemistry*, 52(3), 225–257. <https://doi.org/10.1023/A:1006424330555>
- 1545 Luo, J., de Klein, C. A. M., Ledgard, S. F., & Saggar, S. (2010). Management options to
1546 reduce nitrous oxide emissions from intensively grazed pastures: A review.
1547 *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 136(3), 463–473.
1548 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.12.003>
- 1549 Luo, J., Ledgard, S. F., & Lindsey, S. B. (2007). Nitrous oxide emissions from application
1550 of urea on New Zealand pasture. *New Zealand Journal of Agricultural Research*,
1551 50(1), 1–11. <https://doi.org/10.1080/00288230709510277>
- 1552 Luo, Jiafa, Ledgard, S. F., Lindsey, S. B., de Klein, C. A. M., Sherlock, R. R., Cameron,
1553 K. C., ... Chadwick, D. R. (2011). Disaggregating nitrous oxide emission factors for
1554 ruminant urine and dung deposited onto pastoral soils. *Agriculture, Ecosystems and*
1555 *Environment*, 50(5), 426–436. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.04.007>
- 1556 Ma, X., Wang, S., wang, Y., Jiang, G., & Nyren, P. (2006). Short-term effects of sheep
1557 excrement on carbon dioxide, nitrous oxide and methane fluxes in typical grassland
1558 of Inner Mongolia. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 49(3), 285–297.
1559 <https://doi.org/10.1080/00288233.2006.9513719>
- 1560 Machefert, S. E., Dise, N. B., Goulding, K. W. T., & Whitehead, P. G. (2002). Nitrous
1561 oxide emission from a range of land uses across Europe. *Hydrology and Earth*

- 1562 *System Sciences*, 6(3), 325–338. <https://doi.org/10.5194/hess-6-325-2002>
- 1563 Martín Olmedo, P. (1993). Mineralización del nitrógeno orgánico en suelos tratados con
1564 compost de alpechín y vinaza concentrada de melaza de remolacha. *Journal of*
1565 *Chemical Information and Modeling*, 8(9), 1–58.
- 1566 Mazzetto, A. M., Barneze, A. S., Feigl, B. J., Groenigen, J. W. Van, Oenema, O., &
1567 Cerri, C. C. (2014). Temperature and moisture affect methane and nitrous oxide
1568 emission from bovine manure patches in tropical conditions. *Soil Biology and*
1569 *Biochemistry*, 76, 242–248. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.05.026>
- 1570 Mazzetto, A. M., Barneze, A. S., Feigl, B. J., Van Groenigen, J. W., Oenema, O., De
1571 Klein, C. A. M., & Cerri, C. C. (2014). Use of the nitrification inhibitor dicyandiamide
1572 (DCD) does not mitigate N₂O emission from bovine urine patches under Oxisol in
1573 Northwest Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 101(1), 83–92.
1574 <https://doi.org/10.1007/s10705-014-9663-4>
- 1575 Medina Sierra M, A. D. J. C.-M. M. (2019). Descripción de las relaciones entre
1576 parámetros químicos en suelos de fincas lecheras del norte de Antioquia,
1577 Colombia. *Livestock Research for Rural Development*, 31. Retrieved from
1578 <http://www.lrrd.org/lrrd31/7/ceon31102.html>
- 1579 Miles, N. (1997). Responses of productive and unproductive kikuyu pastures to top-
1580 dressed nitrogen and phosphorus fertiliser. *African Journal of Range and Forage*
1581 *Science*, 14(1), 1–6. <https://doi.org/10.1080/10220119.1997.9647911>
- 1582 Moir, J. L., Cameron, K. C., Di, H. J., & Fertsak, U. (2011). The spatial coverage of dairy
1583 cattle urine patches in an intensively grazed pasture system. *The Journal of*
1584 *Agricultural Science*, 149(4), 473–485. [https://doi.org/DOI:](https://doi.org/DOI:10.1017/S0021859610001012)
1585 10.1017/S0021859610001012
- 1586 Monsalve Óscar, Gutiérrez, J., & Cardona, W. (2017). Factores que intervienen en el
1587 proceso de mineralización de nitrógeno cuando son aplicadas enmiendas
1588 orgánicas al suelo . Una revisión Factors involved in the process of nitrogen

- 1589 mineralization when organic amendments are added to a soil . A review. *Revista*
1590 *Colombiana de Ciencias Hortícolas.*, 11(1), 200–209.
- 1591 Mora Ravelo, S. G., Sandoval Villa, M., Gavi Reyes, F., & Sánchez García, P. (2005).
1592 Emisión de N₂O con fertilización nitrogenada en fertirriego y fertilización
1593 convencional. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 21(1), 23–29.
- 1594 Morales Vallecilla, F., & Ortiz Grisales, S. (2018). Productividad y eficiencia de
1595 ganaderías lecheras especializadas en el Valle del Cauca (Colombia). *Revista de*
1596 *La Facultad de Medicina Veterinaria y de Zootecnia*, 65(3), 252–268.
1597 <https://doi.org/10.15446/rfmvz.v65n3.76463>
- 1598 Moriasi, D., Arnold, J., & Liew, M. W. Van. (2013). *Model Evaluation Guidelines for*
1599 *Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations*. (May 2007).
1600 <https://doi.org/10.13031/2013.23153>
- 1601 Mosier, A., Schimel, D., Valentine, D., Bronson, K., & Parton, W. (1991). Methane and
1602 nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. *Nature*,
1603 350(6316), 330–332. <https://doi.org/10.1038/350330a0>
- 1604 Muñoz-Nava, H., Suárez-Sánchez, J., Vera-Reyes, A., Orozco-Flores, S., Batlle-Sales,
1605 J., Ortiz-Zamora, A. de J., & Mendiola-Argüelles, J. (2011). DEMANDA
1606 BIOQUÍMICA DE OXÍGENO Y POBLACIÓN EN LA SUBCUENCA DEL RÍO
1607 ZAHUAPAN, TLAXCALA, MÉXICO. *Revista Internacional de Contaminacion*
1608 *Ambiental*, 28(1), 27–38.
- 1609 Nett, L., Fuß, R., Flessa, H., & Fink, M. (2015). Emissions of nitrous oxide and ammonia
1610 from a sandy soil following surface application and incorporation of cauliflower leaf
1611 residues. *The Journal of Agricultural Science*, 153(8), 1341–1352.
1612 <https://doi.org/10.1017/S0021859615000027>
- 1613 Nichols, K. (2014). *Methane and Nitrous Oxide Fluxes From Cattle Excrement on C3*.
- 1614 Nielsen, N. M., Kristensen, T., Nørgaard, P., & Hansen, H. (2003). The effect of low

- 1615 protein supplementation to dairy cows grazing clover grass during half of the day.
1616 *Livestock Production Science*, 81(2–3), 293–306. <https://doi.org/10.1016/S0301->
1617 6226(02)00229-4
- 1618 NRCS-USDA. (2018). Carbon to nitrogen ratios in cropping systems. Retrieved from
1619 <http://soils.usda.gov/sqi>.
- 1620 Oenema, O., Velthof, G. L., Yamulki, S., & Jarvis, S. C. (1997). Nitrous oxide emissions
1621 from grazed grassland. *Soil Use and Management*, 13(4 SUPPL.), 288–295.
1622 <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1997.tb00600.x>
- 1623 Oertel C, Matschullat J, Zurba K, Zimmermann K, E. S. (2016). Greenhouse gas
1624 emissions from soils. *Chemie Der Erde - Geochemistry*, 76(3), 327–352.
- 1625 Oertel, C., Matschullat, J., Zurba, K., Zimmermann, F., & Erasmi, S. (2016a).
1626 Greenhouse gas emissions from soils—A review. *Chemie Der Erde - Geochemistry*,
1627 76(3), 327–352. <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2016.04.002>
- 1628 Oertel, C., Matschullat, J., Zurba, K., Zimmermann, F., & Erasmi, S. (2016b).
1629 Greenhouse gas emissions from soils—A review. *Chemie Der Erde*, 76(3), 327–
1630 352. <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2016.04.002>
- 1631 Orozco Patiño, F. H. (1999). *Biología del nitrógeno. In: Conceptos básicos sobre sus*
1632 *transformaciones biológicas T1*. Universidad Nacional de Colombia. Sede Medellín,
1633 Medellín.
- 1634 Pachauri RK, Allen MR, Church JA, Dubash NK, Gomez L, Jiang K, et al. (2014).
1635 *Climate Change 2014. Synthesis Report*.
- 1636 Parkin, T. B. (2008). Effect of Sampling Frequency on Estimates of Cumulative Nitrous
1637 Oxide Emissions. *Journal of Environmental Quality*, 37(4), 1390–1395.
1638 <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq2007.0333>
- 1639 Parton, W. J., Mosier, A. R., Ojima, D. S., Valentine, D. W., Schimel, D. S., Weier, K., &
1640 Kulmala, A. E. (1996). Generalized model for N₂ and N₂O production from

- 1641 nitrification and denitrification. *Global Biogeochemical Cycles*, 10(3), 401–412.
1642 <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/96GB01455>
- 1643 Pelster, D. E., Gisore, B., Koske, J. K., Goopy, J., Korir, D., Rufino, M. C., & Butterbach-
1644 Bahl, K. (2016). Methane and nitrous oxide emissions from cattle excreta on an
1645 East African grassland. *Journal of Environmental Quality*, 45(5), 1531–1539.
1646 <https://doi.org/10.2134/jeq2016.02.0050>
- 1647 PENDER, J. W., & Schmidt-Nielso, n. (1958). Urea Excretion. *Anesthesiology*, 19(5),
1648 691. <https://doi.org/10.1097/00000542-195809000-00027>
- 1649 Qiu, W., Di, H. J., Cameron, K. C., & Hu, C. (2010). Nitrous oxide emissions from animal
1650 urine as affected by season and a nitrification inhibitor dicyandiamide. *Journal of*
1651 *Soils and Sediments*, 10(7), 1229–1235. <https://doi.org/10.1007/s11368-010-0242-2>
- 1652 Ramírez, J., Posada O, S., & Noguera, R. (2015). Effects of Kikuyu grass (*Pennisetum*
1653 *clandestinum*) age and different forage: concentrate ratios on methanogenesis.
1654 *Revista MVZ Córdoba*, 20(3 SE-Artículos Originales), 4726–4738.
1655 <https://doi.org/10.21897/rmvz.43>
- 1656 Regina, K., Kaseva, J., & Esala, M. (2013). Emissions of nitrous oxide from boreal
1657 agricultural mineral soils-Statistical models based on measurements. *Agriculture,*
1658 *Ecosystems and Environment*, 164, 131–136.
1659 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.09.013>
- 1660 Rivera, J. E., Chará, J., & Barahona, R. (2019). CH₄, CO₂ and N₂O emissions from
1661 grasslands and bovine excreta in two intensive tropical dairy production systems.
1662 *Agroforestry Systems*, 93(3), 915–928. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0187-9>
- 1663 Rotz, C. A. (2004). Management to reduce nitrogen losses in animal production. *Journal*
1664 *of Animal Science*, 82 E-Suppl, E119-137.
1665 https://doi.org/10.2527/2004.8213_supplE119x
- 1666 Saarijärvi, K., Mattila, P. K., & Virkajärvi, P. (2006). Ammonia volatilization from artificial

- 1667 dung and urine patches measured by the equilibrium concentration technique (JTI
1668 method). *Atmospheric Environment*, 40(27), 5137–5145.
1669 <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2006.03.052>
- 1670 Sagggar, S, Andrew, R. M., Tate, K. R., Hedley, C. B., & Rodda, N. J. (2004). *Modelado*
1671 *de las emisiones de óxido nitroso de pastos lácteos-pastado S. Sagggar **, *RM*
1672 *Andrew, KR Tate, CB Hedley, NJ Rodda y JA Townsend*.
- 1673 Sagggar, S, Andrew, R., Tate, K. R., Rodda, N., Hedley, C. B., & Townsend, J. A. (2004).
1674 Modelling nitrous oxide emissions from New Zealand grazed pastures. *Nutrient*
1675 *Cycling in Agroecosystems*, 68(3), 243–255. <https://doi.org/DOI>
1676 10.1023/B:FRES.0000019463.92440.a3
- 1677 Sagggar, Surinder, Bolan, N. S., Bhandral, R., Hedley, C. B., & Luo, J. (2004). A review of
1678 emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition
1679 and farm effluent application in grazed pastures. *New Zealand Journal of*
1680 *Agricultural Research*, 47(4), 513–544.
1681 <https://doi.org/10.1080/00288233.2004.9513618>
- 1682 Sagggar, Surinder, Giltrap, D. L., Li, C., & Tate, K. R. (2007). Modelling nitrous oxide
1683 emissions from grazed grasslands in New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and*
1684 *Environment*, 119(1–2), 205–216. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.07.010>
- 1685 Sanhueza, E. (1982). The role of the atmosphere in nitrogen cycling. *Plant and Soil*, 67,
1686 61–71.
- 1687 Schils, R. L. M., Verhagen, A., Aarts, H. F. M., Kuikman, P. J., & Šebek, L. B. (2006a).
1688 Effect of improved nitrogen management on greenhouse gas emissions from
1689 intensive dairy systems in the Netherlands. *Global Change Biology*.
1690 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01090.x>
- 1691 Schils, R. L. M., Verhagen, A., Aarts, H. F. M., Kuikman, P. J., & Šebek, L. B. (2006b).
1692 Effect of improved nitrogen management on greenhouse gas emissions from
1693 intensive dairy systems in the Netherlands. *Global Change Biology*, 12(2), 382–391.

- 1694 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01090.x>
- 1695 Siero, L., Oviedo Gonzalez, E., Fong, B., & Mata, J. (2012). *Contribuciones didácticas*
1696 *para la comprensión del tema de Sumatoria de Riemann en Cálculo Integral.*
1697 29(March), 121–130.
- 1698 Šimek, M., Hynšt, J., & Šimek, P. (2014). Emissions of CH₄, CO₂, and N₂O from soil at
1699 a cattle overwintering area as affected by available C and N. *Applied Soil Ecology,*
1700 75, 52–62. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.10.010>
- 1701 Simon, P. L., Dieckow, J., de Klein, C. A. M., Zanatta, J. A., van der Weerden, T. J.,
1702 Ramalho, B., & Bayer, C. (2018). Nitrous oxide emission factors from cattle urine
1703 and dung, and dicyandiamide (DCD) as a mitigation strategy in subtropical
1704 pastures. *Agriculture, Ecosystems and Environment, 267.*
1705 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.013>
- 1706 Singh, J. (2007). *The role of inhibitors in mitigating nitrogen losses from cattle urine and*
1707 *nitrogen fertiliser in pastures.* 241.
- 1708 Singh, Jaswinder, Knapp, H. V., Arnold, J. G., & Demissie, M. (2005). HYDROLOGICAL
1709 MODELING OF THE IROQUOIS RIVER WATERSHED USING HSPF AND
1710 SWAT1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 41(2),*
1711 343–360. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2005.tb03740.x>
- 1712 Smith, K. A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K. E., Massheder, J., & Rey, A. (2003).
1713 Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere. *European Journal of*
1714 *Soil Science, 54(December), 779–791.* [https://doi.org/10.1046/j.1365-](https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2003.00567.x)
1715 [2389.2003.00567.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2003.00567.x)
- 1716 Sommer, S. G., Petersen, S. O., & Møller, H. B. (2004). Algorithms for calculating
1717 methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutrient Cycling*
1718 *in Agroecosystems, 69(2), 143–154.*
1719 <https://doi.org/10.1023/B:FRES.0000029678.25083.fa>

- 1720 Sordi, A., Dieckow, J., Bayer, C., Albuquerque, M. A., Piva, J. T., Zanatta, J. A., ... de
1721 Moraes, A. (2014). Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a
1722 subtropical Brazilian pastureland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *190*,
1723 94–103. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.004>
- 1724 Subbarao, G., Ito, O., Sahrawat, K., Berry, W., Nakahara, K., Ishikawa, T., ... Rao, I.
1725 (2006). Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems -
1726 Challenges and opportunities. *Critical Reviews in Plant Sciences*, *25*(4), 303–335.
1727 <https://doi.org/10.1080/07352680600794232>
- 1728 Subbarao, G. V, Nakahara, K., Hurtado, M. P., Ono, H., Moreta, D. E., Salcedo, A. F., ...
1729 Ito, O. (2009). Evidence for biological nitrification inhibition in Brachiaria pastures.
1730 *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*,
1731 *106*(41), 17302–17307. <https://doi.org/10.1073/pnas.0903694106>
- 1732 Suttie, J.M., Reynolds, S.G., Batello, C. (2005). *Grasslands of the world. Food and*
1733 *Agricultural Organization of the United Nations*. Rome.
- 1734 Sylvia, D. M., Fuhrmann, J. J., Hartel, P. G., & Zuberer, D. A. (2005). *Principles and*
1735 *applications of soil microbiology*. Pearson.
- 1736 Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T. J., Condron, L. M., Sherlock, R. R., Anderson, C. R., &
1737 Craigie, R. A. (2011). Biochar Incorporation into Pasture Soil Suppresses in situ
1738 Nitrous Oxide Emissions from Ruminant Urine Patches. *Journal of Environmental*
1739 *Quality*, *40*(2), 468–476. <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0419>
- 1740 Tate, K. R. (2015). Soil methane oxidation and land-use change - from process to
1741 mitigation. *Soil Biology and Biochemistry*, *80*, 260–272.
1742 <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.10.010>
- 1743 Thomson, A. J., Giannopoulos, G., Pretty, J., Baggs, E. M., & Richardson, D. J. (2012).
1744 Biological sources and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions.
1745 *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *367*(1593),
1746 1157–1168. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0415>

- 1747 Tubiello, F. N., Salvatore, M., Córdor Golec, R. D., Ferrara, A., Rossi, S., Biancalani, R.,
1748 ... Flammini, A. (2014). Agriculture , Forestry and Other Land Use Emissions by
1749 Sources and Removals by Sinks. *ESS Working Paper No.2*, 2(August), 4–89.
1750 <https://doi.org/10.13140/2.1.4143.4245>
- 1751 Tully, K. L., Abwanda, S., Thiong'o, M., Mutuo, P. M., & Rosenstock, T. S. (2017).
1752 Nitrous Oxide and Methane Fluxes from Urine and Dung Deposited on Kenyan
1753 Pastures. *Journal of Environmental Quality*, 46(4), 921–929.
1754 <https://doi.org/10.2134/jeq2017.01.0040>
- 1755 Uchida, Y., Clough, T. J., Kelliher, F. M., Hunt, J. E., & Sherlock, R. R. (2011). Effects of
1756 bovine urine, plants and temperature on N₂O and CO₂ emissions from a sub-
1757 tropical soil. *Plant and Soil*, 345(1), 171–186. [https://doi.org/10.1007/s11104-011-](https://doi.org/10.1007/s11104-011-0769-z)
1758 [0769-z](https://doi.org/10.1007/s11104-011-0769-z)
- 1759 Valencia, A. G., David, J., & Soto, R. (2016). Lecheras Fincas. *Manual de Producción y*
1760 *Consumo Sostenible*. Retrieved from
1761 [http://www.corantioquia.gov.co/SiteAssets/PDF/Gestión ambiental/Producción y](http://www.corantioquia.gov.co/SiteAssets/PDF/Gestión%20ambiental/Producci3n%20y%20Consumo%20Sostenible/Manuales_GIRH/Fincas%20Lecheras.pdf)
1762 [Consumo Sostenible/Manuales_GIRH/Fincas Lecheras.pdf](http://www.corantioquia.gov.co/SiteAssets/PDF/Gestión ambiental/Producción y Consumo Sostenible/Manuales_GIRH/Fincas Lecheras.pdf)
- 1763 Van Der Weerden, T. J., Sherlock, R. R., Williams, P. H., & Cameron, K. C. (1999).
1764 Nitrous oxide emissions and methane oxidation by soil following cultivation of two
1765 different leguminous pastures. *Biology and Fertility of Soils*, 30(1–2), 52–60.
1766 <https://doi.org/10.1007/s003740050587>
- 1767 van der Weerden, Tony J, Luo, J., de Klein, C. A. M., Hoogendoorn, C. J., Littlejohn, R.
1768 P., & Rys, G. J. (2011). Disaggregating nitrous oxide emission factors for ruminant
1769 urine and dung deposited onto pastoral soils. *Agriculture, Ecosystems &*
1770 *Environment*, 141(3), 426–436.
1771 <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.04.007>
- 1772 Van Groenigen, J. W., Kuikman, P. J., De Groot, W. J. M., & Velthof, G. L. (2005a).
1773 Nitrous oxide emission from urine-treated soil as influenced by urine composition

- 1774 and soil physical conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(3), 463–473.
1775 <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.08.009>
- 1776 Van Groenigen, J. W., Kuikman, P. J., De Groot, W. J. M., & Velthof, G. L. (2005b).
1777 Nitrous oxide emission from urine-treated soil as influenced by urine composition
1778 and soil physical conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(3), 463–473.
1779 <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.08.009>
- 1780 Vargas Martínez, J. de J., Sierra Alarcón, A. M., Mancipe Muñoz, E. A., & Avellaneda
1781 Avellaneda, Y. (2018). El kikuyo, una gramínea presente en los sistemas de
1782 rumiantes en trópico alto colombiano. *CES Medicina Veterinaria y Zootecnia*, 13(2),
1783 137–156. <https://doi.org/10.21615/cesmvz.13.2.4>
- 1784 Velthof, G. L., Brader, A. B., & Oenema, O. (1996). Seasonal variations in nitrous oxide
1785 losses from managed grasslands in the Netherlands. *Plant and Soil*, 181(2), 263–
1786 274. <https://doi.org/10.1007/BF00012061>
- 1787 Wang, Z. P., Lindau, C. W., Delaune, R. D., & Patrick, W. H. (1993). Methane emission
1788 and entrapment in flooded rice soils as affected by soil properties. *Biology and*
1789 *Fertility of Soils*, 16(3), 163–168. <https://doi.org/10.1007/BF00361401>
- 1790 Ward, G. N., Kelly, K. B., & Hollier, J. W. (2018). Greenhouse gas emissions from dung,
1791 urine and dairy pond sludge applied to pasture. 1. Nitrous oxide emissions. *Animal*
1792 *Production Science*, 58(6), 1087–1093. Retrieved from
1793 <https://doi.org/10.1071/AN15595>
- 1794 Wassie, S. E., Ali, A. I. M., Korir, D., Butterbach-Bahl, K., Goopy, J., Merbold, L., ...
1795 Dickhoefer, U. (2019). Effects of feed intake level on efficiency of microbial protein
1796 synthesis and nitrogen balance in Boran steers consuming tropical poor-quality
1797 forage. *Archives of Animal Nutrition*, 73(2), 140–157.
1798 <https://doi.org/10.1080/1745039X.2019.1572343>
- 1799 Wattiaux, M. A., Uddin, M. E., Letelier, P., Jackson, R. D., & Larson, R. A. (2019).
1800 Invited Review: Emission and mitigation of greenhouse gases from dairy farms: The

- 1801 cow, the manure, and the field. *Applied Animal Science*, 35(2), 238–254.
1802 <https://doi.org/10.15232/AAS.2018-01803>
- 1803 Weerden, T J Van Der, Luo, J., Dexter, M., & Rutherford, A. J. (2014). *Nitrous oxide ,*
1804 *ammonia and methane emissions from dairy cow manure during storage and after*
1805 *application to pasture*. 8233. <https://doi.org/10.1080/00288233.2014.935447>
- 1806 Wei, C., Xie, T., Song, M., Zhang, H., He, J., & Zhang, L. (2018). The greenhouse gas
1807 emission factor of dairy cows in Hubei Province, China. *IOP Conference Series*
1808 *Materials Science and Engineering (Online)*, 394(5), 6.
1809 <https://doi.org/DOI:101088/1757-899X/394/5/052010>
- 1810 Whitehead, D. (1995). *Grassland nitrogen* (C. International, Ed.). Wallingford.
- 1811 Wrage, N., Velthof, G. L., Van Beusichem, M. L., & Oenema, O. (2001, October 1). Role
1812 of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and*
1813 *Biochemistry*, Vol. 33, pp. 1723–1732. [https://doi.org/10.1016/S0038-](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00096-7)
1814 [0717\(01\)00096-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00096-7)
- 1815 Wu, D., Senbayram, M., Zang, H., Ugurlar, F., Aydemir, S., Brüggemann, N., ...
1816 Blagodatskaya, E. (2018). Effect of biochar origin and soil pH on greenhouse gas
1817 emissions from sandy and clay soils. *Applied Soil Ecology*, 129, 121–127.
1818 <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.05.009>
- 1819 Yamulki, S., Jarvis, S. C., & Owen, P. (1998). Nitrous oxide emissions from excreta
1820 applied in a simulated grazing pattern. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(4), 491–
1821 500. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00145-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00145-4)
- 1822 Yamulki, S., Jarvis, S. C., & Owen, P. (1999). Methane Emission and Uptake from Soils
1823 as Influenced by Excreta Deposition from Grazing Animals. *Journal of Environment*
1824 *Quality*, 28(2), 676. <https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800020036x>
- 1825 Yamulki, S., Wolf, I., Bol, R., Grant, B., Brumme, R., Veldkamp, E., & Jarvis, S. C.
1826 (2000). Effects of dung and urine amendments on the isotopic content of N(2)O

1827 released from grasslands. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* : RCM,
1828 14(15), 1356–1360. [https://doi.org/10.1002/1097-0231\(20000815\)14:15<1356::AID-](https://doi.org/10.1002/1097-0231(20000815)14:15<1356::AID-RCM30>3.0.CO;2-C)
1829 RCM30>3.0.CO;2-C

1830

1831

1832 **Conclusiones generales**

1833 Las emisiones de GEI desde las excretas depositadas en las pasturas tienen una
1834 importante representación en las emisiones totales de las actividades socioeconómicas.
1835 No obstante, los flujos dependerán de diferentes factores que puedan alterar la
1836 producción de gas.

1837 Las heces y la orina son dos compuestos que presentaron diferencias en las emisiones
1838 generadas. Las emisiones de N-N₂O fueron superiores en los tratamientos de orina, no
1839 solo por tener un mayor aporte de N aplicado, sino también por tener una mayor
1840 disponibilidad al suelo. En cambio, las heces tuvieron un mayor flujo de C-CH₄ en los
1841 primeros días de experimentación, donde se fueron reduciendo con el pasar de los días.
1842 Además, hubo una mayor constancia de las emisiones de C-CO₂ en las heces que en la
1843 orina.

1844 El factor de emisión sugerido por el IPCC no difirió tanto en comparación a otras
1845 investigaciones. Al tener mayores cantidades de orina que son aplicados al suelo, se
1846 genera una relación inversa entre la dosis de N y la emisión de N-N₂O, lo cual se debe a
1847 la mayor filtración a través del suelo, reduciendo la disponibilidad de N ureico para la
1848 producción de N₂O.

1849 Las variables como T_suelo, NO₃⁻ y NH₄⁺ intervienen en los procesos para la producción
1850 de N- N₂O, sin embargo, tuvieron una correlación baja y no significativa, de manera que
1851 no se utilizaron como variables predictoras. La predicción de las los GEI por parte de los
1852 modelos tuvo mejor desempeño desde las excretas de heces, que desde la orina. Esto
1853 se debe a que los flujos desde las heces tuvieron mayor constancia a lo largo del tiempo.
1854 El uso de los modelos de CO₂ eq son una buena herramienta, ya que las emisiones de
1855 esta variable respuesta representa las emisiones de los tres GEI.