



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

**Análisis del Ciclo de Vida (ACV) en un Sistema  
Silvopastoril Intensivo (SSPi) y un Sistema  
Intensivo Convencional Orientados a la Producción  
de Leche Bajo Condiciones de bs – T**

**Julián Esteban Rivera Herrera**

Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ciencias Agrarias, Departamento de Producción Animal  
Medellín, Colombia  
2015

**Análisis del Ciclo de Vida (ACV) en un Sistema  
Silvopastoril Intensivo (SSPi) y un Sistema Intensivo  
Convencional Orientados a la Producción de Leche Bajo  
Condiciones de bs – T.**

**Julián Esteban Rivera Herrera**

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:  
Magíster en Ciencias Agrarias

Director:

BSc. MSc. PhD. Rolando Barahona Rosales

Línea de investigación:

Sistemas de Producción y Gestión Ambiental

Grupo de Investigación:

CIPAV – Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción  
Agropecuaria. A1 Colciencias

Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ciencias Agrarias, Departamento de Producción Animal  
Medellín, Colombia

2015



A mi familia y amigos,  
aquella otra familia que uno  
puede elegir.  
A Dios

# Agradecimientos

De una manera obligada, necesaria y justa, principalmente a mi familia, quienes a pesar de no entender mucho las cosas siempre estuvieron para ayudarme y apoyarme.

A mis amigos, colegas y compañeros, Leydi, Juliana, Rosmary, Sebastián, Jonathan, Ana, Juan Esteban, Fredy, Omar, Gonzalo, Gina, Isabel y Carolina, quienes compartieron cada una de las dificultades presentadas, así como cada uno de los logros alcanzados.

A Rolando Barahona, quien siempre fue más que un tutor y me dio la oportunidad de iniciar en la investigación.

A Juan Fernando Naranjo y César Cuartas, quienes a pesar de no haber estado en este proceso, desde mis inicios como profesional fomentaron mi gusto por la investigación.

A CIPAV, Enrique Murgueitio y Julian Chará, quienes de alguna u otra forma me han enseñado a ver el campo de una manera diferente y particular donde el desarrollo rural sostenible puede favorecer el sector agropecuario sin olvidar las raíces.

A la Universidad Nacional de Colombia y sus profesores, quienes no solo permitieron mi desarrollo con profesional sino que también, abrieron sus puertas para continuar por medio de la maestría un proceso de crecimiento humano y técnico que aún apenas comienza.

A los proyectos: *“Uso de nitrógeno por ganado bovino criollo colombiano bajo sistemas silvopastoriles intensivos con Leucaena leucocephala en condiciones de bosque seco tropical”*, financiado por COLCIENCIAS y *“Análisis de sistemas productivos en Colombia para la adaptación al cambio climático”* ejecutado por el Centro Internacional de Agricultura Tropical –CIAT- y financiando por el MADR, por haber proporcionado los recursos necesarios para desarrollar la investigación. Además a los predios Reserva Natural El Hatico y El Trejito por haber permitido llevar a cabo los trabajos de campo y apoyar cada una de las actividades de la mejor forma.

Y finalmente mis más sinceras gracias a Dios, que siempre está y estará.

## Resumen

Con el objetivo de cuantificar algunos impactos ambientales negativos asociados a la producción de leche en un sistema silvopastoril intensivo - SSPi con *Leucaena leucocephala* y un sistema intensivo de lechería tropical - SILT bajo condiciones de bs-T, se llevó a cabo un análisis de ciclo de vida - ACV siguiendo las normas ISO 14040 y 14044 para evaluar el potencial de calentamiento global, uso de energía no renovable - UENR y uso del suelo - US en este tipo de sistemas. Para estimar la generación de gases de efecto invernadero - GEI, se determinaron las emisiones *in vitro* de metano (CH<sub>4</sub>) por fermentación entérica en diferentes dietas ofrecidas habitualmente en condiciones de trópico seco para Colombia, y se cuantificaron los flujos de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O provenientes de praderas y excretas animales para ambos escenarios por medio de la técnica de cámara cerrada estática.

Los flujos para los tres gases en praderas fueron más altos en el SILT ( $p < 0,0001$ ), ya que en promedio el SSPi emitió 47,9; 2,2 y 11,6% de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O respectivamente, de lo encontrado en el SILT. Para ambos sistemas se presentaron emisiones de 315 590 vs. 151 154; 170,37 vs. -3,73 y 541,3 vs. 62,9  $\mu\text{g m}^2 \text{h}^{-1}$  de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O, respectivamente. En cuanto a las excreciones, el SSPi presentó mayores emisiones de CO<sub>2</sub> en estiércol ( $p = 0,034$ ), pero el SILT tuvo mayores emisiones de N<sub>2</sub>O al generar 4663 frente a 1854  $\mu\text{g m}^2 \text{h}^{-1}$  ( $p = 0,029$ ). Para el caso de la orina, el SSPi solo mostró emisiones en un 56; 2,1 y 11,4% de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O, frente a los flujos encontrados en el SSPi.

En las emisiones de CH<sub>4</sub> *in vitro* se encontró, que los SSPi emitieron menores cantidades, aunque entre los sistemas con suplementación (SSPi con oferta de harina de arroz vs. SILT basado en pasto estrella con alimentos concentrados) no se encontraron diferencias ( $p > 0,05$ ), pero si entre los sistemas sin suplementación (SSPi con *L. leucocephala* y pasto estrella vs. sistema basado solo en pasto estrella) evidenciando un efecto de la *L. leucocephala* en las emisiones ( $p = 0,0029$ ).

Finalmente el ACV realizado para cada una de las unidades funcionales - UF registró que el SSPi emitió menos cantidad de GEI. Particularmente, para producir un kg de LCGP, el SSPi emitió 12,3% menos de GEI que el SILT (2,05 vs 2,34 kg de CO<sub>2</sub>-eq). Además, para producir un kg de LCE, un kg de proteína y un kg de grasa este mismo sistema generó 12,51; 18,94 y 22,93% menos de CO<sub>2</sub>-eq, respectivamente respecto al sistema intensivo tradicional. Con relación al UENR, el SSPi requirió sólo un 63% de energía para producir un kg de leche corregido por grasa y proteína de la usada en el SILT (3,64 vs 5,81 Mj kg de LCGP<sup>-1</sup>). Finalmente, en el US para los dos sistemas, SILT fue más eficiente en el uso de este recurso en todas las UF frente al SSPi, el SILT necesitó 1,33 m<sup>2</sup> para producir un kg de LCGP; 31,14 m<sup>2</sup> para un kg de grasa y 33,09 m<sup>2</sup> para un kg de proteína. Estos valores fueron solo un 19,56; 22,20 y 21,10% del área interna que utilizó el SSPi.

Se concluye que los SSPi con leucaena pueden ser una alternativa real disminuir las emisiones de GEI hasta un 30% por unidad de producto frente a sistemas convencionales, además de permitir alta productividad animal, gracias a la inclusión de nuevas prácticas productivas como el uso de leguminosas para la alimentación animal, adecuada oferta de alimentos concentrados y un apropiado balance de la dieta que permita disminuir la excreción de N.

**Palabras clave:** Cambio climático, gases de efecto invernadero, *Leucaena leucocephala*, uso de energía no renovable, uso del suelo.

## Abstract

In order to quantify the different environmental impacts associated with the production of milk in a *Leucaena leucocephala*-based intensive silvopastoral system - ISS and an intensive system of tropical dairy - ISTD under conditions of bs-T, a life cycle analysis - LCA was conducted to evaluate the global warming potential - GWP, the use of non-renewable energy - UNRE and land use - LU associated with such systems. To estimate the generation of greenhouse gases - GHG in these systems, *in vitro* methane (CH<sub>4</sub>) from enteric fermentation were determined in diets commonly offered in Colombian dry tropical conditions and CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes were quantified from pasture and animal excreta for both scenarios using the static closed chamber technique.

Flows for the three gases in grassland were higher in the ISTD ( $p < 0.0001$ ), emitting the ISS only 47.9; 2.2 and 11.6% on average of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O respectively, than ISTD. For both systems, emission were 315 590 vs. 151 154; 170.37 vs. -3.73 and 541.3 vs. 62.9  $\mu\text{g m}^2 \text{h}^{-1}$  of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O, respectively. In terms of excretion, ISS had higher CO<sub>2</sub> in manure ( $p = 0.034$ ), but the ISTD had higher N<sub>2</sub>O emissions by generating 4663 vs. 1854  $\mu\text{g m}^2 \text{h}^{-1}$  ( $p = 0.029$ ). In the case of urine, the ISS only showed emissions by 56; 2.1 and 11.4% of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O, opposite flows found on the ISTD.

As for the *in vitro* CH<sub>4</sub> emissions, it was found that the ISS generated smaller amounts, but that there were no differences between the two systems with supplementation, ( $p > 0.05$ ), but that there were differences between systems without supplementation, showing that *L. leucocephala* reduces emissions ( $p=0.0029$ ).

Finally as to the LCA performed, for each of the functional units – FU, ISS had lower GHG emissions. Particularly, to produce a kg of fat and protein corrected milk - FPCM, ISS emitted 12.3% fewer GHGs than ISTD (2.05 vs. 2.34 kg CO<sub>2</sub>-eq). Furthermore, to produce one kg of energy corrected milk, one kg of protein and one of milk fat, the ISS generated 12,51; 18,94 and 22,93% less CO<sub>2</sub> eq, respectively, compared to the intensive system of tropical dairy. In what refers to UNRE, the ISS required only 63% of energy to produce one kg of FPCM than was used in the TS (3.64 vs. 5.81 kg LCGP Mj<sup>-1</sup>). Finally, for the LU for

the two systems, the ISTD was more efficient in the use of soil in all UF compared to ISS, with TS needing 1.33 m<sup>2</sup> to produce 1 kg of FPCM, 31.14 kg m<sup>2</sup> to produce 1 kg of milk fat and 33.09 m<sup>2</sup> to produce one kg of protein. These values were only 19.56; 22.20 and 21.10% of the internal area used by the ISS.

We conclude that the leucaena ISS can be a real alternative to reduce GHG emissions by at least 30% per unit of product compared to the traditional systems, in addition of allowing animals to be highly productive, due to the inclusion of new production practices such as the use legumes as animal feeds, providing an adequate concentrate supply and allowing a proper dietary balance that leads to reduced excretion of N.

**Keywords:** *Climate Change, Greenhouse Gases, land use, Leucaena leucocephala, Non-renewable energy use.*



## Tabla de contenido

|  |           |
|--|-----------|
| AGRADECIMIENTOS .....  | 5         |
| RESUMEN.....   | 6         |
| ABSTRACT .....   | 7         |
| LISTA DE FIGURAS.....  | 11        |
| LISTA DE GRÁFICAS.....   | 12        |
| LISTA DE TABLAS.....   | 13        |
| LISTA DE ECUACIONES .....  | 14        |
| LISTA DE SÍMBOLOS Y ABREVIATURAS.....  | 15        |
| INTRODUCCIÓN GENERAL .....   | 18        |
| OBJETIVOS.....   | 19        |
| OBJETIVO GENERAL .....   | 19        |
| OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....  | 19        |
| <b>1. CAPÍTULO 1. ESTADO DEL ARTE .....</b>  | <b>20</b> |
| 1.1. LA GANADERÍA Y SU GENERACIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO (GEI).....  | 20        |
| 1.1.1 <i>Gases de Efecto Invernadero (GEI) en sistemas ganaderos .....</i>   | <i>21</i> |
| 1.1.2 <i>Emisiones de GEI en Colombia producto del sector agrícola.....</i>  | <i>23</i> |
| 1.2 EL OXIDO NITROSO (N <sub>2</sub> O) Y SUS EMISIONES EN PRADERAS .....  | 25        |
| 1.2.1 <i>Mecanismos comprometidos en la formación de N<sub>2</sub>O .....</i>  | <i>26</i> |
| 1.2.2 <i>Factores que determinan los procesos de nitrificación y desnitrificación .....</i>  | <i>28</i> |
| 1.3 EMISIONES DE CH <sub>4</sub> PROVENIENTES DE PRADERAS Y EXCRECIONES ANIMALES .....   | 31        |
| 1.3.1 <i>Determinantes de la producción y emisión de CH<sub>4</sub>.....</i>   | <i>33</i> |
| 1.3.2 <i>Oxidación del CH<sub>4</sub> en suelos agrícolas .....</i>  | <i>33</i> |
| 1.4 EMISIONES DE CH <sub>4</sub> POR FERMENTACIÓN ENTÉRICA .....   | 35        |
| 1.4.1 <i>Generalidades metabólicas a nivel ruminal .....</i>   | <i>36</i> |
| 1.4.1.1 <i>La Metanogénesis.....</i>   | <i>37</i> |
| 1.4.2 <i>Efectos de la dieta en la producción de metano y alternativas para disminuir sus emisiones .....</i>  | <i>38</i> |
| 1.5 LOS SISTEMAS SILVOPASTORILES.....  | 39        |
| 1.5.1 <i>Los Sistemas Silvopastoriles Intensivos.....</i>  | <i>39</i> |
| 1.5.2 <i>Los Sistemas Silvopastoriles (SSP) como práctica para mejorar la productividad animal .....</i>   | <i>40</i> |
| 1.5.3 <i>Servicios ambientales que pueden proveer los Sistemas Silvopastoriles para la mitigación y adaptación al Cambio Climático (CC).....</i>   | <i>41</i> |
| 1.6 EL ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA (ACV) .....  | 42        |
| 1.6.1 <i>Etapas del Análisis de ciclo de vida.....</i>   | <i>43</i> |
| 1.6.2 <i>El ACV en los sistemas ganaderos bovinos.....</i>   | <i>47</i> |
| BIBLIOGRAFÍA.....  | 49        |
| <b>2. CAPÍTULO 2. DETERMINACIÓN DE LAS EMISIONES DE GEI (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> Y N<sub>2</sub>O) EN PRADERAS Y EXCRECIONES BOVINAS DE DOS SISTEMAS GANADEROS Y UN BOSQUE SECUNDARIO EN CONDICIONES DE BOSQUE SECO TROPICAL (BS – T). 58</b> |           |
| RESUMEN.....   | 58        |

|   |            |
|---|------------|
| ABSTRACT .....  | 59         |
| INTRODUCCIÓN.....   | 59         |
| 2.1 MATERIALES Y MÉTODOS.....   | 60         |
| 2.1.1 Localización.....   | 60         |
| 2.1.2 Sistemas bajo estudio.....  | 61         |
| 2.1.3 Determinación de los flujos de emisiones de GEI provenientes de praderas y otras fuentes de emisión.....  | 62         |
| 2.2 RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....  | 66         |
| 2.2.1 Flujo GEI en estiércol y orina (Experimento 1).....   | 66         |
| 2.2.2 Flujo de las emisiones de GEI en praderas y bosque (Experimento 2 y 3).....   | 74         |
| 2.3 CONCLUSIONES .....  | 79         |
| BIBLIOGRAFÍA.....   | 79         |
| <b>3. CAPÍTULO 3. DINÁMICA DE FERMENTACIÓN Y PRODUCCIÓN <i>IN VITRO</i> DE METANO EN DIETAS DE SISTEMAS SILVOPASTORILES INTENSIVOS CON <i>L. LEUCOCEPHALA</i> Y SISTEMAS CONVENCIONALES ORIENTADOS A LA PRODUCCIÓN DE LECHE .....</b> | <b>84</b>  |
| RESUMEN.....  | 84         |
| ABSTRACT .....  | 85         |
| INTRODUCCIÓN.....   | 85         |
| 3.1 MATERIALES Y MÉTODOS.....   | 86         |
| 3.1.1 Dietas y sistemas evaluados.....  | 86         |
| 3.1.2 Análisis bromatológico .....  | 88         |
| 3.1.3 Técnica de producción de gas.....   | 88         |
| 3.1.4 Determinación de la producción de metano.....   | 90         |
| 3.1.5 Análisis estadístico.....   | 90         |
| 3.2 RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....  | 91         |
| 3.2.1 Composición química de las dietas evaluadas.....  | 91         |
| 3.2.2 Producción acumulada de gas .....   | 93         |
| 3.2.3 Degradación de la materia seca.....   | 96         |
| 3.2.4 Producción de metano.....   | 97         |
| 3.3 CONCLUSIONES .....  | 99         |
| BIBLIOGRAFÍA.....   | 100        |
| <b>4. CAPÍTULO 4. ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA EN LA PRODUCCIÓN DE LECHE BOVINA EN UN SISTEMA SILVOPASTORIL INTENSIVO Y UN SISTEMA INTENSIVO DE LECHERÍA BAJO CONDICIONES DE BOSQUE SECO TROPICAL .....</b>                             | <b>105</b> |
| RESUMEN.....  | 105        |
| ABSTRACT .....  | 106        |
| INTRODUCCIÓN.....   | 106        |
| 4.1 MATERIALES Y MÉTODOS.....   | 107        |
| 4.1.1 Sistemas bajo estudio.....  | 107        |
| 4.2 Análisis del ciclo de vida.....   | 109        |
| 4.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....  | 115        |
| 4.4 CONCLUSIONES .....  | 124        |
| BIBLIOGRAFÍA.....   | 124        |
| <b>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES GENERALES.....</b>  | <b>128</b> |
| CONCLUSIONES.....   | 128        |
| RECOMENDACIONES .....   | 128        |

## Lista de Figuras

|  |    |
|--|----|
| Figura 1. 1 Nitrificación quimioautotrófica. Modificado de Wrage <i>et al.</i> (2001)..... | 27 |
| Figura 1. 2 Ruta de la desnitrificación (Granli y Bockman, 1994).....                      | 27 |
| Figura 1. 3 Esquema sobre la estructura del ACV .....                                      | 46 |

# Lista de Gráficas

|  |    |
|--|----|
| Gráfica 1. 1 Estimaciones globales de las emisiones por especies .....   | 21 |
| Gráfica 1. 2 Principales fuentes de GEI en el año 2004 .....   | 25 |
| Gráfica 2. 1 Flujo de las emisiones de GEI provenientes de estiércol y orina en el sistema<br>intensivo tradicional..... | 67 |
| Gráfica 2. 2 Flujo de las emisiones de GEI provenientes de estiércol y orina en el SSPi ....                             | 70 |
| Gráfica 2. 3. Flujo de emisiones de GEI durante el periodo de evaluación en praderas .....                               | 76 |
| Gráfica 3. 1. Producción acumulada de gas durante la fermentación <i>in vitro</i> .....                                  | 93 |

# Lista de Tablas

|   |     |
|---|-----|
| Tabla 1. 1 Fuentes de GEI de las principales actividades productivas en el año 2004 .....   | 24  |
| Tabla 1. 2. Categorías de impacto por extensión de los efectos medioambientales.....  | 45  |
| Tabla 1. 3. Impactos medioambientales más evaluados en sistemas agropecuarios y factores de emisión .....   | 47  |
| Tabla 2. 1 Porcentaje de pérdidas de N vía N <sub>2</sub> O en ambos sistemas para estiércol y orina.   | 71  |
| Tabla 2. 2 Emisiones (µg m <sup>2</sup> h <sup>-1</sup> ) de estiércol y orina para ambos sistemas de producción..                                | 72  |
| Tabla 2. 3 Coeficientes de correlación de los flujos en estiércol y orina frente a la temperatura interna de las cámaras y humedad del suelo..... | 73  |
| Tabla 2. 4 Características químicas de los suelos en cada uno de los sistemas.....  | 74  |
| Tabla 2. 5 Características físicas de los suelos en cada uno de los sistemas.....   | 75  |
| Tabla 2. 6 Coeficientes de correlación de los flujos en praderas y bosque frente a la temperatura interna de las cámaras y humedad del suelo..... | 77  |
| Tabla 2. 7 Emisiones (µg m <sup>2</sup> h <sup>-1</sup> ) del suelo en los tres sistemas bajo estudio .....                                       | 78  |
| Tabla 3. 1. Porcentaje (%) de inclusión de cada una de los componentes que conforman las dietas ofrecidas en los sistemas trabajados .....        | 87  |
| Tabla 3. 2. Fracciones químicas de las dietas evaluadas (%) .....   | 92  |
| Tabla 3. 3. Parámetros del modelo Gompertz encontrados en las dietas evaluadas .....  | 95  |
| Tabla 3. 4 Desaparición de la materia seca a diferentes horarios en cada una de las dietas evaluadas (%). .....                                   | 96  |
| Tabla 3. 5 Producción de metano por g de MS incubada y kg de MS.....  | 97  |
| Tabla 4. 1 Aspectos técnicos a tener en cuenta para descripción de sistemas a evaluar. ....   | 108 |
| Tabla 4. 2 Impactos ambientales a evaluar y unidades de cuantificación .....  | 110 |
| Tabla 4. 3 Fuentes de emisión y factores de emisión utilizados en cada uno de los sistemas a nivel de finca.....                                  | 112 |
| Tabla 4. 4 Fuentes de emisión y factores de emisión utilizados en cada uno de los sistemas fuera de la finca .....                                | 113 |
| Tabla 4. 5 Factores utilizados para estimar el uno de energía no renovable en los sistemas .....  | 114 |
| Tabla 4. 6 Factores del uso del suelo para la elaboración de insumos para los sistemas ...  | 114 |
| Tabla 4. 7 Kilogramos de CO <sub>2</sub> -eq para cada una de las unidades funcionales trabajadas.  | 116 |
| Tabla 4. 8 Distribución de GEI en cada una de las fuentes de emisión a nivel de finca y fuera de esta.....  | 117 |
| Tabla 4. 9 Uso de energía no renovable (UENR) utilizada en cada una de las unidades funcionales en cada sistema.....                              | 121 |
| Tabla 4. 10 Uso de energía (Mj) no renovable para lograr cada una de las UF trabajadas  | 122 |
| Tabla 4. 11 Uso de suelo (US) fuera de finca (m <sup>2</sup> ) .....  | 122 |
| Tabla 4. 12 Área (m <sup>2</sup> ) necesario tanto a nivel de finca como total para producir cada UF. ....  | 123 |

# Lista de Ecuaciones

|   |     |
|---|-----|
| Ecuación 2. 1 Estimación de los flujos de GEI .....             | 65  |
| Ecuación 3. 1. Modelo no lineal de Gompertz .....               | 89  |
| Ecuación 4. 1. Kg de leche corregida por grasa y proteína ..... | 110 |
| Ecuación 4. 2. Kg de leche corregida por energía .....          | 110 |

# Lista de Símbolos y Abreviaturas

| <b>Símbolo - Abreviatura</b> | <b>Término</b>  |
|------------------------------|---|
| %                            | Porcentaje  |
| °C                           | Grados Celsius  |
| $\Delta C$                   | Variación de concentración  |
| $\Delta t$                   | Variación de temperatura  |
| A                            | Área  |
| a                            | Máxima Producción de gas  |
| ACV                          | Análisis de Ciclo de Vida   |
| AGV                          | Ácidos grasos volátiles   |
| AIE                          | Agencia Internacional de Energía  |
| b                            | Diferencia entre el gas inicial y el final                                      |
| bs-T                         | Bosque Seco Tropical  |
| c                            | Tasa específica de acumulación de gas   |
| C                            | Carbono   |
| C                            | Concentración   |
| Ca                           | Calcio  |
| CC                           | Cambio Climático  |
| CCE                          | Cámara cerrada Estática   |
| Cen                          | Cenizas   |
| CIPAV                        | Centro para el investigación en sistemas sostenibles de producción agropecuaria |
| CFC                          | Perfluorocarbonos   |
| CH <sub>4</sub>              | Metano  |
| CIAT                         | Centro Internacional de Agricultura Tropical                                    |
| cm                           | Centímetro  |
| CNCPS                        | Cornell Net Protein and Carbohydrate System                                     |
| CO <sub>2</sub>              | Dióxido de Carbono  |
| Cv                           | Cultivar  |
| DAP                          | Fosfato Di amónico  |
| E                            | Número de Euler   |
| EB                           | Energía Bruta   |
| ECM                          | Error cuadrado medio  |
| EE                           | Extracto etéreo   |
| EM                           | Energía Metabolizable   |
| Eq                           | Equivalentes  |
| FDA                          | Fibra en detergente ácido   |
| FDN                          | Fibra en detergente neutro  |
| FL                           | Fase Lag  |
| FO                           | Flujo   |
| FV                           | Forrajes Verde  |

|                                |  |
|--------------------------------|--|
| g                              | Gramo  |
| GEI                            | Gases de Efecto Invernadero  |
| Gg                             | Gigagramos   |
| GPI                            | Gas al Punto de Inflexión  |
| GT                             | Gigatonelada   |
| h                              | Hora   |
| H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> | Ácido sulfúrico  |
| Ha                             | Altura   |
| ha                             | Hectárea   |
| HFC                            | Hidrofluorocarbonos  |
| HPI                            | Hora al punto de inflexión   |
| IDEAM                          | Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia |
| IPCC                           | Intergovernmental Panel on Climate Change                                |
| ISO                            | International Organization for Standardization                           |
| Kcal                           | Kilocaloría  |
| Kg                             | Kilogramo  |
| l                              | Litro  |
| LCA                            | Life Cycle Assessment  |
| LCE                            | Leche corregida por energía  |
| LCGP                           | Leche corregida por grasa y proteína                                     |
| M                              | Molar  |
| m <sup>2</sup>                 | Metro cuadrado   |
| m <sup>3</sup>                 | Metro cúbico   |
| MADR                           | Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural                             |
| Min                            | Minutos  |
| Mj                             | Megajoule  |
| ml                             | Mililitro  |
| mm                             | Milímetro  |
| MO                             | Materia Orgánica   |
| MS                             | Materia Seca   |
| MSC                            | materia Seca Consumida   |
| MSD                            | materia Seca Degradada   |
| MSI                            | Materia Seca Incubada  |
| msnm                           | Metros sobre el nivel del mar  |
| N                              | Nitrógeno  |
| N                              | Normal   |
| N                              | Norte  |
| N <sub>2</sub>                 | Di nitrógeno   |
| N <sub>2</sub> O               | Óxido Nitroso  |
| NaOH                           | Hidróxido de sodio   |
| NH <sub>2</sub> OH             | Oxiamoníaco  |
| NH <sup>3+</sup>               | Amoniaco   |
| NO                             | Óxido de Nitrógeno   |



|  |  |
|--|--|
| NO <sup>2-</sup>                       | Nitrito  |
| NO <sup>3-</sup>                       | Nitrato  |
| NTC                                    | Norma Técnica Colombiana                                   |
| O                                      | Oeste  |
| O <sub>2</sub>                         | Oxígeno  |
| OCDE                                   | Oficina de Asuntos Económicos, de cooperación y desarrollo |
| P                                      | Probabilidad   |
| P                                      | Fósforo  |
| PC                                     | Proteína Cruda   |
| PCG                                    | Potencial de calentamiento global                          |
| pH                                     | Potencial de Hidrogeno                                     |
| PO <sub>4</sub>                        | Fosfato  |
| ppb                                    | Partes por billón  |
| ppm                                    | Partes por millón  |
| PSI                                    | Presión por pulgada cuadrada                               |
| PV                                     | Peso Vivo  |
| R <sup>2</sup>                         | Coefficiente de determinación                              |
| RN                                     | Reserva Natural  |
| s                                      | Segundo  |
| SAM                                    | Sulfato de Amonio  |
| SAS                                    | Statistical Analysis System                                |
| Sistema intensivo de lechería tropical | SILT   |
| Sistema convencional                   | SC   |
| SF <sub>6</sub>                        | Hexafloururo de Azufre                                     |
| SO <sub>2</sub>                        | Dióxido de Azufre  |
| SSP                                    | Sistema Silvopastoril                                      |
| SSPi                                   | Sistema Silvopastoril Intensivo                            |
| ST                                     | Sistema Tradicional  |
| T                                      | Temperatura  |
| T <sub>g</sub>                         | Teragramo  |
| TMPG                                   | Tasa máxima de producción de gas                           |
| TPG                                    | Técnica de Producción de Gases                             |
| TTO1                                   | Tratamiento 1  |
| TTO2                                   | Tratamiento 2  |
| TTO3                                   | Tratamiento 3  |
| TTO4                                   | Tratamiento 4  |
| UENR                                   | Uso de energía no renovable                                |
| UF                                     | Unidad Funcional   |
| US                                     | Uso del suelo  |
| UGG                                    | Unidad Gran Ganado   |
| V                                      | Volumen  |
| µg                                     | Microgramo   |

## Introducción general

La ganadería en general, ha estado asociada a una alta generación de gases de efecto invernadero (GEI) y degradación general de los recursos naturales, a la par de un escaso desempeño productivo (Steinfeld *et al.*, 2006b; IPCC, 2007; Murgueitio *et al.*, 2011). Los sistemas bovinos pueden contribuir al cambio climático (CC) de forma directa e indirecta, ya que generan altas emisiones de GEI a partir de la fermentación entérica, el manejo de sus excretas, la fabricación y transporte de los insumos utilizados en los procesos productivos, el procesamiento de los productos obtenidos y el cambio en el uso del suelo para la generación de nuevas zonas de pastoreo. Además, pueden generar otros efectos ambientales como un alto uso del suelo, utilización de altas cantidades de energía no renovable, efectos acidificantes y eutrofizantes, entre otros (Steinfeld *et al.*, 2006; IPCC, 2007; Murgueitio *et al.*, 2011, Hristov *et al.*, 2013). Con emisiones estimadas en 7,1 gigatoneladas (GT) de dióxido de carbono equivalente (CO<sub>2</sub>-eq) por año, que representan el 14,5% de las emisiones de GEI producidas por el ser humano, los sistemas agropecuarios inciden de manera importante sobre el cambio climático (CC), siendo la producción de carne y leche vacuna responsable de la mayoría de estos gases al contribuir con el 41% y el 29%, respectivamente de las emisiones totales del sector (Gerber *et al.*, 2013).

Debido a la importancia de los sistemas bovinos en la emisión de GEI y en otros impactos ambientales, desde hace algunos años se busca implementar alternativas de mitigación, dentro de las cuales se encuentran los sistemas silvopastoriles intensivos (SSPi), sistemas enfocados a la generación de menor impacto ambiental y que permiten alcanzar mayor productividad, a la vez que incluyen aspectos productivos, sociales, técnicos, económicos y ambientales (Montenegro y Abarca, 2000; Jarvis *et al.*, 2010; Murgueitio *et al.*, 2011), pero que muchas veces han carecido de evaluaciones y argumentos firmes para avalar su potencial en condiciones particulares (Murgueitio *et al.*, 2011; Molina, 2013).

De acuerdo con lo anterior, diversos autores han coincidido en que el primer paso para determinar las potencialidades de mitigación de los sistemas de producción, debe incluir evaluaciones bajo diversos escenarios que permitan disminuir la incertidumbre que actualmente se tiene frente a las emisiones de GEI provenientes de la producción animal (de Klein *et al.*, 2008; IPCC 2007; IDEAM, 2010; Hristov *et al.*, 2013).

En los últimos años se ha venido utilizando el análisis de ciclo de vida (ACV) como una metodología integral para estimar diferentes impactos ambientales en sistemas de producción durante todo su proceso. Mediante el uso del ACV se logra identificar, cuantificar y caracterizar los recursos utilizados en los procesos productivos y establecer

estrategias de mitigación acordes con las condiciones particulares de los sistemas (Thomassen *et al.*, 2009).

Con el objetivo de medir y estimar algunos impactos ambientales negativos asociados a la producción de leche, en un SSPi con *Leucaena leucocephala* ( > 7000 arbustos ha<sup>-1</sup>) asociada a pasto estrella y árboles dispersos, y un sistema intensivo de lechería tropical con fertilización bajo condiciones de bs-T, se realizó un ACV para evaluar el potencial de calentamiento global, el uso de energía no renovable y el uso del suelo en ambos sistemas. Adicionalmente, con el propósito de aproximar las emisiones entéricas, se determinaron las emisiones *in vitro* de metano (CH<sub>4</sub>) por diferentes dietas, y se cuantificaron los flujos de GEI (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O) en praderas y excreciones bovinas.

## Objetivos

### Objetivo general

- Determinar y estimar algunos impactos ambientales asociados a la producción de leche, en un sistema silvopastoril intensivo con *L. leucocephala* y un sistema convencional con fertilización bajo condiciones de bs-T en Colombia.

### Objetivos Específicos

- Cuantificar en un sistema silvopastoril intensivo con *L. leucocephala* y un sistema intensivo de lechería tropical con fertilización, los flujos de N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> en suelos y excreciones animales (estiércol y orina).
- Determinar las emisiones de metano *in vitro* en diferentes dietas ofrecidas en sistemas convencionales y en sistemas silvopastoriles intensivos orientados a la producción de leche, en condiciones de bs-T.
- Estimar el potencial de calentamiento global, uso de energía no renovable y uso del suelo por medio de un análisis de ciclo de vida (ACV) para la producción de leche, en un sistema silvopastoril intensivo basado en *L. leucocephala* y un sistema intensivo de lechería tropical con fertilización.

# 1. Capítulo 1. Estado del Arte

## 1.1. La ganadería y su generación de gases de efecto invernadero (GEI).

La ganadería tradicionalmente ha estado asociada a impactos ambientales que fluctúan entre el desgaste absoluto e irreversible de los suelos y otros recursos naturales, hasta la restauración parcial de ecosistemas (Steinfeld *et al.*, 2006b; Murgueitio *et al.*, 2011).

Con unas emisiones estimadas en 7,1 gigatoneladas (GT) de dióxido de carbono equivalente (CO<sub>2</sub>-eq) por año, que representan el 14,5% de las emisiones de GEI inducidas por el ser humano, los sistemas agropecuarios inciden de manera importante en el cambio climático (CC), siendo la producción de carne y leche de vacuno, responsable de la mayoría de las emisiones al contribuir con el 41% y el 29% de las emisiones totales del sector respectivamente (Gerber *et al.*, 2013), además, se ha estimado que la ganadería emite el 9% del total de CO<sub>2</sub> generado por el hombre; es responsable del 37% de las emisiones de gas metano (CH<sub>4</sub>) y participa con 65% de las emisiones globales de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) (Steinfeld *et al.*, 2006).

Dentro de las emisiones mencionadas anteriormente, el ganado vacuno es el principal generador de GEI del sector con 4,6 gigatoneladas de CO<sub>2</sub>-eq, representando el 65% de las emisiones provenientes de las actividades pecuarias. Los cerdos, las aves de corral, los búfalos y los pequeños rumiantes tienen niveles de emisión más bajos, que representan, cada uno, entre el 7% y el 10% de las emisiones del sector (Gráfico 1) (Gerber *et al.*, 2013). A su vez es importante destacar que la carne de vacuno es el producto básico con los niveles más altos de emisiones totales y de intensidad de emisiones, gracias a que este producto contribuye con 2,9 gigatoneladas de CO<sub>2</sub>-eq, es decir el 41% de las emisiones totales del sector, mientras que la leche de vaca lo hace con 1,4 gigatoneladas de CO<sub>2</sub>-eq (29% de las emisiones del sector) (Gerber *et al.*, 2013).

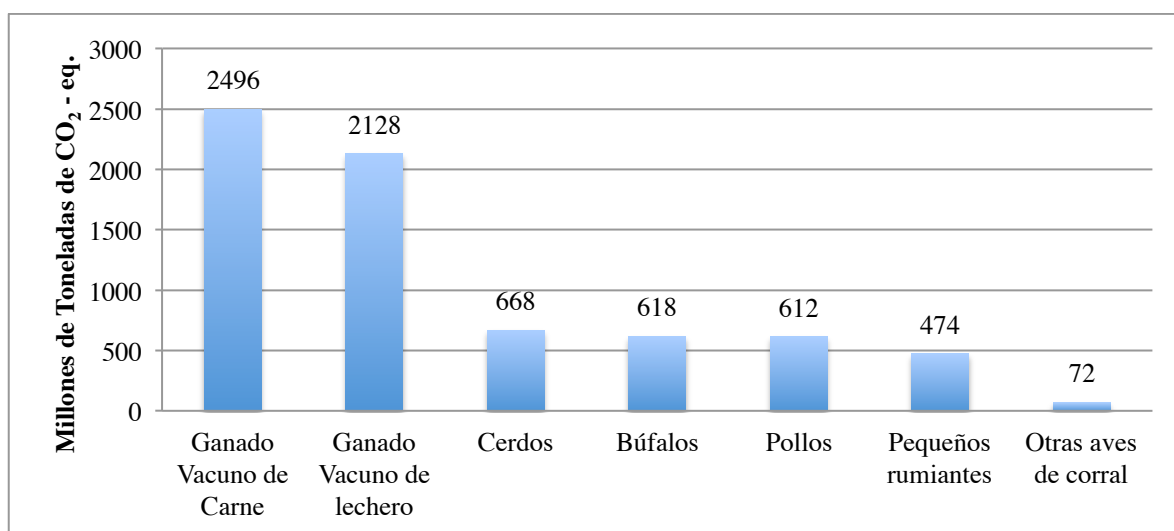
De igual manera la ganadería es el mayor usuario mundial del recurso suelo, las tierras empleadas en el pastoreo y en la producción de forrajes representan prácticamente el 70% de todas las tierras agrícolas, significando aproximadamente un tercio de las tierras de cultivo (Steinfeld *et al.*, 2006b). Toda esta presión sobre el suelo, producto de la conversión de muchas zonas boscosas a pastizales, ha causado que durante muchos años el cambio en su uso, emita gran cantidad GEI, especialmente CO<sub>2</sub>, llegando a representar el 36% del total de gases emitidos por la ganadería en todas sus fases de producción y hasta el 18% de las emisiones totales de origen antropogénico (IPCC, 2007).

En términos de recursos naturales, cabe destacar que la ganadería puede llegar a utilizar el

8% del agua demandada en el mundo por actividades humanas (FAO, 2010). Además, a través de la compactación del suelo, esta actividad pecuaria tiene efectos importantes en la regulación del ciclo hídrico, condicionando la infiltración del agua, su contaminación y almacenamiento subterráneo.

Por último, pero no menos importante con relación a la biodiversidad, el proceso de deforestación ligado a la ganadería viene amenazando su sobrevivencia, es así que se calcula que en un período de diez años entre el 2% y el 5% de las especies serán extintas (Ward y Robinson, 2000).

**Gráfica 1.1** Estimaciones globales de las emisiones por especies



Tomado de Gerber *et al.* (2013)

## 1.1.1 Gases de Efecto Invernadero (GEI) en sistemas ganaderos

### 1.1.1.1 Metano

El metano es un gas incoloro, inflamable, no tóxico, cuya fórmula química es CH<sub>4</sub>. La descomposición anaeróbica que ocurre en procesos biológicos como el cultivo de arroz, la fermentación entérica de los animales y la desintegración de los desechos orgánicos son las principales fuentes de metano, además, de la combustión incompleta de combustibles fósiles (IPCC, 2001). En rumiantes, el CH<sub>4</sub> se genera principalmente por los procesos fermentativos del alimento al ingresar al rumen y es producido por microorganismos metanogénicos. Estos microorganismos utilizan diferentes sustratos para la producción de CH<sub>4</sub> pero los principales son H<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub> (Kurihara *et al.*, 1999).

Las emisiones de CH<sub>4</sub> por los rumiantes tienen un efecto considerable en el cambio climático debido a la importancia en sus actuales y futuras emisiones, y a su potencial de calentamiento global que es 23 veces mayor al CO<sub>2</sub> (Johnson y Johnson, 1995). Los efectos de las metanogénicas son dependientes principalmente de los sustratos presentes en la dieta y de las interacciones con otras poblaciones de microorganismos (O'Mara, 2004). Diversas evidencias muestran que la tasa de emisión de CH<sub>4</sub> por fermentación ruminal está relacionada con características físico-químicas de la dieta, las cuales pueden estar entre 60 y 126 kg de CH<sub>4</sub> animal<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Johnson y Johnson, 1995; Ulyatt y Lassey 2001).

La posibilidad de reducir las emisiones de CH<sub>4</sub> provenientes de la ganadería podría generar beneficios económicos y ambientales. De igual manera, es importante resaltar que bajo condiciones aerobias se puede presentar cantidades de CH<sub>4</sub> proveniente de las pasturas, que pueden registrar valores entre 4 y 6 Kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Boeckx y Van Cleemput, 2001).

Es importante destacar que metano contribuye aproximadamente con un 17% del forzamiento radiativo en la atmósfera (Montzka *et al.*, 2011). Aproximadamente el 40% de metano es emitido a la atmósfera por fuentes naturales (por ejemplo, los humedales y termitas), y alrededor del 60% proviene de fuentes antropogénicas (por ejemplo, los rumiantes, el cultivo del arroz, la explotación de combustibles fósiles, vertederos y la quema de biomasa).

### **1.1.1.2 Oxido Nitroso**

El óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) es un gas de efecto invernadero con un potencial de calentamiento global 298 veces superior al CO<sub>2</sub> en un horizonte de tiempo de 100 años; cuya concentración atmosférica ha venido incrementándose en las últimas décadas a razón 0,26% año<sup>-1</sup> (Forster *et al.*, 2007). En la actualidad, el N<sub>2</sub>O es también el más importante gas que agota el ozono (Ravishankara *et al.*, 2009), debido a que este es una fuente neta importante de NO<sub>x</sub>, agente implicado en la destrucción catalítica de la estratosfera de la capa de ozono (Crutzen, 1970). En la tropósfera, la cantidad del N<sub>2</sub>O es de aproximadamente el 0,00003%, sin embargo, el potencial de generar efecto invernadero es de 200 a 3000 veces mayor que el del CO<sub>2</sub>, ya que se estima que la vida de este gas en la atmósfera puede llegar hasta los 130 años (Di Cameron, 2006).

El N<sub>2</sub>O se produce naturalmente bajo condiciones tanto aerobias como anaerobias, dentro de los procesos de nitrificación y desnitrificación llevados a cabo por los microorganismos del suelo, los cuales utilizan el nitrato (en ausencia de oxígeno) como aceptor final de electrones en el proceso respiratorio y por nitrificación cuando el nitrato es reducido en presencia de oxígeno (Dalal *et al.*, 2003). Las fuentes de origen antropogénico identificadas incluyen tierras agrícolas con enmiendas de fertilizantes nitrogenados, aplicaciones de

estiércol, acuíferos, procesos industriales, combustión de automóviles y quema de desechos (Kersebaum, 2007).

En el balance de  $N_2O$ , los suelos actúan de dos formas, como emisores y como receptores. Sin embargo, a escala global, las emisiones dominan sobre las de captura, es de importancia mencionar que la producción y consumo de  $N_2O$  y  $NO$  en suelos envuelve procesos bióticos y abióticos. Más adelante en este capítulo se discute más a fondo este GEI.

### **1.1.1.3 Dióxido de Carbono**

El dióxido de carbono ( $CO_2$ ) es el principal gas desde el punto de vista del calentamiento global, debido al volumen generado y a la cantidad presente en la atmósfera. Este gas ha tenido un ritmo de aumento de  $1,5 \text{ ppm año}^{-1}$ ; debido al incremento su concentración, y al tiempo de permanencia en la atmósfera (IPCC, 2001), pero en la última década, esta tasa se ha incrementado a  $2,1 \text{ ppm año}^{-1}$ .

La composición isotópica del  $CO_2$  y la disminución observada en el oxígeno ( $O_2$ ) demuestran que el aumento del  $CO_2$  en la atmósfera, se debe básicamente a la quema de combustibles de origen fósil y cambios de uso de la tierra (IPCC, 2001).

La mayor cantidad de  $CO_2$  emitido por parte de la actividad ganadera se ha asociado por la perturbación de sumideros, especialmente el suelo debido al cambio en su uso, representando el 7% de las emisiones antropogénicas (Martin *et al.*, 2009). De igual forma, la fabricación de insumos como fertilizantes y alimentos balanceados para el consumo de los animales, transporte de estos insumos y otras actividades dependientes directamente de energías fósiles, están asociados a importantes emisiones de  $CO_2$  (Gerber *et al.*, 2013; Rivera *et al.*, 2014).

### **1.1.2 Emisiones de GEI en Colombia producto del sector agrícola**

En los años 2000 y 2004 Colombia ha realizado inventarios nacionales de GEI con el objetivo de conocer el comportamiento a nivel local de sus emisiones, producto de una necesidad y exigencia mundial para buscar alternativas de mitigación al fenómeno del cambio climático. Los resultados, han determinado que el aporte de gases se han compuesto básicamente por  $CO_2$ ,  $CH_4$  y  $N_2O$  con participaciones del 50%, 30% y 19% respectivamente; quedando el 1% restante conformado por gases que no se encuentran dentro del marco del Protocolo de Montreal pero que igual tienen potencial de forzamiento radiativo, como: perfluorocarbonos (CFC), hidrofluorocarbonos (HFC), hexafluoruro de azufre ( $SF_6$ ) y halocarbonos (IDEAM, 2010).

Los sectores o actividades productivas que más emisiones de GEI aportan obedecieron a sectores como: Agricultura (38%); Energía (37%) y Uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura (14%). A su vez, otras actividades con menor importancia en el total de emisiones fueron los residuos sólidos y procesos industriales, con participación del inventario de GEI de 6 y 5% respectivamente (IDEAM, 2010).

Según el inventario de GEI para el año 2004, y con base en la metodología Tier II del IPCC, Colombia aporta aproximadamente el 0,37% (180 010 Gigagramos) del total emitido en el mundo (49 gigatoneladas), y las emisiones per cápita están por debajo del valor medio mundial y distantes de los valores reportados para Asia Occidental, Europa y Norteamérica (IDEAM, 2010). En la Tabla 1.1 se puede observar con detalle las actividades que más aportan a las emisiones de GEI en unidades de CO<sub>2</sub>-eq para el año 2004 correspondiendo al 80% de los gases emitidos en el país.

**Tabla 1. 1** Fuentes de GEI de las principales actividades productivas en el año 2004

| Sectores                          | Categorías principales                       | Porcentaje (%) |
|-----------------------------------|--|----------------|
| <b>Energía</b>                    | Trasporte                                    | 12,1%          |
|                                   | Industrias de energía                        | 8,5%           |
|                                   | Industrias manufacturas y de la construcción | 7,3%           |
| <b>Agricultura y Silvicultura</b> | Fermentación entérica                        | 18,5%          |
|                                   | Suelos Agrícolas                             | 18,1%          |
|                                   | Emisiones de CO <sub>2</sub> del suelo       | 4,1%           |
| <b>Residuos Varios</b>            | Conversión de bosques y praderas             | 9,2%           |
|                                   | Disposición de residuos sólidos en la tierra | 5,0%           |
|                                   | Acumulado de los más representativos         | 83%            |

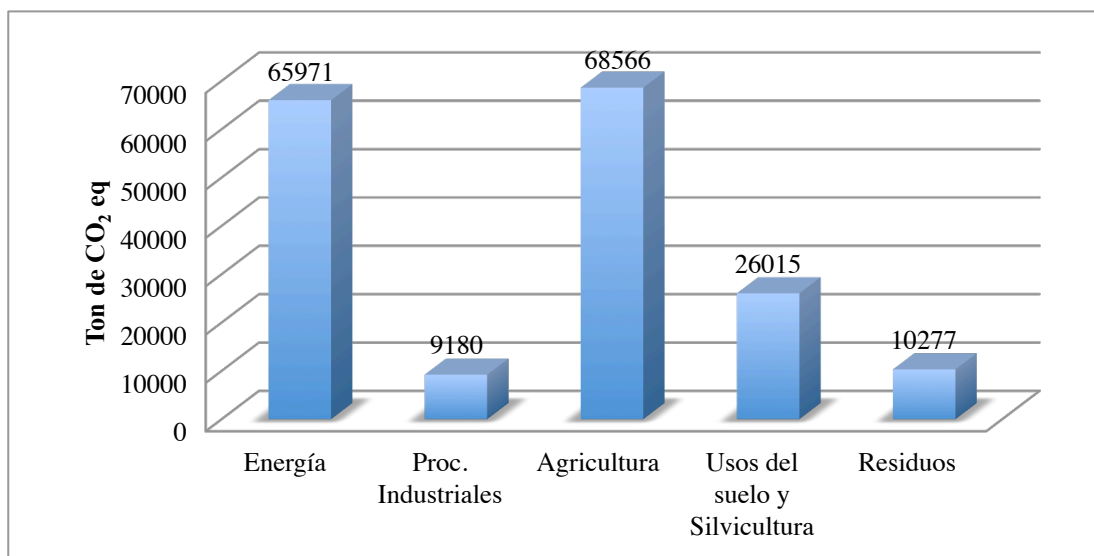
Modificado de IDEAM (2009).

En las últimas décadas las emisiones totales para Colombia han venido aumentando considerablemente ya que en los años 1990 y 1994, estas emisiones ascendieron a los 129 368,4 Gg y 149 867,8 respectivamente y para el año 2000 se encontraron alrededor de los 177575,35 Gg CO<sub>2</sub>-eq, valores inferiores a los encontrados para el año 2004 que correspondieron a los 180 008,18 Gg CO<sub>2</sub> -eq (IDEAM, 2010).

En términos de emisiones para el sector ganadero, los recientes inventarios de GEI publicados por el Instituto Colombiano de Estudios Ambientales, IDEAM, indican que la fermentación entérica del ganado bovino genera anualmente el 61% de las emisiones totales de metano, representando el 18,5% del total de GEI del año 2004 (IDEAM, 2010). Con los valores del inventario, la fermentación entérica aportó en dicho año, cerca de 6,5% más de GEI que la categoría transporte (21 769 Gg CO<sub>2</sub> -eq).



**Gráfica 1.2** Principales fuentes de GEI en el año 2004



Modificado de IDEAM (2009).

## 1.2 El Oxido Nitroso (N<sub>2</sub>O) y sus emisiones en praderas

Como se menciona anteriormente el óxido nitroso es un gas de efecto invernadero con un potencial de calentamiento global 298 veces superior al del dióxido de carbono en un horizonte de tiempo de 100 años; cuya concentración atmosférica ha venido incrementándose en las últimas décadas a razón 0,26% año<sup>-1</sup> (Forster *et al.*, 2007).

Dentro de las fuentes de mayor importancia que contribuyen a la emisión de N<sub>2</sub>O, se resaltan aquellas asociadas a las prácticas agrícolas (Flessa *et al.*, 2002), considerándose que entre el 20 y el 35% del total de N<sub>2</sub>O emitido anualmente es producido directamente por los campos destinados a esta actividad. Dentro de las actividades agropecuarias, los pastizales son considerados la mayor fuente de N<sub>2</sub>O, especialmente los utilizados para el pastoreo animal, debido a las excreciones de estiércol y orina, las cuales se estima que contienen entre el 75 y 90 % del N consumido (Luo *et al.*, 2010).

Entre las fuentes directas e indirectas de N en praderas, la fertilización orgánica e inorgánica, y la excreción animal vía estiércol y orina se pueden considerar como las más importantes (Saggar *et al.*, 2004; van der Meer, 2008). Dentro de las fuentes directas, se identifican tres principalmente: (1) pequeñas emisiones de origen intestinal liberadas durante la actividad ruminal, (2) el estiércol y residuos generados por animales en confinamiento, y (3) el estiércol y orina generadas por animales en pastoreo; y entre las fuentes indirectas se consideran las emisiones producto de la aplicación de estiércol y

aquella producida por el procesamiento y transporte de los productos asociados a esta actividad pecuaria (Mosier *et al.*, 1998).

Los aportes relacionados con el N proveniente del estiércol se han estimado en 130 y 1040 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para las ovejas y ganado bovino, respectivamente (Haynes y Williams, 1993), alcanzado grandes variaciones de acuerdo a la dieta ofrecida y al tipo de sistema de producción; mientras que el N excretado vía orina puede estar alrededor de 300 a 600 kg N ha<sup>-1</sup> año para ambas especies (Smith *et al.*, 2005). Estas excreciones de N exceden la capacidad de absorción de la planta y puede conducir a importantes pérdidas de N por lixiviación (Wachendorf *et al.*, 2008) y volatilización vía N<sub>2</sub>O y otros gases (de Klein *et al.*, 2001), pérdidas que puede verse incrementada en sistemas de producción intensivos (Oenema *et al.*, 1997).

Como se resalto anteriormente, se estima que entre el 30 y el 50% de las emisiones globales de N<sub>2</sub>O de la agricultura provienen de los desechos de la producción animal, por lo cual dicha actividad aporta aproximadamente 1,5 Tg del gas emitido a escala global. De esta cantidad, el 41% de las emisiones provienen de la orina y estiércol de animales en pastoreo, 27% de fuentes indirectas, 19% de residuos de animales en establos y lugares confinados, 10% por aplicación de los desechos animales a la tierra y un 3% por la combustión de las estiércol (Oenema *et al.*, 2005).

### 1.2.1 Mecanismos comprometidos en la formación de N<sub>2</sub>O

La producción de N<sub>2</sub>O en suelos agrícolas se da básicamente como producto intermedio de actividades microbianas en procesos tales como la nitrificación y la desnitrificación (Singurindy *et al.*, 2009). De igual forma, procesos como la quemodesnitrificación abiótica representan algunas emisiones bajo condiciones específicas. El proceso de nitrificación consiste entonces en la oxidación del amoníaco (NH<sub>3</sub><sup>+</sup>) a nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) y luego a nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) en escenarios aeróbicos, y la desnitrificación se da cuando el NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y NO<sub>2</sub><sup>-</sup> son reducidos para dar óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) y dinitrógeno (N<sub>2</sub>) en condiciones anaerobias (Machefert *et al.*, 2002), a continuación se describe de una forma general las rutas utilizadas:

Nitrificación: NH<sub>3</sub><sup>+</sup> → NH<sub>2</sub>OH → NO<sub>2</sub><sup>-</sup> → NO<sub>3</sub><sup>-</sup>

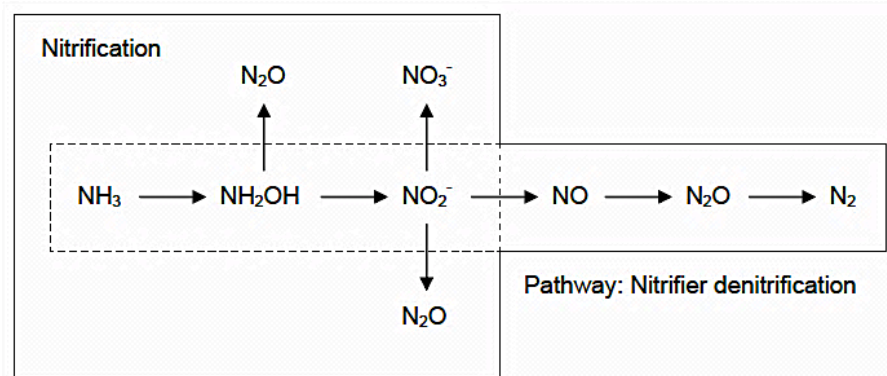
Desnitrificación: NO<sub>3</sub><sup>-</sup> → NO<sub>2</sub><sup>-</sup> → NO → N<sub>2</sub>O → N<sub>2</sub>

Como se planteo anteriormente, la nitrificación se refiere al proceso compuesto por dos pasos, en el cual el NH<sub>3</sub><sup>+</sup> se oxida a nitrito y de este a NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. La mayoría de la nitrificación es llevada a cabo por bacterias quimioautotróficas, y dos grupos diferentes de bacterias

están implicadas en las dos etapas, las  $\text{NH}_3$ -oxidasas y las  $\text{NO}_2^-$ -oxidasas (Bock *et al.*, 1986). La oxidación de  $\text{NH}_3$  a  $\text{NO}_2^-$  es mediada principalmente por bacterias del género *Nitrosomonas*, mientras que en la oxidación de  $\text{NO}_2^-$  a  $\text{NO}_3^-$  intervienen frecuentemente bacterias el género *Nitrobacter*.

Por otra parte, la desnitrificación es un proceso de respiración anaerobia, donde el nitrato es utilizado como receptor alternativo de electrones en lugar de oxígeno, reduciéndose a óxido  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  o  $\text{N}_2$ . Dado que estos compuestos nitrogenados son gases poco solubles, los mismos no se incorporan al material celular, sino que escapan a la atmósfera. Este proceso, también conocido como trayecto disimilativo de nitrato, es llevado a cabo exclusivamente por eubacterias. Los siguientes géneros bacterianos contienen especies que poseen la habilidad de llevar a cabo este proceso: *Achromobacter*, *Chromobacterium*, *Bacillus*, *Moraxella*, *Micrococcus*, *Pseudomonas*, *Spirillum*, *Hypomicrobium*, *Paracoccus*, *Aquifex* y *Alcaligenes* (Simek, 2000).

**Figura 1. 1** Nitrificación quimioautotrófica. Modificado de Wrage *et al.* (2001).



**Figura 1. 2** Ruta de la desnitrificación (Granli y Bockman, 1994).



Ambos procesos son generados por una amplia variedad de bacterias autotróficas capaces de obtener energía a partir de estas reacciones (Machefert *et al.*, 2002). De igual manera se ha establecido que el pH óptimo para estos procesos pueden encontrarse alrededor del 7 a 8, aunque un pH de 6,5 no ha afectado considerablemente estos procesos (Hasegawa *et al.*, 2000). Es importante resaltar que ambas reacciones pueden suceder en el mismo lugar y tiempo (Zaman *et al.*, 2007). También es importante mencionar que además de la desnitrificación y nitrificación, el óxido nitroso puede ser producido (aunque en menor

proporción) por procesos como: la desnitrificación nitrificante, la desnitrificación química y por hongos (Oenema *et al.*, 2005).

Estudios de campo indican que generalmente los valores altos de emisión de N<sub>2</sub>O se encuentran ligados al proceso de desnitrificación, por lo que esta última sería la principal fuente de N<sub>2</sub>O bajo escenarios de producción ganadera intensiva, aunque la nitrificación es un proceso importante ya que es el responsable de convertir el N de la orina, urea o fertilizantes basados en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a N<sub>2</sub>O (de Klein y Eckard, 2008).

## **1.2.2 Factores que determinan los procesos de nitrificación y desnitrificación**

Ambos procesos (nitrificación y desnitrificación) se encuentran influenciados fuertemente por factores climáticos y de suelo (Chen *et al.*, 2008). La producción de N<sub>2</sub>O por parte del suelo dependerá de la disponibilidad de los sustratos para ambos procesos, es decir, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> para el caso de la nitrificación y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> para la desnitrificación (Zaman *et al.*, 2007). Se considera que los factores más importantes para estos procesos son: presencia oxígeno, temperatura, pH, humedad, salinidad y manejo del suelo. En el caso de la desnitrificación, también dependerá del carbono disponible para los procesos heterotróficos (Dalal *et al.*, 2003). Todos estos factores igualmente están regulados por factores como clima, vegetación, propiedades químicas y condiciones físicas del suelo (densidad aparente, C orgánico, pH y contenido en arcilla) y por las prácticas de manejo agrícola (Uchida *et al.*, 2011). A continuación se discuten estos factores de una forma más amplia y clara.

### **1.2.2.1 Factores que condicionan o afectan las emisiones de N<sub>2</sub>O**

#### **1.2.2.1.1 Disponibilidad de C y N**

La disponibilidad de C y de N son factores determinantes de las emisiones de N<sub>2</sub>O (van Groenigen *et al.*, 2005); en particular cuando se encuentran en forma orgánica lábil (Machefert *et al.*, 2002). Está bien documentado que existe una relación lineal entre la entrada de N y la emisión de N<sub>2</sub>O en la zonas agrícolas (Dobbie *et al.*, 1999). La relación está adaptada para la metodología actual del IPCC Tier I (IPCC, 2006) que estima las emisiones de N<sub>2</sub>O sobre aplicaciones de N en zonas agrícolas. Sin embargo, algunas evaluaciones han mostrado una relación exponencial entre las entradas de N y las emisiones de N<sub>2</sub>O (Zebarth *et al.*, 2008).

#### **1.2.2.1.2 Temperatura**

Así como la humedad del suelo y la disponibilidad de N y C, otro de los factores que condicionan las emisiones de N<sub>2</sub>O es la temperatura (Machefert *et al.*, 2002). Se ha

observado que cuando el contenido de agua del suelo se encuentra cercano a la capacidad máxima de retención del suelo, las emisiones de N<sub>2</sub>O responden a los cambios de temperatura, razón por la cual las estaciones climáticas condicionan las emisiones de N<sub>2</sub>O en los suelos agrícolas; con emisión de bajos niveles durante el invierno que luego aumenta a niveles máximos en primavera/verano cuando la temperatura del suelo aumenta y los fertilizantes nitrogenados son aplicados (Sommer *et al.*, 2006). Sin embargo, algunos estudios no han mostrado relaciones entre las variaciones de emisión y temperatura (Singurindy *et al.* 2009).

#### **1.2.2.1.3 Precipitación y humedad del suelo**

El factor hídrico, es tal vez el aspecto con mayor control sobre las emisiones de N<sub>2</sub>O (Saggar *et al.*, 2004; IPCC, 2006). Davidson (1992) estudió la respuesta de suelos secos y húmedos con respecto a las emisiones de N<sub>2</sub>O, estableciendo que durante el período en que el suelo se encuentra seco, no hay emisiones, mientras que al aplicar agua al suelo comienza inmediatamente la producción de N<sub>2</sub>O, ya que el contenido de agua del suelo influencia las condiciones de difusión determinando la cantidad de oxígeno disponible. Valores de saturación del 60-70% de humedad en el suelo promueven la generación de N<sub>2</sub>O debido a que limita la difusión de O<sub>2</sub> a lo largo y ancho del suelo, dando lugar a la desnitrificación (Saggar *et al.*, 2004).

#### **1.2.2.1.4 Tipo de suelo**

Los suelos difieren en la capacidad de generar emisiones de N<sub>2</sub>O (Luo *et al.*, 2010). Suelos mal drenados presentan mayores emisiones de N<sub>2</sub>O que los bien drenados (Oenema *et al.*, 2005). Estos resultados se explican probablemente, por las influencias en su estructura, y las diferencias de humedad en el suelo (Allen *et al.*, 1996) que afectan la difusión de O<sub>2</sub>.

#### **1.2.2.1.5 Compactación del suelo**

Los cambios en las propiedades físicas del suelo como lo es la compactación, pueden afectar las transformaciones del N a N<sub>2</sub>O, debido a que afectan a la difusión de oxígeno del suelo (planteado anteriormente) (Oenema *et al.*, 1997), razón por la cual el pastoreo de animales con su pisoteo puede favorecer esta condición frente a pastizales sin ocupación de animales. La compactación puede verse incrementada en situaciones donde se lleva a cabo el pastoreo de praderas durante el invierno (adensamiento) y/o manejo inadecuado de las cargas animales ya que esto ocasiona pérdida de estructura y drástica disminución de espacio poroso (Luo *et al.*, 2010). Las pérdidas gaseosas de N aumentan bajo una mayor compactación del suelo (van der Meer, 2008). De igual forma se ha establecido que los sitios donde permanecen mucho los animales son áreas con importantes cantidades de

emisiones de N<sub>2</sub>O ya que presentan compactación reciben importantes cantidades de estiércol y orina (van Groenigen *et al.*, 2005).

#### **1.2.2.1.6 pH del suelo**

El pH como propiedad química de los suelos es un factor que igualmente afecta los mecanismos que pueden condicionar las emisiones de N<sub>2</sub>O. Un estudio efectuado con enzimas desnitrificadoras evidenció una fuerte relación lineal negativa entre el pH del suelo y la tasa de emisión de este gas (van der Weerden *et al.*, 1999). De igual forma con relación a esto, se ha evidenciado que el proceso de desnitrificación decrece a medida que el pH del suelo tiende a la acidez, según estos autores el pH óptimo para que se desarrolle la actividad nitrificante es de 7 y para la desnitrificación el pH óptimo es 7,0-8,0 (Dalal *et al.*; 2003; Ahn, 2006).

#### **1.4.2.2 Estimación de las emisiones de N<sub>2</sub>O alrededor del mundo**

Dentro del marco de la Convención sobre el Cambio Climático se fundamentó la necesidad de que todas las partes deben actualizar periódicamente y publicar inventarios nacionales de emisiones antropogénicas por las fuentes y sumideros de todos los gases de efecto invernadero no controlados por el Protocolo de Montreal. En respuesta de este mandato, el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), a través de la Oficina de Asuntos Económicos, de cooperación y desarrollo (OCDE) y la Agencia Internacional de Energía (AIE) han estado coordinando la elaboración y actualización de los inventarios nacionales y de las metodologías de los distintos gases de efecto invernadero. La primera fase de desarrollo de la metodología fue publicado en las Directrices del IPCC de 1995 (IPCC, 1995).

Es así como el IPCC ha venido sugiriendo para los cálculos de los inventarios nacionales, un factor de emisión para N<sub>2</sub>O por excrementos animales (estiércol y orina) en praderas del 2% del N depositado (IPCC, 2001). Sin embargo, el IPCC en los últimos años ha sugerido una separación de los factores de emisión según el tipo de animal (por ejemplo, 2% para el ganado y 1% para ovejas (IPCC, 2006). De igual forma algunos trabajos sugieren que hay evidencia suficiente para desagregar también este factor de emisión por los tipos de excretas (estiércol y orina) y así caracterizar de una mejor forma las emisiones. Dichos estudios sugieren que la proporción de N perdido como N<sub>2</sub>O por el ganado en pastoreo se encuentra entre el 0,1 a 4% del N en la orina y de 0,1 a 0,7% del N en el estiércol, respectivamente (Oenema *et al.*, 1997; de Klein *et al.*, 2001; van Groenigen *et al.*, 2005). Fowler *et al.* (1997) sugiere que la fracción pérdida de N<sub>2</sub>O de los fertilizantes y excretas es sustancialmente mayor que el 1,25 ± 1% utilizado para el inventario de emisiones globales del IPCC obtenidas por Bouwman (1996), sugiriendo además, un rango de 0.3-3.7%

(mediana 1,8%) para praderas y un rango de 1.2-6.7% (mediana 2,1%) para praderas bajo pastoreo. Resultados similares fueron encontrados por Clayton *et al.* (1994).

Más allá de esto, algunos países han generado factores propios, Nueva Zelanda, Australia y parte de Sudamérica y Norteamérica han adelantado esfuerzos para mejorar sus estimaciones de emisión (Luo *et al.*, 2010). De igual forma algunos estudios han comparado los factores de emisión para orina y estiércol, sugiriendo que los factores de emisión mayores para la orina (de Klein *et al.*, 2003; van Groenigen *et al.*, 2005). Sin embargo, autores como Allen *et al.* (1996) encontraron factores de emisión (FE) más elevados por para las estiércol, razón por la cual es relevante buscar establecer FE en cada una de las condiciones presentadas en el distintos sistemas de producción.

Una desventaja de los inventarios de gases de efecto invernadero (GEI) es que se encuentran limitados por sólo algunas fuentes de N<sub>2</sub>O, especialmente por aquellas relacionadas con las aplicaciones de N al suelo (Baethgen y Martino, 2001). Sin embargo, cabe destacar que estos valores provistos por el IPCC tienen como ventaja su simplicidad, cobertura global, claridad y libre acceso (Brown *et al.*, 2001). Las emisiones gaseosas, y en particular las de N<sub>2</sub>O, son muy dependientes de las características locales, como el clima, suelo, pasturas, entre otras. En consecuencia, la utilización de factores de emisión por defecto puede generar resultados inexactos un posicionamiento impreciso del país ante el IPCC y medidas de mitigación no acordes con la realidad. Debido a esto existe entonces la necesidad de considerar y generar factores de emisión locales que permitan alcanzar datos reales de la contribución de la actividad agropecuaria dentro de estas emisiones. Esto permitirá contribuir a un cálculo más aproximado de los valores reales de emisiones gaseosas, principalmente a N<sub>2</sub>O (Berger, 2011).

### **1.3 Emisiones de CH<sub>4</sub> provenientes de praderas y excreciones animales**

En particular las emisiones de metano (CH<sub>4</sub>) son motivos de preocupación ya que este gas es uno de los principales GEI con un potencial de calentamiento global entre 23 y 25 veces superior al CO<sub>2</sub>. El metano surge en los sistemas de producción por la fermentación anaerobia en rumen, pero también se libera a partir de descomposición del estiércol y de algunas reacciones en los suelos. El sector ganadero es responsable del 18% de las emisiones antropogénicas mundiales, y el CH<sub>4</sub> del ganado es el 25% de los gases de efecto invernadero relacionadas con esta actividad (Steinfeld *et al.*, 2006a).

Los excrementos de los rumiantes en las pasturas liberan significantes cantidades de CH<sub>4</sub>, debido al ambiente anaeróbico, pero pueden liberar también cantidades significativas de NH<sub>3</sub> y N<sub>2</sub>O, dependiendo de la composición de la orina y estiércol (Misselbrook *et al.*, 2001). Las emisiones de CH<sub>4</sub> por excretas almacenadas (mezcla de orina y estiércol) varían entre

el 7 y el 27% de las emisiones totales en los rumiantes (Kreuzer *et al.*, 2006), sin embargo, algunos autores han encontrado que las emisiones en praderas pueden llegar a ser poco significantes dependiendo de las condiciones (Oenema *et al.*, 2007). En suelos aeróbicos, el CH<sub>4</sub> se toma a través de oxidación por bacterias metanotróficas que contribuyen aproximadamente el 5,8% del CH<sub>4</sub> global a la atmosférica (Smith *et al.*, 2003).

Así como los pastizales puede emitir cierta cantidad de CH<sub>4</sub>, estos igualmente pueden oxidarlo a una velocidad mayor que las tierras de cultivo (6 y 3 kg de CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente), pero menos que los suelos no cultivados (Boeckx y Van Cleemput, 2001). Es así como en una pradera abandonada, las emisiones de metano pueden ser más bajas en condiciones de insaturación en comparación a condiciones de saturación al disminuir hasta en un 50% (Hendriks *et al.*, 2007).

Algunos autores han encontrado que durante la época de lluvias las emisiones incrementan ya que se puede ver con mayor incidencia las condiciones anaerobias por saturación de agua en el suelo y cuando las condiciones de humedad son escasas, asociado con una disminución de las lluvias, empiezan a generarse procesos oxidativos donde actúan las bacterias aeróbicas que favorecen las acumulaciones de metano, llegando a niveles donde el comportamiento es de sumideros de metano (Visscher *et al.*, 2007). De igual forma los flujos de CH<sub>4</sub> pueden verse influenciados por la especie de pasto. Pastrana *et al.*, (2011) en un estudio donde evaluaron tres accesiones de *Brachiaria humidicola* (Rendle) Schweickerdt bajo tres niveles de fertilización, encontraron diferencias estadísticas (p<0,05) entre las accesiones en cuanto a las emisiones de metano se refiere.

En suelos bajo inundación, aproximadamente el 80% del CH<sub>4</sub> es consumido por bacterias metanótrofas que habitan la interface suelo-agua y la rizósfera de las plantas (Gilbert y Frenzel, 1995). En estos microambientes, el acceso al oxígeno es posible por difusión a través de la columna de agua o directamente desde las raíces de la planta, a la vez que el acceso al CH<sub>4</sub> es facilitado por difusión desde las zonas anaerobias circundantes en las cuales puede desarrollarse la metanogénesis.

Por otro lado las emisiones de metano por estiércol, otra fuente de emisión de este gas, dependen de la composición de la suspensión y su volumen, al igual que de su temperatura y tiempo de almacenamiento. Cuanto mayor sea el contenido de los ácidos grasos volátiles y otros compuestos orgánicos degradables y mayor es la temperatura y el tiempo de almacenamiento, mayor serán las emisiones de CH<sub>4</sub> (Oenema *et al.*, 2007). A su vez las diferentes condiciones ambientales en términos de humedad del suelo y precipitación pueden influir de manera indirecta sobre los flujos parciales de metano (Ciarlo, 2009).



### 1.3.1 Determinantes de la producción y emisión de CH<sub>4</sub>

Los procesos microbianos determinantes de las emisiones de CH<sub>4</sub> a la atmósfera se ven condicionados por distintos factores, tales como: potencial redox del suelo, pH, temperatura, y contenido de carbono orgánico y nitrógeno (Towprayoon *et al.*, 2005). Estos factores condicionan el proceso al controlar el metabolismo bacteriano favoreciéndolo o limitándolo a través de su incidencia en la síntesis y actividad enzimática, o simplemente por afectar la proliferación de algunos microorganismos en suelo (Conrad, 1996). Específicamente, el proceso de la metanogénesis es regulado por la concentración de O<sub>2</sub>, el contenido de MO como sustrato, además de los factores que determinan su potencial redox.

La materia orgánica se constituye en el insumo principal para desencadenar los procesos de producción de CH<sub>4</sub>. El aumento de la materia orgánica disponible y su posterior descomposición en suelos inundados bajo condiciones anaeróbicas, estimula la metanogénesis al constituir un sustrato para la producción de acetato e hidrógeno, y originar la condición reductora del suelo (Sass *et al.*, 1991). En las diferentes praderas, la mayor parte de la materia orgánica proviene de las mismas plantas, tanto de su senescencia, como de la descomposición de las raíces, así como también, de la excreción (heces) por parte de los animales (Waschütza *et al.*, 1992), es por esto que las especies forrajeras y el estado fisiológico de las mismas, pueden afectar las emisiones de metano (Kerdchoechuen, 2005), y por tanto incidir en la producción diferencial durante el transcurso del cultivo.

### 1.3.2 Oxidación del CH<sub>4</sub> en suelos agrícolas

La absorción atmosférica de CH<sub>4</sub> a través de la oxidación biológica se ha reportado en una gran variedad de suelo. Las bacterias metanotróficas pueden oxidar CH<sub>4</sub>, por lo que pueden llegar a actuar como sumideros netos de CH<sub>4</sub>. La estimación de la tasa de oxidación de CH<sub>4</sub> en los suelos es de aproximadamente 30 ± 15 Tg año<sup>-1</sup> (IPCC, 1996). Potter *et al.* (1996) sugirieron que el 40% de las zonas que pueden ser sumideros de CH<sub>4</sub> atmosférico ocurre en zonas cálidas y ecosistemas relativamente secos, tales como lugares semiáridos, sabana tropical y bosques tropicales.

La oxidación aeróbica del metano en suelos depende de varios parámetros ambientales. En general, son dos los principales factores responsables de las diferencias en la capacidad de los consumos de CH<sub>4</sub> en ecosistemas: (1) perturbación del suelo y (2) la fertilización con NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. De igual forma, se ha demostrado en varios estudios que la conversión de bosques o pastizales nativos a campos agrícolas reduce la tasa de consumo de CH<sub>4</sub>, llegando a reducciones que pueden ser tan alta como un 60% (Dobbie *et al.*, 1996) o 75% (Mosier *et al.*, 1996).

El  $\text{NH}_4^+$  tiene efectos tanto directos como indirectos (Stuedler *et al.*, 1995). Este componente puede limitar algunas enzimas y por lo tanto inhibir la oxidación de  $\text{CH}_4$ . Además de estos dos parámetros principales (perturbación del suelo y fertilización), otros factores pueden influir en la oxidación del  $\text{CH}_4$  y causar variaciones estacionales y diferencias entre sitios con el mismo uso de la tierra o nivel de fertilización. La permeabilidad es uno de esos factores importantes para la capacidad de oxidación de  $\text{CH}_4$  logrando establecer que en suelos de textura fina es menor que en suelos de textura gruesa (Dörr *et al.*, 1993). De igual forma, factores como la humedad y la compactación del suelo, se han descrito como importantes en el proceso de oxidación de  $\text{CH}_4$  (Hansen *et al.*, 1993).

Por otro lado, algunos autores han establecido que el pH del suelo tiene un efecto pronunciado de la capacidad de absorción de  $\text{CH}_4$  en los suelos (Goulding *et al.*, 1996). Borken y Brumme (1997) encontraron que las prácticas de encalado en suelos forestales ácidos aumentan la capacidad de captación de metano hasta un 580%. La intensidad de la labranza tiene también un efecto sobre la tasa de absorción de  $\text{CH}_4$  (Hütsch, 1998); el tipo de cultivo y preparación del suelo tienen un efecto sobre la estructura del mismo y puede destruir los “nichos” de metanótrofos en el suelo. Esta destrucción potencial es mayor en suelos de textura gruesa que para suelos de textura fina (Hütsch *et al.*, 1994).

A continuación se presentan algunas tasas de captación de  $\text{CH}_4$  en diferentes lugares (Boeckx y Van Cleemput, 2001). A partir de estos datos, publicado desde 1993 hasta 1998, se puede observar que la captación de  $\text{CH}_4$  fue mayor en bosques comparada con pastizales y suelos arables; adicionalmente se reportó que los ecosistemas fríos o secos pueden contribuir sustancialmente como un sumidero los suelos para  $\text{CH}_4$ .

- 0,80-2,32  $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  para los suelos de bosques;
- 0,18-1,12  $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  para los suelos de pastizales;
- 0,25-0,83  $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  para los suelos cultivables.

Media de los flujos de las tasas de consumo de metano:

- 0,97  $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  para los suelos de bosque;
- 0,57  $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  para suelos de los pastizales;
- 0,35  $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  para los suelos cultivables.

A partir de estos datos está claro que, con independencia en el tipo y nivel de fertilización, tipo de labranza, textura del suelo y estructura, y las condiciones climáticas, la capacidad de oxidación de  $\text{CH}_4$  en suelos de bosques es mayor que en pastizales. En segundo lugar, también se puede establecer que los grandes ambientes extremadamente fríos o secos, como la tundra y los desiertos, tienen una importante captación de metano (Boeckx y Van Cleemput, 2001).

## 1.4 Emisiones de CH<sub>4</sub> por fermentación entérica

Como se menciono anteriormente el metano es un gas incoloro, inflamable, no tóxico, cuya fórmula química es CH<sub>4</sub>. La descomposición anaeróbica que ocurre en procesos biológicos como el cultivo de arroz, la fermentación entérica de los animales y la desintegración de los desechos orgánicos son las principales fuentes de metano, además de la combustión incompleta de combustibles fósiles (IPCC, 2001).

La producción de metano ha tomado gran importancia en la producción animal debido no solo a sus efectos en el medio ambiente, sino también en la eficiencia energética animal (Chandramoni *et al.*, 2000). Autores como Johnson y Johnson (1995) mencionan que el metano favorece los efectos climáticos directamente a través de su interacción con la energía infrarroja e indirectamente por medio de las reacciones de oxidaciones atmosféricas.

Actualmente las concentraciones de metano son inferiores a las de CO<sub>2</sub>, sin embargo este gas, se está incrementando rápidamente (McCaughey *et al.*, 1999). Las tasas de acumulación de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> en la atmósfera han cambiado drásticamente en los últimos años, presentándose un incremento exponencial (Preston y Leng, 1989; IPCC 2006; Gerber *et al.*, 2013), además, se ha estimado que cerca de 500 millones de toneladas métricas año<sup>-1</sup> de metano ingresan a la atmósfera debido a actividades antropogénicas y fenómenos naturales; a esta tasa, se espera que el metano cause cerca del 17% del calentamiento global (Gerber *et al.*, 2013).

Según el Panel Intergubernamental de expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, 2007) las emisiones de gas metano por el ganado bovino, están estimadas en 58 millones de toneladas año<sup>-1</sup>, lo que representa aproximadamente el 73% del total de emisiones (80 millones) generadas por las diferentes especies domésticas. De igual manera, autores como McCaughey *et al.* (1997) y Moss *et al.* (2000) indican que los animales domésticos, principalmente el ganado bovino, son responsables de aproximadamente el 15% de la producción de metano global. Otros contribuyentes significativos son, el cultivo de arroz (20%), combustión de biomasa (10%), los pantanos naturales (21%), pérdidas por combustión de hidrocarburos (14%) y rellenos sanitarios (7%) (McCaughey *et al.*, 1997).

Dentro de las diferentes estrategias que pueden favorecer una disminución en las emisiones de CH<sub>4</sub>, la alteración de la dieta en rumiantes se ha considerado una alternativa viable para disminuir la producción de este gas y a la par mejorar la eficiencia energética en el animal. Esta alternativa toma mayor fuerza en las condiciones de trópico, donde la mayoría de los sistemas de producción ganadera tienen bajos rendimientos debido a las dietas de baja

calidad (Cardona *et al.*, 2005). Diferentes estudios señalan que los sustratos de baja calidad, los cuales generalmente están relacionados con bajo consumo debido a características físicas de los alimentos, no sólo tienen efecto sobre bajos parámetros productivos por animal, sino que también, favorecen el incremento de las emisiones de metano. El mejoramiento de las características nutricionales del forraje y la implementación de sistemas estratégicos de suplementación, como la presencia de otros estratos vegetales en las zonas de pastoreo, por ejemplo los sistemas silvopastoriles, pueden mejorar las características fermentativas a nivel ruminal, reflejándose en mayor productividad y generalmente en una disminución en las emisiones de metano (Carmona *et al.*, 2005).

Las características de la dieta tienen un gran efecto en la producción de gas metano a nivel global, de ahí que países con pocas limitaciones alimentarias para sus ganados gracias a la oferta de alimentos balanceados, reportan datos de menores emisiones de gas metano y mayores eficiencias energéticas (Cardona *et al.*, 2005). Kinsman *et al.* (1995), corrobora lo anterior al mencionar que, en los países en vía de desarrollo, las emisiones se encuentran alrededor de los 55 kg de CH<sub>4</sub> animal<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, en contraste a lo reportado en países desarrollados, donde se pueden alcanzar emisiones de 35 kg CH<sub>4</sub> animal<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.

#### **1.4.1 Generalidades metabólicas a nivel ruminal**

Como se ha venido anotando la actividad ganadera produce entre 15-20% de la emisión mundial de gas metano (DeRamus *et al.*, 2003). El ganado bovino emite gas metano porque en su proceso digestivo, que ocurre bajo condiciones anaeróbicas, participan distintos tipos específicos de bacterias. Dichos grupos degradan la celulosa ingerida a glucosa, que fermentan luego a ácido acético y reducen el dióxido de carbono, formando metano en el proceso. De igual forma, la emisión de metano representa una energía importante del alimento, la cual no es aprovechada por el animal y se convierte en una pérdida neta para los rumiantes (Montenegro y Abarca, 2000).

La eliminación de metano vía eructo en el ganado inicia aproximadamente a los 20 días de vida, cuando los alimentos sólidos empiezan a ser retenidos en el retículo-rumen, iniciando la fermentación y la producción de gases. Se estima que en sistemas de producción de alta tecnificación, la producción anual de metano en animales adultos está entre 60 y 126 kg (Jhonson y Jhonson, 1995). A su vez DeRamus *et al.* (2003), afirma que las emisiones anuales de metano por novillas de carne en pastoreo pueden encontrarse entre 32 y 83 kg y entre 60 y 95 kg para vacas ya adultas.

McCaughey *et al.* (1999) destaca que aproximadamente el 87% de la producción de CH<sub>4</sub> se da en el rumen y el restante en tracto digestivo posterior. De este último, aproximadamente el 89% es absorbido hacia la sangre y expulsado por medio de los pulmones. Estas

emisiones de CH<sub>4</sub> representan pérdidas de energía en el animal, que oscilan entre 5,5-6,5% del total de energía potencial consumida en la dieta. Sin embargo, valores entre 2-12% se reportan en condiciones de pastoreo (Anderson y Rasmussen, 1998).

Los principales factores responsables de las variaciones en la producción de metano son: la cantidad de carbohidratos fermentados y la relación de ácidos grasos volátiles (AGV). El primer factor, puede modificar las tasas de fermentación y la tasa de pasaje en el tracto digestivo y el segundo, la relación de AGV, la cual regula la producción de hidrógeno y por ende la producción de CH<sub>4</sub> (Johnson y Johnson, 1995).

La regulación de AGV tiene un gran impacto en el proceso de metanogénesis, particularmente en la relación de los ácidos acético: propiónico, ya que si esta relación es cercana a 0,5 la pérdida de energía y por consiguiente de metano se encontraría alrededor del 0% pero si esta varía entre 0,9 y 4 la pérdida de metano sería de muy importante llegando hasta el 33% (Johnson y Johnson, 1995). Otro factor importante en la relación producción de metano - metabolismo ruminal, es el efecto del pH (Van Kessel y Russell, 1996). El pH es modulado por las dietas consumidas por los animales, es así como dietas con base en una alta proporción de forrajes de baja calidad, no causan una importante disminución en el pH ruminal y están relacionadas con una alta producción de CH<sub>4</sub>, mientras que dietas con altos contenidos de alimentos concentrados, pueden disminuir la producción de CH<sub>4</sub>, y están relacionadas con una reducción en el pH ruminal (Van Kessel y Russell, 1995).

#### **1.4.1.1 La Metanogénesis**

Durante el desarrollo del retículo y el rumen, el ganado bovino inicia la producción de metano aproximadamente a las cuatro semanas de vida (Johnson y Johnson, 1995), en este proceso bajo condiciones anaeróbicas, participan microorganismos del dominio *Archaea* pertenecientes al reino Eucariota (Lui y Whitman, 2008). Estos microorganismos utilizan diferentes sustratos destacándose aquellos como: acetato, grupos metilos, CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>, productos finales de la fermentación de proteínas, almidones y compuestos de la pared celular (Moss *et al.*, 2000). Las concentraciones de bacterias metanogénicas pueden estar entre 10<sup>7</sup> y 10<sup>9</sup> microorganismos por ml de líquido ruminal (Kamra, 2005), donde aproximadamente dos tercios de la población son de los géneros *Methanobrevibacter* y *Methanosarcina* (Lui y Whitman, 2008) y están en función de la composición de la dieta, en especial del contenido de fibra (Kamra, 2005).

Por otra parte dentro del proceso de la metanogénesis los protozoos, son microorganismos que juegan un papel importante en este proceso y se encuentran en el rumen donde pueden utilizar almidón, celulosa, hemicelulosa y azúcares solubles, produciendo AGV y H<sub>2</sub>, que

serán utilizados por las *Archaeas* adheridas a su superficie para producir CH<sub>4</sub> (Van Soest, 1994), de esta forma existe una asociación entre las bacterias metanogénicas y los protozoos del rumen. Según Morgavi *et al.* (2010), cerca del 47% de la producción total de metano es explicado por el número de protozoos.

Para los bovinos es importante que la formación y utilización de hidrógenos metabólicos de lleve a cabo, es por esto que los metanogénicos desempeñan un papel vital en el rumen al permitir que la fermentación, más exactamente la glicolisis, sea eficaz al regenerar el poder reductor de cofactores como el NAD<sup>+</sup> y el FAD<sup>+</sup>, a la vez que se aumenta la síntesis de Adenosin Trifosfato (ATP) y promueve el crecimiento de otras especies (Morgavi *et al.*, 2010).

#### **1.4.2 Efectos de la dieta en la producción de metano y alternativas para disminuir sus emisiones**

El manejo de las praderas influye considerablemente sobre la calidad de las mismas y sobre la producción de metano. Las praderas pastoreadas de forma adecuada (tiempos de descanso acordes con la especie) emiten menos metano que las que son pastoreadas a mayor edad (Ulyalt *et al.*, 2002). A su vez, De Ramus *et al.* (2003), encontraron que las emisiones de CH<sub>4</sub> son 22% más altas cuando los animales están en un sistema de pasteo continuo frente a sistemas rotacionales. El consumo de praderas menos lignificadas tiene un claro efecto en la digestibilidad ruminal y la tasa de pasaje (O'Mara, 2004); es así como, estudios desarrollados por Blaxter y Clapperton (1965) han informado que al disminuir la digestibilidad de los forrajes de 75 para 55%, la emisión de metano puede aumentar de 306 a 499 g día<sup>-1</sup>.

Los SSP representa una buena alternativa para disminuir las emisiones de gas metano en sistemas ganaderos (Carmona *et al.*, 2005; Cuartas *et al.*, 2009, Naranjo *et al.*, 2012). Sistemas con dietas que incluyen leguminosas, pueden disminuir las emisión de CH<sub>4</sub>. Este potencial de reducción puede ser explicado en parte, por el efecto que ejercen algunos compuesto de las leguminosas sobre la población microbiana ruminal (Galindo *et al.*, 2007). Por ejemplo, Galindo *et al.* (2007) afirman, que la inclusión de 30% de leucaena en la dieta, favoreció el crecimiento de organismos celulolíticos y tuvo un efecto reductor en la población protozoaria, con la consecuente mejora de la composición microbiana ruminal, uso de la energía, y relación de AGV en el rumen; al pasar el ácido propiónico de 6,91 a 10,17 ml l<sup>-1</sup>, lo cual sugiere una posible reducción en la producción de CH<sub>4</sub>. Estos mismos autores en otro experimento, evaluaron el efecto sobre la población de bacterias metanogénicas específicamente en dietas con y sin inclusión de leguminosas y encontraron que la leucaena en un nivel de inclusión del 25% de la dieta, era adecuado para reducir la población de bacterias metanogénicas ruminales sin comprometer la población total de

bacterias celulolíticas. Iguales resultados, obtuvieron Possenti *et al.* (2008), quienes encontraron que inclusiones hasta del 50% de leucaena en la dieta mejoró el patrón de fermentación ruminal de bovinos; aumentó la producción de ácido propiónico y redujo la producción de CH<sub>4</sub> en 12,3%.

Tavendale *et al.* (2005) afirman que el alto contenido de proteína y bajo en FDN reduce la producción de metano. Esto lo demuestran McCaughey *et al.* (1999), quienes encontraron que la inclusión de alfalfa (*Medicago sativa*) en un 30% a la dieta constituida exclusivamente por gramínea, disminuye en un 10% la producción de metano por bovinos de carne. Finalmente Molina *et al.*, (2014) lograron encontrar disminuciones de hasta un 30% de las emisiones de CH<sub>4</sub> por kg de MS fermentada en dietas con base en SSPi con 25% de inclusión de la especie *L. leucocephala*, y base forrajera de pasto estrella.

## **1.5 Los Sistemas silvopastoriles**

Pezo e Ibrahim (1999) mencionan que los sistemas silvopastoriles (SSP) son una modalidad de Agroforestería que busca combinaciones de especies leñosas perennes, forrajeras y animales dentro un mismo espacio, ya sea de manera secuencial o simultánea bajo un manejo integrado sustentado en principios agroecológicos.

Dentro de estos sistemas, se han identificado una serie de opciones que involucran prácticas ganaderas con la introducción de árboles, arbustos y nuevas formas de manejo que pretenden intensificar la actividad y estar en armonía con las exigencias ambientales que la sociedad empieza a requerir (Murgueitio *et al.*, 2011). En estas prácticas agroforestales se pueden reconocer varias modalidades tales como:

- Árboles dispersos en potrero
- Plantaciones forestales con pastoreo de ganado
- Cercos vivos, barreras contra el viento, linderos arborizados, corredores biológicos y espacios para el sombrío de animales
- Sistemas silvopastoriles con manejo de la sucesión vegetal
- Silvopastoriles de alta densidad arbórea
- Sistemas de corte y acarreo: bancos de forrajes puros, policultivos de corte, policultivos de varios estratos y múltiples usos (bancos mixtos de forrajes).
- Sistemas silvopastoriles de estratos múltiples.
- Sistemas silvopastoriles intensivos (SSPi)

### **1.5.1 Los Sistemas Silvopastoriles Intensivos**

Los sistemas silvopastoriles intensivos (SSPi) vienen tomando una importancia

preponderante dentro de los escenarios ganaderos gracias al amplio conocimiento que se tiene sobre estos y a sus innumerables beneficios. Estos sistemas son una modalidad de Agroforestería pecuaria de producción de alta calidad en la oferta forrajera bajo pastoreo y amigable con el medio ambiente, que se caracterizan por tener altas densidades el arbustos forrajeros como *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. (Shelton, 1996), u otros como botón de oro *Tithonia diversifolia* (Hemls.) (Murgueitio *et al.*, 2011), donde interactúan diferentes componentes como el suelo, agua, animales, pastos y árboles, con un importante aprovechamiento de los recursos naturales como la luz solar, suelo, entre otros.

En la práctica, los SSPi logran alcanzar más de 20 mil arbustos por hectárea, asociados a pastos mejorados de alta producción de biomasa como: *Cynodon plectostachyus*, *C. nlenfuensis* y *Megathyrus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs), asociados a árboles maderables nativos o introducidos, bajo un modelo de pastoreo rotacional intensivo con cercas eléctricas y oferta de agua, lo cual permiten alcanzar importantes cargas animales y alta producción de leche y carne con bajo uso de insumos químicos (Murgueitio *et al.*, 2011).

Los silvopastoriles intensivos permiten producir más leche, carne y mejor reproducción en el ganado de forma estable en el tiempo (Mahecha, 2002) con reducción de los costos de producción al no requerir insumos cada vez más costosos como los fertilizantes y herbicidas, y con reducción de otros costos como drogas y antiparasitarios (Giraldo y Uribe, 2007; Murgueitio *et al.*, 2011). Además, los productos son de alta calidad y pueden acceder a nuevos mercados como los ecológicos o los alimentos funcionales de alto precio (Murgueitio y Solorio, 2008).

En varias regiones tropicales de Colombia (Valle del Cauca, eje cafetero, Tolima, Cesar) el SSPi avanza con éxito en fincas ganaderas de carne, cría, doble propósito y lechería tropical. Los ejemplos pioneros tienen más de veinte años de producción continua con muy poca evidencia de disminución en oferta forrajera (Murgueitio *et al.*, 2009). Además, países como México, Argentina, Brasil y algunos de centro América vienen implementado estos sistemas con resultados satisfactorios.

### **1.5.2 Los Sistemas Silvopastoriles (SSP) como práctica para mejorar la productividad animal**

La heterogeneidad en la cantidad de producto alcanzado, la estacionalidad de la producción y la calidad de lo producido se han reconocido como las principales dificultades bajo condiciones de pastoreo (MADR, 2007). Como alternativa real, los SSP han demostrado ser sistemas capaces de mejorar la producción cárnica y láctea favoreciendo la cadena productiva, y la calidad de vida de los productores (Rivera *et al.*, 2011).



Distintos autores han evaluado sus posibles efectos en la calidad composicional y productividad láctea (Mahecha *et al.*, 2007; Rivera *et al.*, 2009), observando diferencias estadísticas a favor de los SSP, en cambios particularmente asociados a grasa y proteína (Rivera *et al.*, 2009), sólidos no grasos y sólidos totales de la leche (Hernández y Ponce, 2004; Rivera *et al.*, 2011). A su vez, autores como Pezo *et al.* (1992) y Campos *et al.* (2011) han registrado incrementos en la producción de leche por individuo y por unidad de área cuando se introdujeron leguminosas y/o arbustos forrajeros en pasturas tropicales.

En Colombia y México, se han encontrado resultados satisfactorios con relación a la calidad y producción de carne bovina en condiciones de trópico bajo o zonas “cálidas”. Autores como Mahecha *et al.* (2012) y Gaviria *et al.* (2012) encontraron una elevada producción de carne por unidad de superficie en SSPi bajo condiciones tropicales, que supera hasta 4 veces más la producción registrada en sistemas convencionales de pastoreo. Los mismo autores han identificado que la calidad de carne en los SSPi registra buenos rendimientos en canal, producción de carne magra, color deseable de la grasa subcutánea para el mercado (México) y una composición de ácidos grasos como la que desean los mercados modernos, como por ejemplo altas concentraciones de ácido Oleico el cual tiene un efecto positivo para la salud humana debido que ayuda a minimizar las concentraciones de colesterol de baja densidad (LDL) en la sangre, el cual ocasiona enfermedades cardiovasculares e incrementa el colesterol de alta densidad (HDL).

Los beneficios productivos y económicos encontrados en SSPi pueden estar asociados a características de las dietas relacionadas con mayor oferta de biomasa, incremento de la degradabilidad de la materia seca y mayor aporte de nutrientes por kg de materia seca ingerida (Gaviria *et al.*, 2012).

### **1.5.3 Servicios ambientales que pueden proveer los Sistemas Silvopastoriles para la mitigación y adaptación al Cambio Climático (CC)**

Para reducir los efectos negativos de la ganadería al medio ambiente, se ha planteado una intervención integrada que incluye reducción de la deforestación y del uso del fuego como práctica de manejo, mejoramiento de la dieta de los animales al incrementar su degradabilidad y disminuir las concentraciones de fibras que puede disminuir hasta en un 30% las emisiones de CH<sub>4</sub> entérico, empleo de fuentes naturales de nutrientes (fijación de nitrógeno atmosférico y reciclaje de nutrientes) y estímulo a procesos biológicos en sustitución de los agroquímicos (Chará *et al.*, 2011).

Murgueitio *et al.* (2012) resaltan que este tipo de sistemas pueden permitir mitigar el CC a través de varios mecanismos producto del incremento en la productividad primaria del agroecosistema ganadero al tener más árboles, arbustos forrajeros, arvenses y pastos vigorosos, favoreciendo:

- El incremento de los depósitos de carbono en el suelo y la vegetación leñosa.
- La reducción de emisiones de metano gracias al efecto de algunos factores antinutricionales como taninos condensados, e incremento general de la calidad de las dietas.
- Menores pérdidas de nitrógeno hacia la atmósfera por rápido y eficiente reciclaje de excretas

Los SSPi permiten disminuir las emisiones ya que promueven una mejor productividad por animal, lo que permite menores emisiones por unidad de producto y una mayor eficiencia a lo largo de la cadena productiva en términos de CO<sub>2</sub> -eq (Murgueitio *et al.*, 2012).

Es importante mencionar que los SSPi con alta densidad de árboles, arbustos y pasturas mejoradas favorecen la adaptación al CC, principalmente porque mantienen la humedad del suelo, reducen las altas temperaturas ambientales en las zonas de pastoreo, y mejoran la productividad y calidad de los forrajes a través del tiempo, lo cual permite, en gran medida, reducir la estacionalidad de la producción de carne y leche (Murgueitio *et al.*, 2012).

El uso de árboles en potreros reduce la vulnerabilidad de los sistemas de producción ganaderos frente a las altas temperaturas y el déficit hídrico, ya que estas especies son más tolerantes a la sequía, logrando una producción de forraje más estable durante épocas secas. De igual forma, por proveen sombra, los árboles ayudan a mejorar los parámetros microclimáticos del suelo, pues incrementan la capacidad de retención de agua y la aireación, y disminuyen la temperatura (Rueda *et al.*, 2011).

Existe evidencia que los SSPi pueden mitigar los efectos de fenómenos climáticos adversos, generando condiciones más adecuadas para la supervivencia y el desarrollo vegetal porque disminuyen las condiciones de estrés hídrico y favorecen el bienestar animal. Es así como Rueda *et al.* (2011) en la región del Caribe seco de Colombia, encontraron que los SSPi reducen la temperatura promedio anual (2 a 3 °C) y en los días más caliente las diferencias pueden ser de hasta de 13°C; de igual forma estos autores encontraron que estos sistemas incrementan la humedad relativa en las regiones secas (entre 10 y 20%) y reducen la evapotranspiración (1,8 mm día<sup>-1</sup>).

## **1.6 El Análisis del ciclo de vida (ACV)**

El ACV o LCA por sus siglas en inglés (*Life Cycle Assessment*) es una metodología que intenta cuantificar, identificar y caracterizar los potenciales impactos ambientales, al igual que los recursos utilizados a lo largo de las etapas de un proceso productivo. En los últimos años, el ACV se ha convertido en un método mundialmente aceptado, dado que toma un

enfoque de sistemas para evaluar el impacto de la producción agrícola en el medio ambiente (Thomassen *et al.*, 2009).

Las consecuencias ambientales cuantificadas en los estudios de ACV en sistemas agropecuarios han estado enfocados principalmente a efectos: acidificantes y eutróficos, efectos en el agua, calentamiento global y utilización de recursos como la tierra y energía no renovable (O'Brien *et al.*, 2012). Típicamente, este tipo de estudios realizados en sistemas agrícolas, no evalúan la vida completa de un producto ya que en su mayoría estiman impactos a nivel de finca dejando de lado aquellos impacto generados fuera de esta gracias a transporte de insumos y fabricación de los mismos. En cambio, el efecto del sistema agrícola en el medio ambiente se evalúa hasta el punto de producción del bien primario en granja (Williams *et al.*, 2006).

### **1.6.1 Etapas del Análisis de ciclo de vida**

En términos generales, la estructura metodología se desarrolla con base en cuatro fases de acuerdo a las normas ISO 14040 y 14044 (ISO, 2006a, b), las cuales se enumeran y describen a continuación.

- 1.3.1.1 objetivo y alcance,
- 1.3.1.2 el inventario del ciclo de vida,
- 1.3.1.3 evaluación de impacto y
- 1.3.1.4 la interpretación del ciclo de vida.

#### **1.6.1.1 El objetivo y los alcances**

La definición inicial del objetivo y alcance, implica afirmar la razón por la cual se busca llevar a cabo el estudio y la definición de los límites del sistema, unidad funcional a trabajar, el método de asignación de las diferentes condiciones y factores de emisión (ISO, 2006a). El ámbito de aplicación establece claramente los parámetros básicos de ACV, las reglas de asignación y calidad de los datos (O'Brien *et al.*, 2012).

##### **1.3.1.1.1 Unidad funcional**

De acuerdo al ISO 14040 (2006a), la unidad funcional (UF) es definida como la unidad cuantificada de un sistema productivo para su uso como referencia en un estudio de ACV, la cual puede ser expresada como unidad de espacio (ha) o unidad de producción (litros o toneladas), que permiten normalizar numéricamente entradas y salidas, para poder ser contrastadas con otros escenarios (Lechón *et al.*, 2006). En estudios realizados en sistemas de producción bovina se han usado UF como kg de carne, kg de leche corregida por grasa y

proteína, kg de proteína o simplemente kg de sólidos totales (Beauchemin *et al.*, 2010), pero es importante remarcar que la UF podrá ser modificada acorde con lo que se busque realizar y al tipo de sistema a evaluar.

#### **1.3.1.1.2 Límites del sistema**

El límite usado para las evaluaciones puede ser casi tan extenso como se quiera, por esta razón se deberán establecer límites claros que permitan alcanzar los objetivos propuestos dentro del ACV (Lechón *et al.*, 2006). Varios factores determinan los límites del sistema, incluyendo la aplicación prevista del estudio, las hipótesis planteadas, los criterios de exclusión, los datos y limitaciones económicas (Antón, 2004).

Los límites necesitan ser establecidos teniendo en cuenta el ciclo de vida del producto objetivo y los ciclos de vida de los productos relacionados de una forma importante. Para el caso de sistemas bovinos, los sistemas generan múltiples productos (leche, carne, estiércol, etc.) y esto hace difícil determinar en qué grado están relacionadas las emisiones a la leche o carne y sus productos secundarios, razón por la cual un análisis fuerte en este aspecto condicionara los resultados que se lograrán (Poritosh, 2009).

#### **1.3.1.1.3 Grado de detalle o Simplificación de ACV**

Se pueden usar dos métodos para llevar a cabo un ACV: el método simplificado y el método detallado (Høgaas y Ohlsson, 1998). El primero, considera todos los productos del sistema sin entrar en detalles profundos, cuantificando los distintos flujos en las entradas y salidas del sistema evaluado, es decir, consumos globales que incluyen actividades macro. Por otra parte, el método detallado permite especificar emisiones y consumo de agua y energía para los diferentes pasos de los procesos, lo que requiere un gran esfuerzo en tiempo y recursos, debido a que es necesario obtener los datos de forma muy detallada (Hospido, 2003).

#### **1.3.1.2 El Inventario del ciclo de vida (ICV)**

El establecimiento y análisis del inventario es una lista cuantificada de todos los flujos que ocurren alrededor del sistema en los límites establecidos con antelación, los cuales son extraídos del ambiente natural o bien emitidos en él, calculando los requerimientos energéticos y materiales del sistema, así como las emisiones producidas en cada uno de los procesos y sistemas (Thomassen *et al.*, 2009). Todos los flujos de entradas y salidas son calculados con base en la UF. Esta fase es la que requiere de un trabajo más intenso y mayor dedicación de tiempo en comparación con las otras fases, debido principalmente a la

recolección de datos los cuales pueden ser tomados de estudios anteriores como factores de emisión estándar o mediante mediciones directas dentro del sistema seleccionado.

### 1.3.1.3 Evaluación de impacto (EICV)

Esta etapa busca entender y evaluar el impacto ambiental generado con base en el análisis del inventario establecido en la fase anterior, y de igual forma dentro del marco del objetivo y los alcances del estudio. En esta etapa, los resultados del inventario son ordenados por categorías creadas con base en los tipos de impactos esperados sobre el ambiente (Hayo *et al.*, 2009; O'Brien *et al.*, 2012). Los recursos usados y las emisiones cuantificadas en el ACV son traducidas a consecuencias ambientales para cada categoría de impacto (Thomassen *et al.*, 2009). La evaluación de las categorías de impacto generalmente consta de los siguientes elementos:

- Clasificación: Es el proceso de asignación y reunión inicial de los datos del inventario dentro de grupos de impacto creados con base en los efectos generados sobre el medio ambiente.
- Caracterización: Evaluación de la magnitud del impacto potencial de cada flujo del inventario, dentro de su respectiva categoría de impacto. Esta permite comparar directamente los resultados del inventario al interior de cada categoría.
- Normalización: Expresa los impactos potenciales, de forma que puedan ser comparados entre sí.
- Valoración: Es la determinación de la importancia relativa de las cargas ambientales identificadas en las etapas anteriores.

Las categorías más usadas de impacto en sistemas agropecuarios se pueden clasificar con base en la extensión del impacto generado o dependiendo de su relación con los flujos como se observa en las Tablas 1.2 y 1.3.

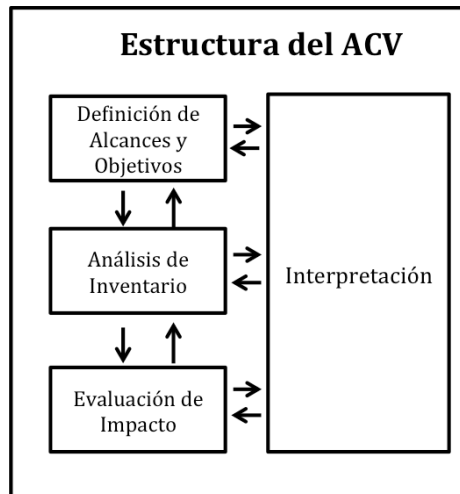
**Tabla 1.2.** Categorías de impacto por extensión de los efectos medioambientales

|   |
|---|
| <b>Efectos globales</b>   |
| <ul style="list-style-type: none"><li>• Calentamiento global</li><li>• Reducción de la capa de ozono</li></ul>                |
| <b>Efectos regionales</b>   |
| <ul style="list-style-type: none"><li>• Acidificación</li><li>• Eutrofización</li><li>• Formación de foto-oxidación</li></ul> |
| <b>Efectos locales</b>  |

- 
- Molestia
  - Condiciones de trabajo
  - Efectos de desechos peligrosos
  - Efectos de desechos sólidos
- 

Modificado de Brentrup *et al.* (2004).

**Figura 1.3** Esquema sobre la estructura del ACV



Modificado de: ISO 14040, (2006a)

#### 1.3.1.4 La interpretación del ciclo de vida

Finalmente, la interpretación del ACV es un procedimiento para identificar, calificar, revisar y evaluar la información de los resultados de un sistema productivo (Poritosh, 2009). Los resultados de esta interpretación pueden tener la forma de conclusiones, recomendaciones y pasos a seguir para corregir o mejorar los puntos críticos en el flujo de emisiones. En los casos de comparación de distintos productos se podrá determinar cual presenta un mejor comportamiento ambiental. Este análisis puede incluir medidas cuantitativas y cualitativas como cambios en el producto, diseño de procesos y actividades, procesamiento industrial, uso de material y manejo de desperdicios (Poritosh, 2009).

Es importante remarcar que el ACV no sigue una metodología fija, ya que no hay una única manera de realizar una evaluación de este tipo. Al contrario, tiene varias alternativas, y por lo tanto se debe estar familiarizado con los métodos científicos de investigación y con la evaluación del sentido común de las cuestiones complejas antes de realizar este tipo de estudio. El método del ACV es de carácter dinámico y las cuatro etapas en las que se realiza están relacionadas entre ellas, como se esquematiza en la Figura 1.3; por lo que a

medida que se obtienen resultados, se pueden modificar o mejorar los datos, las hipótesis, los límites del sistema o los objetivos, lo cual exige reajuste permanente (Iglesias, 2005).

**Tabla 1. 3.** Impactos medioambientales más evaluados en sistemas agropecuarios y factores de emisión

| Impacto medioambiental            | Unidad                 | Contribución                    | Factor               | Referencia                  |
|-----------------------------------|------------------------|---------------------------------|----------------------|-----------------------------|
| Uso de suelo                      | m <sup>2</sup>         | Ocupación de suelo              | 1 en todos los casos | Guineé <i>et al.</i> (2002) |
| Uso de energía no renovable       | Mj                     | Consumo de energía no renovable | 1                    | Pré Consultants (2008)      |
| Potencial de Acidificación        | kg SO <sub>2</sub> -eq | SO <sub>2</sub>                 | 1,2                  | Huijbregts (1999)           |
|                                   |                        | NH <sub>3</sub>                 | 1,6                  |                             |
|                                   |                        | No <sup>x</sup> <sub>a</sub>    | 0,5                  |                             |
| Potencial de calentamiento Global | kg CO <sub>2</sub> -eq | CO <sub>2</sub>                 | 1                    | IPCC (1996)                 |
|                                   |                        | CH <sub>4</sub>                 | 21                   |                             |
|                                   |                        | N <sub>2</sub> O                | 310                  |                             |
|                                   |                        | PO <sub>4</sub>                 | 1                    |                             |
| Potencial de Eutrofización        | kg PO <sub>4</sub> -eq | P                               | 3,06                 | Guineé <i>et al.</i> (2002) |
|                                   |                        | NH <sub>3</sub>                 | 0,35                 |                             |
|                                   |                        | NO <sub>3</sub>                 | 0,1                  |                             |
|                                   |                        | No <sup>x</sup> <sub>a</sub>    | 0,13                 |                             |

Modificado de O'Brien *et al.* (2012).

### 1.3.1.5 Análisis de sensibilidad

Los resultados de estudios de ACV se ven afectados por los parámetros utilizados para predecir el impacto ambiental y cada uno de los supuestos realizados durante el proceso de modelado (ISO, 2006a). Los parámetros y supuestos que podría influir en los resultados finales analizados en un estudio, pueden ser modificados con un razonamiento adicional que permita cuantificar el comportamiento de los impactos críticos dentro del proceso, creando escenarios reales pero alternos que busquen visualizar posibles medidas de mitigación y disminución en los impactos esperados.

### 1.6.2 El ACV en los sistemas ganaderos bovinos

Recientemente se han desarrollado diferentes estudios de ACV en sistemas de producción bovinos bajo distintos escenarios (Thomassen *et al.*, 2008; Yan *et al.*, 2011; O'Brien *et al.*, 2012; Weiss y Leip, 2012). Sistemas tradicionales bajo pastoreo, sistemas de lechería con propósitos orgánicos y sistemas estabulados conforman principalmente las listas de sistemas analizados con esta metodología. Los resultados han sido muy contrastantes debido a la variedad de condiciones productivas. Sin embargo, pocos estudios han

desarrollado comparación entre sistemas (O'Brien *et al.*, 2012). Habitualmente los análisis de ACV han sido encaminados tanto para la producción de leche como para la producción de carne, pero es importante resaltar que estos se han enfocado a evaluaciones a nivel de finca especialmente (Hospido *et al.*, 2003; Yan *et al.*, 2011; Flysjö *et al.*, 2012).

Debido al alto impacto ambiental asociado a sistemas de producción bovinos, el ACV se viene utilizando como metodología para identificar puntos críticos dentro del proceso productivo, y con ello establecer alternativas de mitigación. De Vries y de Boer (2010) revisaron 25 estudios donde se comparó el impacto ambiental de diferentes productos de ganadería como carne de res, carne de cerdo, pollo, leche y huevos, usando esta metodología. Estos autores, indicaron que en la evaluación de los diferentes estudios se encontró que la producción de 1 kg de carne de res genera un mayor uso de tierra, mayor gasto energético y posee un mayor potencial de calentamiento global (), seguida por la producción de 1 kg de cerdo, pollo, huevos y leche. El impacto de la producción de 1 kg de carne (res, cerdo, pollo) fue mayor comparado con la producción de 1 kg de leche y huevos, debido relativamente al alto contenido de agua en estos productos. De igual forma, al contrastar la producción de 1 kg de proteína, la carne de res tuvo el mayor impacto, seguido por la proteína de cerdo, mientras que la proteína de pollo presentó un menor impacto. Estos estudios fueron desarrollados en diferentes escenarios de intensificación y de manejo.

Aunque la mayoría de los estudios mostraron que efectivamente la producción de carne de res es la que genera un mayor impacto al ambiente desde las diferentes categorías analizadas (cambio climático, uso de la tierra, uso de la energía, eutrofización y acidificación), De Vries y de Boer (2010) coinciden en que se deben realizar más estudios comparando los otros productos, además, de que se deben evaluar sistemas agroforestales como pueden ser los sistemas silvopastoriles (SSP) y que es necesario promover la armonización de la metodología del ACV.

Estudios que han tenido como objetivo comparar el impacto ambiental generado por lecherías convencionales o tradicionales, y lecherías bajo un contexto orgánico, identificando de igual forma los puntos críticos o 'hot spots' de cada sistema (Hospido *et al.*, 2003; Thomassen *et al.*, 2008); han mostrado un mejor desempeño ambiental respecto al uso de la energía y al potencial de eutrofización por kg de leche para las granjas de producción orgánica que en las granjas convencionales. El mayor impacto encontrado en los sistemas convencionales han sido debido a un uso elevado de alimentos concentrados para alimentación animal y a un uso importante de fertilización en los pastizales.

Finalmente, se han llevado a cabo estudios de comparación entre sistemas con base en forrajes y bajo confinamiento, aunque han sido reducidos (O'Brien *et al.*, 2012). O'Brien *et al.* (2012) lograron encontrar que en impactos tales como: uso del suelo, gases de efecto



invernadero (GEI), eutrofización, acidificación y unos de energía no renovable por unidad de leche y por área en la granja, fueron mayores para el confinamiento en comparación con el sistema bajo pastoreo. Por superficie agrícola total (en la finca y fuera de esta), todos impactos ambientales excepto el calentamiento global fueron menores para el sistema en pastoreo. También encontraron que el impacto mayor del medio ambiente en el sistema de confinamiento fue mayor debido a la elevada utilización de alimentos concentrados y la del almacenamiento de estiércol mucho tiempo.

En estos estudios se han modelado escenarios que han permitido demostrar, que existe un potencial para disminuir el impacto ambiental de los sistemas lecheros, en particular el sistema de confinamiento, al reducir el uso de concentrado y al almacenamiento de estiércol adecuadamente.

## Bibliografía

- Abreu, A., Carulla, J.E., Kreuzer, M., Lascano, C., Díaz, T.E., Cano, A. & Hess, H.D. (2003). Efecto del fruto, del pericarpio y del extracto semipurificado de saponinas de *Sapindus saponaria* sobre la fermentación ruminal y la metanogénesis in vitro en un sistema RUSITEC. *Rev Col Cienc Pec.* 16, 147-154.
- Ahn, Y.H. (2006). Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry.* 41(8), 1709-1721.
- Allen, A.G., Jarvis, S.C. & Headon, D.M. (1996). Nitrous oxide emissions from soils due to inputs of nitrogen from excreta return by livestock on grazed grassland in the U.K. *Soil Biol. Biochem.* 28, 597-607.
- Anderson, R.C. & Rasmussen, M.A. (1998). Use of a novel nitrotoxinmetabolizing bacterium to reduce ruminal methane production. *Bioresource Technology.* 64, 89-95.
- Antón, A. (2004). Tesis Doctoral: Utilización del Análisis del Ciclo de Vida en la Evaluación del Impacto ambiental del cultivo bajo invernadero Mediterráneo. Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, España. pp 232.
- Arsenault, N., Tyedmers, P. & Fredeen, A. (2009). Comparing the environmental impacts of pasture-based and confinement-based dairy systems in Nova Scotia (Canada) using life cycle assessment. *Int. J. Agric. Sustain.* 7, 19-41.
- Baethgen, W. E. & Martino, D. L. (2001). Greenhouse gas emissions in the agricultural and forestry sectors of Uruguay and opportunities in the carbon market. *Arch. Latinoam. Prod. Anim.* 9 (2), 127-134.
- Berger, L. (2011). Informe de pasantía para optar por el título de Licenciatura en ciencias Biológicas: Emisiones de Óxido nitroso producidas por la actividad ganadera en el Uruguay en condiciones de pastoreo. Facultad de Ciencias, Universidad de la Republica, Montevideo, Uruguay. 42 pp.
- Basset-Mens, C., Ledgard, S. & Boyes, M. (2009). Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecol. Econ.* 68, 1615-1625
- Beauchemin, K. A., Janzen, H., Little, S. H., McAllister, A. T. & McGinn, S. M. (2010). Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. *Agricultural Systems*, 103, 371-379.
- Blaxter, K. L., & Clapperton, J. L. (1965). Prediction of amount of methane produced by ruminants. *Br. J. Nutr.* 19(1), 511-522.
- Boeckx, P. & Van Cleemput, O. (2001). Estimates of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes from agricultural lands in various regions in Europe. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60, 35-47.

- Bock, E., Koop, H. P. & Harms, H., (1986). Cell biology of nitrifying bacteria. In: Prosser, J.I. (Ed.), *Nitrification*. Oxford IRL Press, pp. 17-38.
- Borken, W. & Brumme, R. (1997). Liming practices in temperate forest ecosystems and the effects on CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes. *Soil Use Manage*, 13, 251–257
- Bouwman, A.F. (1996). Direct emissions of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 46, 53–70
- Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H. & Lammel, J. (2004). Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *Europ. J. Agronomy* 20, 247–264
- Brown, L., Armstrong Brown, S., Jarvis, S.C., Syed, B., Goulding, K.W.T., Phillips, V.R., Sneath, R.W. & Pain, B.F. 2001. An inventory of nitrous oxide emissions from agriculture in the UK using the IPCC methodology: emission estimate, uncertainty and sensitivity analysis. *Atmos. Environ*, 35, 1439–1449.
- Campos, D.S., Tavares de Castro, C. R., Gomide, C., Maurício, R. M., Ávila, M., Dias, M. & Ferreira, D. (2011). Performance of dairy heifers in a silvopastoral system. *Livestock Science*, 141, 166–172
- Carmona, J. C., Bolívar, D. & Giraldo, L. A. (2005). El gas metano en la producción ganadera y alternativas para medir sus emisiones y aminorar su impacto a nivel ambiental y productivo. *Rev Col Cienc Pec*, 18 (1), 49 – 63.
- Chará, J., Murgueitio, E., Zuluaga, A. y Giraldo, C. (eds). (2011). Ganadería Colombiana sostenible. Editorial CIPAV. Cali, Colombia. 124 pp.
- Ciarlo, E. (2009). Tesis Doctoral: Controles biológicos y no biológicos de las emisiones de gases nitrogenados (N<sub>2</sub>O y N<sub>2</sub>) en suelos agrícolas y ganaderos. Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires, Argentina. pp 129.
- Chen, D., Li, Y., Grace, P., & Mosier, A. R. (2008). N<sub>2</sub>O emissions from agricultural lands: A synthesis of simulation approaches. *Plant Soil*, 309, 169–189.
- Clayton, H., Arah, J.R.M. & Smith, K.A. (1994). Measurement of nitrous oxide emissions from fertilized grassland using closed chambers. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 99:16599–16607
- Conrad, R. (1996). Soil Microorganisms as Controllers of Atmospheric Trace Gases (H<sub>2</sub>, CO, CH<sub>4</sub>, OCS, N<sub>2</sub>O, and NO). *Microbiol. Rev*, 60 (4), 609-640.
- Crutzen, P.J. (1970). The influence of nitrogen oxides on the atmospheric ozone content. *Q J R Meteorol Soc* 96, 320–325
- Dalal, R. C., Wang, W. Robertson G. P. & Parton W. J. (2003). Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. *Australian Journal of Soil Research*, 41(2), 165 – 195.
- Davidson, E.A., (1992). Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil. *Soil Science Society of America Journal*, 56, 95-102
- de Klein, C.A.M., Barton, L., Sherlock, R.R., Zheng, L. & Littlejohn, R.P. (2003). Estimating a nitrous oxide emission factor for animal urine from some New Zealand pastoral soils. *Aust. J. Soil Res*, 41, 381–399.
- de Klein, C.A.M. & Eckard, R.J. (2008). Targetted technologies for nitrous oxide abatement from animal agriculture. *Aust. J. Exp. Agric*, 48, 14–20
- de Klein, C.A.M., Sherlock, R.R., Cameron, K.C. & van der Weerden, T.J. (2001). Nitrous oxide emissions from agricultural soils in New Zealand—a review of current knowledge and directions for future research. *J. R. Soc. N. Z*, 31, 543–574.
- DeRamus, H.A., Clement, T.C., Giampola, D.D. & Dickison, P.C. (2003). Methane emissions of beef cattle on forages: efficiency of grazing management systems. *Journal Environ Qual*, 32, 269-277.
- de Vries, M. & de Boer, I. J. M. (2010). Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128, 1–11.
- Di, H.J. & Cameron, K.C. (2006). Nitrous oxide emissions from two dairy pasture soils as affected by different rates of a fine particle suspension nitrification inhibitor, dicyandiamide (DCD). *Biol. Fertil. Soils*, 42, 472-480.

- Dobbie, K.E. & Smith, K.A. (1996). Comparison of CH<sub>4</sub> oxidation rates in woodland, arable and set aside soils. *Soil Biol Biochem*, 28, 1357–1365
- Dobbie, K.E., McTaggart, I.P. & Smith, K.A. (1999). Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 104, 26891–26899.
- Dörr, H., Katruff, L. & Levin, I. (1993). Soil texture parameterization of CH<sub>4</sub> uptake in aerated soils. *Chemosphere*, 26, 697–713
- Flessa H., Ruser R., Dörsch P., Kamp T., Jimenez M.A., Munch J.C. & Beese F. (2002). Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) from two farming systems in southern Germany. *Agr., Ec. & Env*, 91, 175–189
- Flysjö, A., Cederberg, C., Henriksson, M. & Ledgard, S. (2012). The interaction between milk and beef production and emissions from land use change e critical considerations in life cycle assessment and carbon footprint studies of milk. *Journal of Cleaner Production*, 28, 134-142
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D.C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Mand, S. & Van Dorland, R. (2007). Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller HL (eds) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge. UK. pp 1 – 142 Recuperado el 01 de Agosto del 2014 en: <https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-chapter2.pdf>
- Fowler, D., Skiba, U. & Hargreaves, K.J. (1997). Emissions of nitrous oxide from grasslands. In: Jarvis SC, Pain BF (eds) *Gaseous nitrogen emissions from Grasslands*. CAB International, UK, pp 147–164
- Galindo, J., González, N., Delgado, D., Sosa, A., Marrero, Y., González, R., Aldana, A. & Moreira, O. (2008). Efecto modulador de *Leucaena leucocephala* sobre la microbiota ruminal Modulator effect of *Leucaena leucocephala* on the rumen microbiota. *Zootecnia Trop*, 26(3), 249-252.
- García, I.L. (1990). Taxonomy and ecology of methanogens. *FEMS Microbiol. Rev*, 87,297-308.
- Gaviria, X., Sossa, C. P., Chará, J., Barahona, R., Lopera, J. J., Córdoba, C. P. & Montoya, C. (2012). Producción de Carne Bovina en Sistemas Silvopastoriles Intensivos en el Trópico Bajo Colombiano. En: VII Congreso de Agroforestería. Belém, Brasil. pp 230 - 238
- Gerber, P. J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A. & Tempio, G. (2013). Hacer frente al cambio climático a través de la ganadería – Evaluación global de las emisiones y las oportunidades de mitigación. Organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura (FAO), Roma. pp 154.
- Gilbert, B. & Frenzel, P. (1995). Methanotrophic bacteria in the rhizosphere of rice microsoms and their effect on pore-water methane concentration and methane emission. *Biol. Fertil. Soils*, 20, 93-100.
- Giraldo, C. & Uribe, F. (2007). Manejo integrado de garrapatas en sistemas sostenibles de producción ganadera. *Carta Fedegan*, 101, 66-74.
- Goulding, K.W., Willison, T., Webster, C.P. & Powlson, D.S. (1996). Methane fluxes in aerobic soils. *Environ Monitor Assess*, 42, 175–187
- Guinee, J.B., Gorree, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., Van Oers, L., Wegener Sleswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Brujin, H., Van Duin, R. & Huijbregts, M.A.J. (2002). Handbook on Life Cycle Assessment. An Operational Guide to the ISO Standards. Kluwar Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. pp 687.
- Hansen, S., Maehlum, J.E. & Bakken, L.R. (1993). N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. *Soil Biol Biochem*, 25, 621–630
- Hasegawa, K., Hanaki, K., Matsuo, T. & Hidaka, S. (2000). Nitrous oxide from the agricultural water system contaminated with high nitrogen. *Chemosphere. Global Change Science*, 2, 335-345

- Haynes, R.J. & Williams, P.H. (1993). Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Adv. Agron*, 49, 119–199
- Hayo M.G., Kanyarushoki, C. & Corson, M. S. (2009). An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 90, 3643–3652
- Hendriks, D.M.D., van Huissteden, J., Dolman, A.J. & van der Molen, M.K. (2007). The full greenhouse gas balance of an abandoned peat meadow. *Biogeosciences*, 4, 411–424.
- Hernández, R. & Ponce, P. (2004). Efecto del silvopastoreo como sistema sostenible de explotación bovina sobre la composición de la leche. *Livestock Research for Rural Development*, Vol. 16, Art. #43. Recuperado el 01 de Agosto de 2014 de: <http://www.lrrd.org/lrrd16/6/hern16043.htm>
- Hess, H.D., Monsalve, L.M., Lascano, C.E., Carulla, J.E., Díaz, T.E. & Kreuzer M. (2003). Supplementation of a tropical grass diet with forage legumes and *Sapindus saponaria* fruits: effects on in vitro ruminal nitrogen turnover and methanogenesis. *Aust J Agri Res*, 54, 703–713.
- Høgaas, M. & Ohlsson, T. (1998). A comparison of two different approaches to inventory analysis of dairies. *International Journal LCA*, 3(4), 209–215.
- Hospido, A., Moreira, M.T. & Feijoo, G. (2003). Simplified life cycle assessment of galician milk production. *International Dairy Journal*, 13, 783–796.
- Huijbregts, M.A.J. (1999). Life-cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants. Calculation of characterisation factors with RAINSLCA. Interfaculty Department of Environmental Science, Faculty of Environmental Science, University of Amsterdam. Recuperado el 04 de Agosto del 2014 en: <http://media.leidenuniv.nl/legacy/Life-cycle%20impact%20assessment.pdf>
- Hütsch, B.W., Webster, C.P. & Powlson, D.S. (1994). Methane oxidation in soil as affected by land use, soil pH and N fertilization. *Soil Biol Biochem* 26, 1613–1622
- Hütsch, B.W. (1998). Tillage and land use effect on methane oxidation rates and their vertical profiles in soil. *Biol Fertil Soils*, 27, 284– 292
- Iglesias, D. H. (2005). Relevamiento exploratorio del análisis del ciclo de vida de productos y su aplicación en el sistema agro alimentario. Contribuciones a la economía. INTA. La Pampa, Argentina. Recuperado el 07 de Agosto del 2014 en: <http://www.eumed.net/ce/2005/dhi-acv.htm>.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2010). Segunda Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Bogotá DC, Colombia.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT) y Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). (2009). Inventario nacional de gases de efecto invernadero, años 2000 y 2004. Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Bogotá DC, Colombia. pp 440.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (1996). Climate Change 1995: The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK. Recuperado el 04 de Agosto del 2014 en: [https://www.ipcc.ch/ipccreports/sar/wg\\_I/ipcc\\_sar\\_wg\\_I\\_full\\_report.pdf](https://www.ipcc.ch/ipccreports/sar/wg_I/ipcc_sar_wg_I_full_report.pdf)
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2001). Climate Change 2001: The Scientific Basis. En J. T. Houghton, Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. Van der Linden, X. Dai, C. A. Jonson (Edits.). United Kingdom and New York, USA: Cambridge University Press. Recuperado el 30 de Julio de 2014, de <http://www.ipcc.ch/ipccreports/tar/wg1/>
- Intergovernmental Panel on Climate Change. (IPCC). (2007). Climate Change 2007: Synthesis Report. En: C. W. Team, R. K. Pachauri, & A. Reisinger, Edits.) Recuperado el 30 de Julio de 2014, de [http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/publications\\_ipcc\\_fourth\\_assessment\\_report\\_synthesis\\_report.htm](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_synthesis_report.htm)

- International Organisation for Standardisation (ISO). (2006 a). Environmental Management – Life Cycle Assessment: Principles and Framework (ISO 14040). European Committee for Standardization, Brussels, Belgium.
- International Organisation for Standardisation (ISO). (2006b). Environmental Management – Life Cycle Assessment: Requirements and Guidelines (ISO 14044). European Committee for Standardization, Brussels, Belgium.
- Johnson, K.A. & Johnson, D.E. (1995). Methane emissions from cattle. *J Anim Sci*, 73, 2483-2492
- Kamra, D. N. (2005). Rumen microbial ecosystem. *Curr Sci*, 89(1), 124-135.
- Kersebaum, K. C. (2007). Modelling nitrogen dynamics in soil–crop systems with HERMES. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 77, 39–52.
- Kerdchoechuen, O. (2005). Methane emission in four rice varieties as related to sugars and organic acids of roots and root exudates and biomass yield. *Agr. Ecosyst. Environ.* 108(2), 155-163.
- Kinsman, R., Sauer, F.D., Jackson, H.A. & Wolynetz, M.S. (1995). Methane and carbon dioxide emissions from cows in full lactation monitored over a six-month period. *J Dairy Sci*, 78 (12), 2760-2766.
- Kreuzer, M., & Hindrichsen, I.K. (2006). Methane mitigation in ruminants by dietary means: the role of their methane emission from manure. *International Congress Series*, 1293, 199-208.
- Kurihara, M., Magner, T., Hunter, R. A., & McCrabb, G. J. (1999). Methane production and energy partition of cattle in the tropics. *Br J Nutr*, 81, 227-234.
- Lechón, L., Cabal, H., De la Rúa, C., Lago, C., Izquierdo, L., Sáez, R.M. & San Miguel, M.F. (2006). Análisis de Ciclo de Vida de Combustibles alternativos para el Transporte. Fase II. Análisis de Ciclo de Vida Comparativo del Biodiesel y del Diésel. Energía y Cambio Climático. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España. Recuperado el 02 de Agosto del 2014 en: [http://www.energiasrenovables.ciemat.es/adjuntos\\_documentos/BioetanolCiemat2005.pdf](http://www.energiasrenovables.ciemat.es/adjuntos_documentos/BioetanolCiemat2005.pdf)
- Liu, Y., & Whitman, W. B. (2008). Metabolic, phylogenetic, and ecological diversity of the methanogenic archaea. *Ann N Y Acad Sci*, 1125, 171-189.
- Luo, J., C.A.M. de Klein, S.F. Ledgard, & S. Saggar. (2010). Management options to reduce nitrous oxide emissions from intensively grazed pastures: a review. *Agriculture Ecosystems & Environment* 136, 282-2.
- Machefert S.E., Dise N.B., Goulding K.W.T. & Whitehead P.G. (2002). Nitrous oxide emission from a range of land uses across Europe. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6 (3), 325–337.
- Mahecha, L., Corral, G. F., Murgueitio, M. M., Sánchez, C., Angulo, J., Olivera, M., Solorio, B. S., Zapata, A. C., Cuartas, C., Naranjo, J. F., Rodríguez-Muela, M., Ramírez, J. A., Mejía, A., Xóchitl, M. & Murgueitio, E. (2012). SSPi producen elevada cantidad de carne de alta calidad en Colombia y México. *Carta FEDEGAN*, 129, 60 – 72.
- Mahecha, L. (2002). El silvopastoreo: una alternativa de producción que disminuye el impacto ambiental de la ganadería bovina. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias* 15, 226-231.
- Mahecha L., Escobar J. P., Suárez J. F. & Restrepo L. F. (2007). *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) Gray (botón de oro) como suplemento forrajero de vacas F1 (Holstein por Cebú). *Livestock Research for Rural Development*. Vol. 19, Art. #16. Recuperado el 01 de Agosto del 2014 en: <http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd19/2/mahe19016.htm>
- Martin, C., Morgavi, D.P. & Doreau, M. (2009). Methane mitigation in ruminants: from microbe to the farm scale. *Animal* 4 (03), 351 – 365.
- Matthews, R.A., Chadwick, D.R., Retter, A.L., Blackwell, M.S.A. & Yamulki B. (2010). Nitrous oxide emissions from small-scale farmland features of UK livestock farming systems. *Agric., Eco. & Env.* 136, 192–198.
- McCaughey, W., Wittenberg, K. & Corrigan, D. (1999). Impact of pasture type on methane production by lactating beef cows. *Can J An Sc*, 79 (2), 221-226.

- Ministerio de Agricultura y desarrollo Rural (MADR). (2007). Agenda prospectiva de investigación y desarrollo tecnológico de la cadena láctea Colombiana. Recuperado el 01 de Agosto del 2014 en: [www.minagricultura.gov.co/archivos/lacteos.pdf](http://www.minagricultura.gov.co/archivos/lacteos.pdf).
- Misselbrook, T. H., Webb, J., Chadwick, D. R., Ellis, S., & Pain, B. F. (2001). Gaseous emissions from outdoor concrete yards used by livestock. *Atmospheric Environment*, 35, 5331-5338.
- Morgavi, D. P., Forano, E., Martin, C., & Newbold, C. J. (2010). Microbial ecosystem and methanogenesis in ruminants. *Animal*, 40(7), 1024-1036.
- Molina I. C. (2013). Tesis para optar el título de Maestría: Determinación de las emisiones de metano a partir de dietas basadas en gramíneas tropicales con y sin inclusión de leguminosas forrajeras. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de ciencias Agrarias. Sede Medellín. 115 pp.
- Montenegro, J. & Abarca, S. (2000). Fijación de carbono, emisión de metano y de óxido nitroso en sistemas de producción bovina de Costa Rica. En: C. Pomareda y H. Steinfeld (editores). Intensificación de la Ganadería en Centroamérica: Beneficios Económicos y Ambientales. CATIE/FAO/SIDE, San José, Costa Rica. p 151-173.
- Montzka, S.A., Dlugokencky, E.J. & Butler J.H. (2011). Non-CO2 greenhouse gases and climate change. *Nature*, 476:43–50,
- Mosier, A.R., Parton, W.J., Valentine, D.W., Ojima, D.S., Schimel, D.S. & Delgado, J.A. (1996). CH4 and N2O fluxes in the Colorado shortgrass steppe: 1. Impact of landscape and nitrogen addition. *Global Biogeochem Cycl* 10, 387–399.
- Mosier, A., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S., & Van Cleemput, O. (1998). Closing the global N2O budget: Nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle: OEDC/IPCC/IEA phase II development of IPCC guideline for national greenhouse gas methodology. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 52, 225–248.
- Moss, A.R., Jouany, J.P. & Newbold, J. (2000). Methane production by ruminants: its contribution to global warming. INRA EDP Sciences. *Ann Zootech*, 49: 231-253.
- Murgueitio, E., Calle, Z., Uribe, F., Calle, A. & Solorio, B. (2011). Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *Forest Ecology and Management*. 261(10), 1654–1663.
- Murgueitio, E., Chará, J., Barahona, R., Cuartas, C. y Naranjo, J. (2012). Los Sistemas Silvopastoriles Intensivos (SSPi), herramienta de mitigación y adaptación al cambio climático. IV Congreso sobre Sistemas Silvopastoriles Intensivos, (Marzo 21, 22 y 23). Morelia y Apatzingán, México.
- Murgueitio, E., y Solorio, B. (2008). El Sistema Silvopastoril Intensivo, un modelo exitoso para la competitividad ganadera en Colombia y México. En: V Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la Producción Pecuaria Sostenible.
- O'Brien, D., Shalloo, L., Patton, J., Buckley, F., Grainger, C. & Wallace, M. (2012). A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms. *Agricultural Systems* 107, 33–46.
- O'Mara, F. (2004). Greenhouse Gas Production from Dairying: Reducing Methane Production. *Advances in Dairy Technology*, 16, 295-309.
- Oenema, O., Velthof, G.L., Yamulki, S. & Jarvis, S.C. (1997). Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use Manage.* 13, 288–295.
- Oenema, O., Wrage, N., Velthof, G.L., van Groenigen, J.W., Dolfing, J. & Kuikman, P.J. (2005). Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutr. Cycl. Agroecosyst*, 72, 51–65.
- Oenema, O., Oudendag, D. & Velthof GL. (2007). Nutrient losses from manure management in the European Union. *Livestock Science* , 112, 261-272.
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). (2010). Ganadería bovina en América Latina. Escenarios 2008 – 2009 y tendencias. Santiago de Chile, Chile. 148 p.
- Pastrana, I., Reza, S., Espinosa, M., Suárez, E. & Díaz, E. (2011). Efecto de la fertilización nitrogenada en la dinámica del óxido nitroso y metano en *Brachiaria humidicola* (Rendle) Schweickerdt. *Revista Corpoica - Ciencia y Tecnología Agropecuaria* 12 (2), 134-142.

- Pezo, D. & Ibrahim, M. (1999). Sistema Silvopastoriles. Modulo de Enseñanza. No. 2. CATIE, Turrialba. Costa Rica
- Pezo, D.A., Romero, F. e Ibrahim, M. (1992). Producción, manejo utilización y de los pastos para de los tropicales la producción de leche carne y. En: Fernández-Baca (ed.). Avances en la producción de leche y carne en el trópico americano. Santiago, Chile.
- Poritosh, R., Daisuke, N., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakamura, N. & Shiin. T. (2009). A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of Food Engineering*, 90, 1–10.
- Potter, C.S., Davidson, E.A. and Verchot, L.V. (1996). Estimation of global biogeochemical controls and seasonality in soil methane consumption. *Chemosphere*, 32, 2219–2246.
- Pré Consultants. (2008). Simapro 7.0. Pré Consultants. Printerweg, Amersfoort, Netherlands.
- Preston, T.R. & Leng, R.A. (1989). The greenhouse effect and its implications for world agriculture. The need for environmentally friendly development, 1(1), Recuperado el 03 de Agosto del 2014 de: <http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd1/1/preston.htm>
- Ravishankara, A.R., Daniel, J.S. & Portmann, R.W. (2009). Nitrous Oxide (N<sub>2</sub>O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *Science*, 326, 123–125.
- Rivera, J., Cuartas, C., Naranjo, J. & Barahona, R. (2009). Comparación del comportamiento productivo y calidad de la leche en vacas bajo un sistema silvopastoril intensivo y un sistema de producción convencional en el valle del Río Cesar. *Rev Col CiencPec*, 22 (3), 514.
- Rivera, J. E., Arenas, F., Cuartas, C., Naranjo, J. F.; Tafur, O., Hurtado, E., Gacharna, N., Zambrano, F. & Murgueitio, E. (2011a). Producción y calidad de leche bovina en un sistema de pastoreo en monocultivo y un sistema silvopastoril intensivo (SSPi) compuesto de *Tithonia diversifolia* bajo ramoneo directo, *Brachiaria* spp. y árboles maderables en el piedemonte amazónico. *Rev Col CiencPec*, 24 (3), 524.
- Rivera, J. E., Arenas, F. A., Rivera, R., Benavides, L. M., Sánchez, J. & Barahona, R. (2014). Análisis de ciclo de vida en la producción de leche: comparación de dos hatos de lechería especializada. *Livestock Research for Rural Development*. Volume 26, Article #112. Recuperado el 01 de Agosto del 2014 de: <http://www.lrrd.org/lrrd26/6/rive26112.htm>
- Rueda, O., Cuartas, C., Naranjo, J., Córdoba, C., Murgueitio, E. & Anzola, H. (2011). Comportamiento de variables climáticas durante estaciones secas y de lluvia, bajo influencia del ENSO 2009-2010 (El Niño) y 2010-2011 (La Niña) dentro y fuera de sistemas silvopastoriles intensivos en el Caribe seco de Colombia. *Rev Col CiencPec*, 24 (3), 512.
- Saggar, S., Andrew, R.M., Tate, K.R., Hedley, C.B., Rodda, N.J. & Townsend, J.A. (2004). Modelling nitrous oxide emissions from New Zealand dairy grazed pastures. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 68, 243–255.
- Sass, R.L., Fisher, F.M., Harcombe, P.A. & Turner, F.T. (1991). Mitigation of methane emission from rice fields: Possible adverse effects of incorporated rice straw. *Global Biogeochem. Cycl.* 5, 275-287.
- Shelton, M. (1996). El género *Leucaena* y su potencial para los trópicos. En: Tyrone Clavero (edi) *Leguminosas forrajeras arbóreas en la agricultura tropical*. Fundación Polar, Universidad del Zulia, Centro de transferencia de tecnología en pastos y forrajes. Maracaibo, Venezuela, p 17-28.
- Simek, M., (2000). Nitrification in soil - terminology and methodology (review). *Rost. Výroba* 46, 385-395.
- Singurindy, O., Molodovskaya, M., Richards, B.K. & Steenhuis, T.S. (2009). Nitrous oxide emission at low temperatures from manure-amended soils under corn (*Zea mays* L.). *Agric. Ecosyst. Environ.* 132, 74-81.
- Smith, K.A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K.E., Massheder, J. & Rey, A. (2003). Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *Eur. J. Soil Sci.* 54, 779– 791.
- Smith, L.C., Monaghan, R.M., Ledgard, S.F. & Catto, W.D. (2005). The effectiveness of different nitrification inhibitor formulation in limiting nitrate accumulation in a Southland pastoral soil. *N. Z. J. Agric. Res.* 48, 517–529.
- Solorio, F. (2011). Los sistemas silvopastoriles intensivos: avances de investigación en el Valle de Tepalcatepec, Michoacán. Actas III congreso sobre sistemas silvopastoriles intensivos para la ganadería

- sostenible del siglo XXI. 2, 3 y 4 de marzo de 2011. Morelia y Tepalcatepec, Michoacán. Mexico. pp 45 – 55.
- Sommer, S. G., Zhang, G. Q., Bannink, A., Chadwick, D., Misselbrook, T., Harrison, R., Hutchings, N. J., Monteny, G. J., Menzi, H., Oenema, O. & Webb, J. (2006). Algorithms determining ammonia emission from buildings housing cattle and pigs and from manure stores. *Advances in Agronomy*, 89, 261-335.
- Steinfeld, H. & Chilonda, P. (2006 a). Old players, new players. In A. McLeod, ed., *Livestock Report 2006*, FAO, Roma. pp. 3-15. Recuperado el 01 de Agosto de 2014 de: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/009/a0255e/a0255e01.pdf>.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M. & de Haan, C. (2006 b). *Livestock's Long Shadow, Environmental Issues and Options*. LEAD-FAO. Rome. pp 493.
- Stuedler, P.A., Jones, R.D., Castro, M.S., Melillo, J.M. & Lewis, D.L. (1995). Microbial controls of methane oxidation in temperate forest and agricultural soils. In: Murrel JC & Kelly DP (eds) *Microbiology of atmospheric trace gases. Sources, sinks and global change processes*. NATO ASI Series Springer. Berlin, Rusia. pp 67–84.
- Tavendale, M. H., Meagher, L. P., Pacheco, D., Walker, N., Attwood, G. T., & Sivakumaran, S. (2005). Methane production from in vitro rumen incubations with *Lotus pedunculatus* and *Medicago sativa*, and effects of extractable condensed tannin fractions on methanogenesis. *Anim. Feed Sci. Technol*, 123-124(1), 403-419.
- Thomassen, M.A. Dolman, M.A. van Calker, K.J. & de Boer, I.J.M. (2009). Relating life cycle assessment indicators to gross value added for Dutch dairy farms. *Ecological Economics* 68, 2278–2284
- Thomassen, M.A., Van Calker, K.J., Smits, M.C.J., Iepema, G.L. & de Boer, I.J.M. (2008). Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agric. Syst.* 96, 95–107.
- Towprayoon, S., Smakgahn, K. & Poonkaew, S. (2005). Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from drained irrigated rice fields. *Chemosphere*. 59, 1547-1556.
- Uchida, Y., Clough, T. J., Kelliher, F. M., Hunt, J. M. & Sherlock, R. R. (2011). Effects of bovine urine, plants and temperatura on N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions from a sub-tropical soil. *Plant Soil* 345, 171–186.
- Ulyatt, M. J. & Lassey, K. R. (2001). Methane emissions from pastoral systems: the situation in New Zealand. *Arch. Latinoam. Prod. Anim.* 9(1), 118-126.
- Ulyatt, M. J., Lassey, K. R., Shelton, I. D., & Walker, C. F. (2002). Methane emission from dairy cows and wether sheep fed subtropical grass-dominant pastures in mid-summer in New Zealand. *N.Z. J. Agric. Res*, 45, 227-234.
- Van der Meer, H.G. (2008). Optimising manure management for GHG outcomes. *Aust. J. Exp. Agric.* 48, 38–45.
- Van der Weerden, T.J., Sherlock, R.R., Williams, P.H. & Cameron K.C. (1999). Nitrous oxide emissions and methane oxidation by soil following cultivation of two different leguminous pastures. *Biol Fertil Soils*, 30, 52–60.
- Van der Werf, H.M.G., Kanyarushoki, C. & Corson, M.S. (2009). An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. *J. Environ. Manage.* 90, 3643–3652.
- Van Groenigen, J.W., Kuikman, P.J., de Groot, W.J.M. & Velthof, G.L. (2005). Nitrous oxide emissions from urine-treated soil as influenced by urine composition and soil physical conditions. *Soil Biol. Biochem.* 37, 463–473
- Van Kessel, J.S. & Russell, J.B. (1996). The effect of pH on ruminal methanogenesis. *FEMS Microbiology Ecology*, 20, 205-210.
- Van Soest, P. (1994). *Nutritional ecology of the ruminant* (2 ed.). Cornell University Press. New York, USA. pp 488.
- Visscher, A., Boeckx, P. & Cleemput, O. (2007). Artificial methane sinks. In: Reay DS, Hewitt CN, Smith KA, Grace J, (edit). *Greenhouse gas sinks*. Wallingford, UK: CAB International. pp 184-200.



- Wachendorf, C., Lampe, C., Taube, F. & Dittert, K. (2008). Nitrous oxide emissions and dynamics of soil nitrogen under  $^{15}\text{N}$ -labelled cow urine and dung patches on a sandy grassland soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 171, 171–180.
- Ward, R.C. & Robinson, M. (2000). Principles of hydrology, 4.<sup>a</sup> edición, McGraw-Hill Publishing Company, Londres, U.K. pp 450.
- Waschütza, S., Hofmann, N., Niemann, E.G. & Fendrik, I. (1992). Investigations on root exudates of Korean rice. *Symbiosis*. 13, 181-189.
- Weiss, F. & Leip, A. (2012). Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: A life cycle assessment carried out with the CAPRI model. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 149, 124– 134.
- Williams, A.G., Audsley, E., & Sandars, D.L. (2006). *Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities*. Main report. Defra Research Project IS0205. Cranfield University and Defra, Bedford. UK. pp 66
- Yan, M. J., Humphreys, J. & Holden, M. H. (2011). An evaluation of life cycle assessment of European milk production. *Journal of Environmental Management*, 92, 372-379.
- Zaman, M., Nguyen, M.L., Matheson, F., Blennerhassett, J.D. & Quin, B.F. (2007). Can soil amendments (zeolite or lime) shift the balance between nitrous oxide and dinitrogen emissions from pasture and wetland soils receiving urine or urea-N? *Aust. J. Soil Res.* 45, 543–553.
- Zebarth, B.J., Rochette, P. & Burton, D.L. (2008).  $\text{N}_2\text{O}$  emissions from spring barley production as influenced by fertilizer nitrogen rate. *Can J Soil Sci*, 88, 197–20

## 2. Capítulo 2. Determinación de las emisiones de GEI (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O) en praderas y excreciones bovinas de dos sistemas ganaderos y un bosque secundario en condiciones de Bosque Seco Tropical (bs – T).

### Resumen

Los sistemas ganaderos de producción inciden de manera importante en el cambio climático (CC), siendo la producción de carne y leche vacuna responsable de la mayoría de GEI del sector agrario. Con el objetivo de determinar los flujos de gases como CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O y CO<sub>2</sub> a partir de praderas orientadas a la producción de leche, así como en excreciones producidas por bovinos, se llevaron a cabo evaluaciones mediante el uso de la técnica de cámara cerrada estática (CCE) en un sistema silvopastoril intensivo (SSPi), un sistema intensivo de lechería tropical (SILT) y un bosque secundario. Los flujos de los tres gases a partir de las praderas fueron más altos en el SILT ( $p < 0,0001$ ), ya que en promedio el SSPi emitió 47,9; 2,2 y 11,6% de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O respectivamente, de lo encontrado en el SILT. Para ambos sistemas se presentaron emisiones de 315 590 vs. 151 154; 170,37 vs. -3,73 y 541,3 vs. 62,9  $\mu\text{g m}^2 \text{h}^{-1}$  de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O, respectivamente. En cuanto a las emisiones a partir de estiércol, el SSPi presentó mayores flujos de CO<sub>2</sub> ( $p = 0,034$ ), mientras que el SILT tuvo mayores emisiones de N<sub>2</sub>O al generar 4663 frente a 1854  $\mu\text{g m}^2 \text{h}^{-1}$  ( $p = 0,029$ ). Para el caso de la orina, el SSPi solo mostró emisiones en un 56; 2,1 y 11,4% de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O respectivamente, frente a los flujos encontrados en el SSPi. Finalmente comparando ambas praderas con el bosque, el SSPi no tuvo diferencias con este en las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O pero el SILT sí tuvo diferencias en los tres gases frente al bosque ( $p = 0,011$ ), siendo superiores para el SILT. Los resultados encontrados en este estudio permiten concluir que sistemas como los SSPi pueden contribuir a que se emitan menores cantidades de GEI a partir de las praderas que los sistemas intensivos convencionales, a pesar de tener capacidades de carga por encima de 2,5 UGG y poseer altas densidades de leguminosas, llegando a tener emisiones en suelo muy semejantes a las de un bosque. De igual manera, bajo nuestras condiciones, los factores de emisión sugeridos por el IPCC para estiércol y orina podrían variar ya que estas emisiones aparentemente pueden ser mayores.

**Palabras clave:** *Bovinos de leche, calentamiento global, fertilización, sistema silvopastoril intensivo, uso del suelo.*

## Abstract

The livestock production systems have significant impact on climate change (CC), with the production of bovine meat and milk accounting for the majority of GHG in agriculture. With the objective of determining the flow of gas emissions such as CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> from grassland oriented milk production and excretions produced from bovine, evaluations were conducted by using the technique of static closed chamber (SCC) in an intensive silvopastoral system (ISS), an intensive system of tropical dairy (ISTD) and a secondary forest. Flows for the three gases in grassland were higher in the ISTD ( $p < 0.0001$ ), emitting the ISS only 47.9; 2.2 and 11.6% on average of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O respectively, than ISTD. For both systems, emission were 315 590 vs. 151 154; 170.37 vs. -3.73 and 541.3 vs. 62.9  $\mu\text{g m}^2 \text{h}^{-1}$  of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O, respectively. Regarding emissions from manure, the ISS had higher emissions ( $p=0,034$ ), whereas the ISTD had higher N<sub>2</sub>O emissions by generating 4663 vs. 1854  $\mu\text{g m}^2 \text{h}^{-1}$  ( $p = 0.029$ ). In the case of urine, the ISS only showed emissions by 56; 2.1 and 11.4% of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O, opposite flows found on the ISTD. Finally, comparing both prairies with a forest, the ISS had no difference in CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions, but ISTD had greater emissions of the three gases compared to the forest ( $p = 0.011$ ). The findings of this study support the conclusion that the ISS systems may contribute to decreased GHG emissions from grasslands as opposed to traditional grazing systems, despite having stocking rates above 2.5 AU and having high legume densities, having levels of emissions very similar to those of a forest. Similarly, under our conditions, the emission factors suggested by the IPCC for manure and urine do not have much application, since emissions from these sources can apparently be greater.

**Keywords:** *Dairy cattle, fertilization, global warming, intensive silvopastoral system, land Use.*

## Introducción

Dentro de los gases de efecto invernadero (GEI) generados en el proceso productivo bovino, el óxido nítrico (NO<sub>2</sub>) ha tomado gran importancia no solo por su potencial de calentamiento global, que puede llegar a ser 298 veces mayor al de CO<sub>2</sub> (Forster *et al.*, 2007), sino también, a su crecimiento exponencial en la atmósfera, al alcanzar una tasa de crecimiento promedio de 0,8 ppb año<sup>-1</sup> (Di y Cameron, 2006; Hristov *et al.*, 2013).

El N<sub>2</sub>O es generado por los suelos y las fuentes de mayor importancia son aquellas asociadas a las prácticas agrícolas (Flessa *et al.*, 2002), considerándose que entre el 20 y el 35% del total de N<sub>2</sub>O emitido anualmente es producido directamente por los suelos destinados a esta actividad. Dentro de estos sistemas, las praderas son consideradas la

mayor fuente de  $N_2O$ , debido al estiércol y orina depositadas por los animales, estimándose que la excreción de N consumido por la ganadería en pastoreo se encuentra entre el 75 y 90 % vía orina y estiércol (Luo *et al.*, 2010).

Se estima que entre el 30 y el 50% de las emisiones globales de  $N_2O$  de la agricultura provienen de los desechos de la producción animal, por lo cual dicha actividad aporta aproximadamente 1,5 Tg del global gas emitido, donde un 41% de las emisiones provienen de la orina y estiércol de animales en pastoreo, 27% de fuentes indirectas, 19% de residuos de animales en establos y lugares confinados, 10% por aplicación de los desechos animales a la tierra y un 3% por la combustión de estiércol (Oenema *et al.*, 2005). Por otra parte, diferentes autores han coincidido que los suelos y las excretas animales también pueden ser emisores o inclusive receptores de metano ( $CH_4$ ) (Boeckx y Van Cleemput, 2001; Kreuzer *et al.*, 2006; Hendriks *et al.*, 2007).

La producción tanto de  $N_2O$  como de  $CH_4$  puede estar influenciada por múltiples factores tales como la humedad, la temperatura, las reservas de  $O_2$  y la cantidad de fertilizante o N en el suelo, así como de la composición de las excretas. A su vez, estos factores pueden ser afectados por el clima, la vegetación, las propiedades químicas y físicas del suelo (densidad aparente, C orgánico, pH y contenido en arcilla) y las prácticas de manejo agrícola (Uchida *et al.*, 2011). Debido a esto, las emisiones pueden variar considerablemente entre sistemas y regiones, lo que ha generado la necesidad de determinar las emisiones de diferentes sistemas para conocer el verdadero potencial de emisión o mitigación de GEI en condiciones específicas.

Con el objetivo de conocer las emisiones de  $CO_2$ ,  $CH_4$  y  $N_2O$  en suelos, y excreciones animales en dos sistemas bovinos orientados a la producción de leche en condiciones de bs – T, y aportar información que sirva para disminuir la incertidumbre que se tiene alrededor de este tipo de emisiones, se llevaron a cabo evaluaciones tanto en un SSPi como en un sistema intensivo de lechería tropical por medio de la técnica de cámaras cerradas estáticas.

## **2.1 Materiales y métodos**

### **2.1.1 Localización**

Las evaluaciones fueron llevadas a cabo en el municipio de El Cerrito departamento del Valle del Cauca (Colombia), específicamente en La Reserva Natural El Hatico ubicada a 3° 38' 39" N y 76° 19' 11" O y en la Finca El Trejito a 3° 39' 34" N y 76° 19' 29" O.

La Reserva Natural El Hatico se encuentra a una altitud de 1.000 m.s.n.m., cuenta con una

precipitación promedio anual de 750 mm distribuida en forma bimodal (marzo a mayo y octubre a noviembre), una humedad relativa del 75%, temperatura media de 24°C, una evaporación de 1825 mm año<sup>-1</sup> y está ubicada en la zona de vida de bosque seco tropical (bs-T) (Holdridge, 1976). En cuanto al predio El Trejito, se encuentra a una altura de 986 m.s.n.m., cuenta con una temperatura media anual de 25 °C, una humedad relativa cercana al 75%, una precipitación de 800 mm año<sup>-1</sup> y así como El Hatico, se localiza bajo condiciones de bs – T (Holdridge, 1976).

## **2.1.2 Sistemas bajo estudio**

Las determinaciones de GEI provenientes de praderas fueron realizadas en tres sistemas, dos escenarios bajo pastoreo por ganado bovino orientado a la producción de leche y un bosque secundario como escenario referencia (ubicado en La Reserva Natural El Hatico). A continuación se describen las características principales de cada uno de los sistemas trabajados:

### **2.1.2.1 Sistema Silvopastoril Intensivo con *Leucaena leucocephala* orientado a la producción de leche bovina**

El sistema silvopastoril intensivo (SSPi), localizado en La Reserva Natural El Hatico, es un arreglo caracterizado por una alta densidad de *L. leucocephala* Lam. Cv Cunningham (> 8000 arbustos ha<sup>-1</sup>), asociada a *Cynodon plectostachyus* (K.Schum.) Pilg. y con árboles dispersos en potrero como *Leucaena* y *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. El sistema se encontraba manejado bajo un pastoreo rotacional, en franjas diarias de aproximadamente 2000 m<sup>2</sup> ofrecidas gracias al uso de una cerca móvil eléctrica, con un tiempo de rotación de 43 días aproximadamente y periodos de ocupación de un día (Shelton, 1996; Murgueitio *et al.*, 2011).

El SSPi era pastoreado por individuos de la raza criolla colombiana Lucerna, con pesos promedio de 420 kg de peso vivo (PV), entre 2 y 5 partos, una producción media diaria de 14 l animal<sup>-1</sup> y que se encontraban en el primer tercio de la lactancia. La capacidad de carga encontrada estuvo cercana a las 2,64 U.G.G (2,9 animales ha<sup>-1</sup>) y los individuos eran suplementados al momento del ordeño con salvado de arroz y germen de maíz a razón de 3,2 y 1 kg animal<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>, respectivamente.

### **2.1.2.2 Sistema intensivo de lechería tropical bajo fertilización orientado a la producción de leche bovina**

El sistema intensivo de lechería tropical (SILT) evaluado estaba localizado en el predio El Trejito. Las praderas estaban conformadas por la especie *C. plectostachyus* (K.Schum.)

Pilg., manejada en franjas de aproximadamente 1500 m<sup>2</sup> diariamente abiertas por medio del uso de cercas eléctricas, fertilizadas después de cada pastoreo con urea, SAM, DAP y sulfato de potasio a razón de 50, 50, 10 y 15 kg ha<sup>-1</sup> y regadas después de cada ocupación (8 mm cada 30 días).

En este sistema pastoreaban animales de las razas Pardo Suizo y Braunvieh, con pesos aproximados a los 520 kg, una producción promedio de 18 l animal<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> y una suplementación al momento del ordeño de alimento concentrado comercial en pellet y harina, y de cogollo de caña a razón de 6, 2 y 6 kg animal<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> respectivamente. La capacidad de carga en el sistema estuvo alrededor de 9,15 U.G.G (8 animales ha<sup>-1</sup>).

### **2.1.2.3 Bosque secundario**

El bosque evaluado contaba con un área de 14 ha y tenía una edad aproximada a los 25 años. Su dosel, con una altura entre los 25 y 35 metros, se encontraba dominado por especies como: caracolí (*Anacardium excelsum*), higuerón (*Ficus isipida*) y palma real de Cuba (*Roystonea regia*). Otros árboles presentes en el sistema eran la ceiba (*Ceiba pentandra*), jigua negro o laurel amarillo (*Nectandra sp.*), laurel rosado (*Phoebe sp.*), cedrillo o bilibil (*Guarea trichiliodes*), capote (*Machaerium capote*), iguá (*Pseudosamanea guachapele*), dinde (*Chlorophora tintoria*), tachuelo (*Fagara sp.*) mestizo (*Cupania sp.*), zurrumbo (*Trema micrantha*) y chiminango (*Pithecellobium dulce*).

De igual forma abundaban lianas como el mimbre (*Trichostigma octandra*) y el bejuco Zaragosa (*Aristolochia cf. Ringens*). Entre las plantas del sotobosque se destacan dos especies de platanillos (*Heliconia platystachys* y *H. Latispatha*), bijao (*Calathea altissima*) e iraca (*Carludovica palmata*). Finalmente en el bosque y las áreas que lo rodean se han identificado una asombrosa diversidad de hormigas (cerca de 60 especies) y de insectos que actúan como controladores naturales de plagas.

## **2.1.3 Determinación de los flujos de emisiones de GEI provenientes de praderas y otras fuentes de emisión**

### **2.1.3.1 Flujo de gases en praderas**

Para la estimación de los flujos de gases en los tres escenarios se usó la técnica de Cámara Cerrada Estática (CCE) (Rondón, 2000; Sagar, 2004), la cual es utilizada a nivel internacional para la medición de GEI provenientes de praderas y se encuentra estandarizada y validada por el Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT) (Chu *et al.*, 2007). La técnica de CCE es muy utilizada en el muestreo de gases de efecto invernadero por ser simple de operar, rápida y con costos relativamente bajos si se la

compara con otras técnicas, como las técnicas micrometeorológicas (Holland *et al.*, 1999). En los escenarios pastoreados por bovinos, cuatro cámaras ( $\varnothing$  250 mm y 300 mm de altura) por sistema fueron distribuidas aleatoriamente en un área de 1000 m<sup>2</sup> (8 unidades en total), durante dos periodos de rotación y utilizando nueve momentos de evaluación, es decir, cuatro momentos para la primera rotación en cada sistema, días -1, 1, 24 y 33 del pastoreo, y cinco momentos durante la segunda rotación (días -1, 1, 12, 19 y 26 del pastoreo).

En cada uno de los nueve momentos la toma de muestras de aire para determinación de gases se llevó a cabo mediante el uso de una llave de tres vías acoplada a una jeringa graduada de 20 ml y a una aguja hipodérmica de 9 mm que fue insertada en el interior de cada cámara (Saggar, 2004). Después de cerrar cada cámara, se tomaron muestras de 20 ml de aire en los tiempos 0, 10, 20 y 30 minutos. De los 20 ml obtenidos, se eliminaron 5 ml y los restantes 15 ml se almacenaron en viales de vidrio para su traslado hacia el laboratorio (Rondón, 2000). Los viales contaron con un septum de un material impermeable al CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O y agrafes de aluminio de 20 mm, los cuales se colocaron herméticamente sobre el septum para sellar efectivamente el frasco y evitar pérdida de la muestra. Cabe destacar que la toma de muestras fue llevada a cabo entre las 10 a.m. y 12 m.

Finalmente para el caso del bosque secundario se usaron cinco momentos de evaluación que coincidieron con la segunda rotación en los sistemas bovinos en un lapso de 26 días (días -1, 1, 3, 19 y 26). Dentro de este sistema igualmente fueron usadas cuatro cámaras y cuatro tiempos de toma de gases, es decir, a los 0, 10, 20 y 30 minutos después de cerrar cada cámara. La comparación entre ambas praderas se trabajó como una evaluación independiente al contraste realizado entre praderas y el bosque, gracias a la diferencia de momentos de medición entre los tres sitios.

### **2.1.3.2 Flujo de las emisiones de GEI en excreciones animales (estiércol y Orina)**

Se determinó la emisión de GEI para el estiércol y la orina mediante el uso de la técnica de cámara cerrada, y el mismo protocolo de tiempo descrito anteriormente. Fueron usadas cuatro cámaras para cada tipo de excreción en cada sistema (ocho cámaras por sistema – cuatro para estiércol y cuatro para orina), siguiendo las recomendaciones de Rondón (2000) y Saggar (2004). Dichas evaluaciones fueron totalmente independientes a los flujos determinados en praderas y bosque.

#### **2.1.3.2.1 Recolección y caracterización de estiércol y orina**

Con el objeto de evaluar las emisiones de una deposición típica, se caracterizaron las excreciones (orina y excretas) en cada uno de los sistemas evaluados. Para el caso de estiércol, se analizaron 20 bostas en cada sistema con base en parámetros como: peso total

(g), altura promedio (cm) y diámetro (cm); y para el caso de la orina, fueron medidos 10 volúmenes (ml) en cada lugar con la ayuda de una probeta graduada.

Después de obtener las características promedio de estiércol y orina para cada sistema, en un área de 8 m<sup>2</sup> dentro de las zonas de pastoreo, pero alejadas del paso de los animales, fueron depositadas cuatro bostas y cuatro orinas con las características ya definidas (un m<sup>2</sup> excreción<sup>-1</sup>).

En cada sistema se obtuvieron muestras tanto de estiércol como de orina a los 0, 2 y 28 días para la determinación de su materia seca (MS, en estufa de aire forzado a 105 °C hasta alcanzar peso constante, basado en ISO 6496) y nitrógeno (N, por el método de Kjeldahl, según NTC 4657).

Para las muestras de orina, se tomaron por estimulación vulvar y se acidificaron con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,036 normal (2,0 ml por cada 20 ml de orina) (Nunes *et al.*, 1999, Valadares *et al.*, 1999) y se conservaron bajo congelación a -20°C hasta su análisis. Para el caso de las muestras de estiércol, estas se tomaron vía rectal y se congelaron hasta su análisis. Las evaluaciones en laboratorio fueron realizados en el laboratorio de bromatología de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.

### **2.1.3.3 Cuantificación de los gases en laboratorio**

Las muestras de gases fueron analizadas en un cromatógrafo de gases Shimadzu® GC-14A con detectores FID y ECD para detectar los gases CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O. El programa Class VP de Shimadzu® se utilizó para operar el cromatógrafo de gases y para reprocesar las señales generadas por los detectores calculando las concentraciones (en ppm) de los gases en relación a los estándares. Para transferir las muestras de aire desde los frascos de vidrio hacia el cromatógrafo, se utilizó una jeringa de vidrio de 5 ml para inyectar 4 ml vía el loop de 3 ml; la operatividad y condiciones del cromatógrafo fueron las existentes en el laboratorio de servicios ambientales CIAT localizado en la ciudad de Palmira, Valle del Cauca.

Para determinar CO<sub>2</sub> se utilizó un analizador de CO<sub>2</sub> Modelo S151 con tecnología infrarroja el cuál es calibrado antes de iniciar las mediciones con estándares Scotty balanceados en nitrógeno. Se utilizó sílica gel para retener humedad y una trampa de NaOH, para asegurar que el CO<sub>2</sub> proveniente del aire quede atrapado y solo el CO<sub>2</sub> de la muestra ingrese al equipo para asegurar que no exista sobreestimación en la cuantificación.

### **2.1.3.4 Análisis de los gases**

Se utilizó las diferencias en concentraciones entre los tiempos de medición para calcular la tasa de flujo de cada cámara. Para tal fin, se revisó la relación de linealidad en las concentraciones de N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> de las cuatro muestras de cada cámara, requeridas para



validar el flujo. Valores negativos representaron flujos netos desde la atmósfera al suelo y valores positivos indicaron una emisión neta del suelo hacia la atmósfera. Los flujos de N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> fueron reportados en µg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup> y las emisiones de CO<sub>2</sub> fueron expresadas en mg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup> (Rondón, 2000; Kim y Kim, 2002 y Saggar *et al.*, 2009). Para esta estimación fue usada la ecuación:

$$J_{gas} = \rho_{gas} (V/A)(\Delta C/\Delta t)(273/(273+T)) \text{ (Ec. 2.1)}$$

### **Ecuación 2.1** Estimación de los flujos de GEI

Donde  $J_{gas}$  es el flujo del gas (µg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup>),  $\rho_{gas}$  es la densidad del gas (g m<sup>3</sup>), V es el volumen de la cámara (m<sup>3</sup>), A es el área cubierta de la cámara (m<sup>2</sup>), T es el promedio de temperatura en el interior de la cámara durante la toma de muestra con intervalos de 10 minutos (°C), y  $\Delta C/\Delta t$  es la tasa de cambio de la concentración del gas en el mismo intervalo de tiempo (µg l<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>).

#### **2.1.3.5 Registro de temperatura y muestreo de la humedad del suelo**

Durante cada momento de medición se tomó la temperatura y humedad del suelo en cada una de las cámaras instaladas en los tres escenarios de evaluación. La humedad fue tomada fuera de las cámaras (lugar contiguo) y la temperatura interna de las cámaras fue tomada por medio de un Termómetro de Varilla media (15 cm) con precisión de ± 1°C (± 1.8°F) al ser introducido por uno de los septum instalados de las tapas de las cámaras. A su vez, la humedad fue calculada por el método tradicional de gravimetría en estufa a 105 °C durante 24 horas usando muestras de suelo que fueron colectadas en cada uno de los momentos de evaluación (ASTM, 2006).

#### **2.1.3.6 Análisis de suelos**

Debido a que las distintas propiedades del suelo pueden condicionar las emisiones de los gases evaluados, fue necesario caracterizar los suelos para así explicar de mejor forma los resultados obtenidos y además, establecer homogeneidad de los mismos entre sistemas. Mediciones como pH (NTC-5264, 2008), materia orgánica (NTC-5403, 2013), N total (Kjeldhal; según Soil Survey Laboratory Methods Manual, 2006), N amoniacal (N-NH<sub>4</sub>) y nitratos (N-NO<sub>3</sub>) (Espectrometría), porosidad (Picnómetro) y algunas características químicas, fueron llevadas a cabo en el Laboratorio de Suelos de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín y en el Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT).

#### **2.1.3.7 Análisis de los datos**

Los diferentes flujos de los gases cuantificados fueron contrastados por medio de pruebas t usando la herramienta estadística *Statistical Analysis System 9.1* (SAS Institute Inc., Cary,

NC, USA, 2001) gracias al procedimiento TTEST, después de haber establecido la homogeneidad de los suelos en donde se encontraban los sistemas. Para comprobar la validez de la prueba, se realizaron pruebas para determinar la normalidad de los datos y la homogeneidad de las varianzas, para así definir que tipo de prueba t observar en las salidas de SAS logrando una mejor interpretación de los resultados.

La diferencia entre los sistemas y excreciones dentro tratamientos y excreciones se realizó con la prueba de rangos múltiples de Tukey, con un nivel de significancia del 5%.

Finalmente es importante mencionar que la cuantificación de los flujos en estiércol y orina fue independiente al realizado en praderas, por lo cual el análisis fue completamente aislado dentro del análisis trabajado. Para mejor entendimiento de la información generada los resultados fueron analizadas en tres determinaciones (1: Flujo de GEI en estiércol y orina; 2: Emisiones en praderas, y 3: Emisiones de praderas y bosque).

La relación de la temperatura y la humedad con los flujos en las diferentes evaluaciones fue evaluada por medio del coeficiente de Pearson para establecer su correlación con los flujos de gases, además se llevaron a cabo algunas aproximaciones en el paquete estadístico R-Project® para definir la significancia de la temperatura y la humedad en los flujos emitidos gracias a un modelo matemático de “*un diseño cuasiexperimental de medidas repetidas en el tiempo*” a partir de las condiciones de las evaluaciones.

## **2.2 Resultados y discusión**

### **2.2.1 Flujo GEI en estiércol y orina (Experimento 1)**

En el SSPi, las bostas típicas encontradas tuvieron un peso promedio de 1649 g con un rango entre 1304 y 2206 g ( $\pm 230,07$  g), un diámetro de 37,65 cm y una altura de 3,6 cm ( $\pm 0,54$  cm), conteniendo 0,004947 kg de N. En cuanto a la orina se encontró un volumen de 2043 ml ( $\pm 268,33$  ml) por micción con un rango entre 1760 y 2580 ml (0,012275 kg de N micción<sup>-1</sup>). Por otra parte, en el SILT las bostas tuvieron un peso de 1980 g ( 0,006618 kg de N) con un rango entre 1505 a 2586 ( $\pm 299,42$  g), un diámetro de 39 cm ( $\pm 0,61$  cm) y una altura de 3,7 cm ( $\pm 0,46$ ). Finalmente para la orina en este sistema se obtuvo un promedio de 2415 ml con un rango entre 1870 a 2800 ml micción<sup>-1</sup> ( $\pm 352,20$  ml) alcanzando 0,01449 kg de N.

En el sistema intensivo de lechería tropical presentó diferencias significativas al comparar la emisión N<sub>2</sub>O proveniente de la orina y de las excetas ( $p = 0,014$ ). Las emisiones de N<sub>2</sub>O producto de la orina, alcanzaron un registro promedio durante la evaluación de 15399  $\mu\text{g m}^2 \text{h}^{-1}$ , el cual superó 2,3 veces más la emisión registrada en el estiércol (4663  $\mu\text{g m}^2 \text{h}^{-1}$ ). En cuanto a los gases de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> las emisiones fueron 1130 y 980  $\text{mg m}^2 \text{h}^{-1}$  de CO<sub>2</sub>, y de 6572 y 8930  $\mu\text{g m}^2 \text{h}^{-1}$  de CH<sub>4</sub> para orina y estiércol ( $p = 0,61$  y  $p = 0,63$  respectivamente). En la Gráfica 2.1 se observan los flujos para ambas excreciones en el sistema intensivo tradicional.

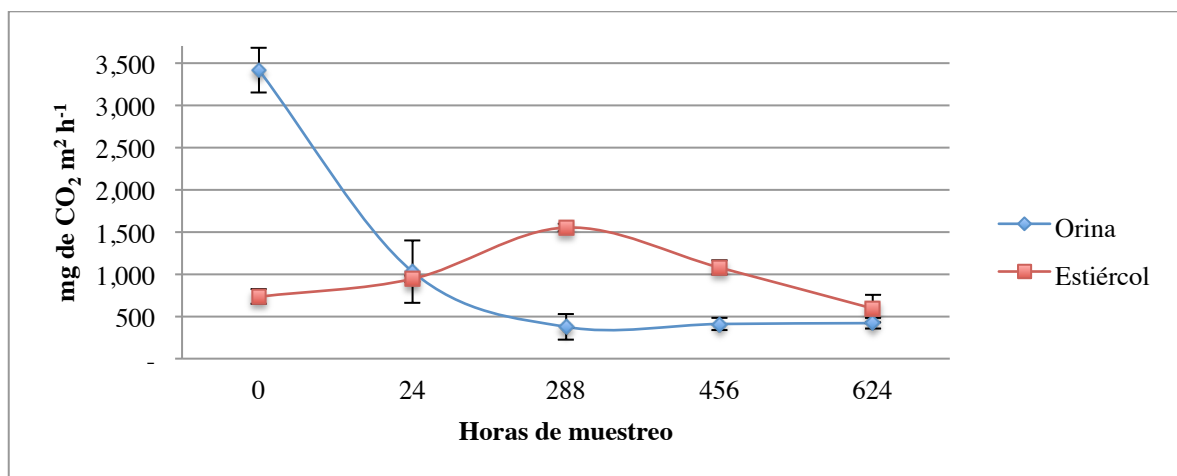
Según lo observado, el CO<sub>2</sub> en orina fue alto al inicio disminuyendo con el tiempo y estabilizándose a las 288 horas, comportamiento contrario a lo encontrado en el estiércol, el cual inicio con emisiones relativamente bajas (736 mg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup>) y alcanzando los mayores flujos a las 288 horas (1551 mg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup>), con una disminución progresiva durante las siguientes horas hasta igualar las emisiones de la orina al finalizar el tiempo de evaluación (624 h).

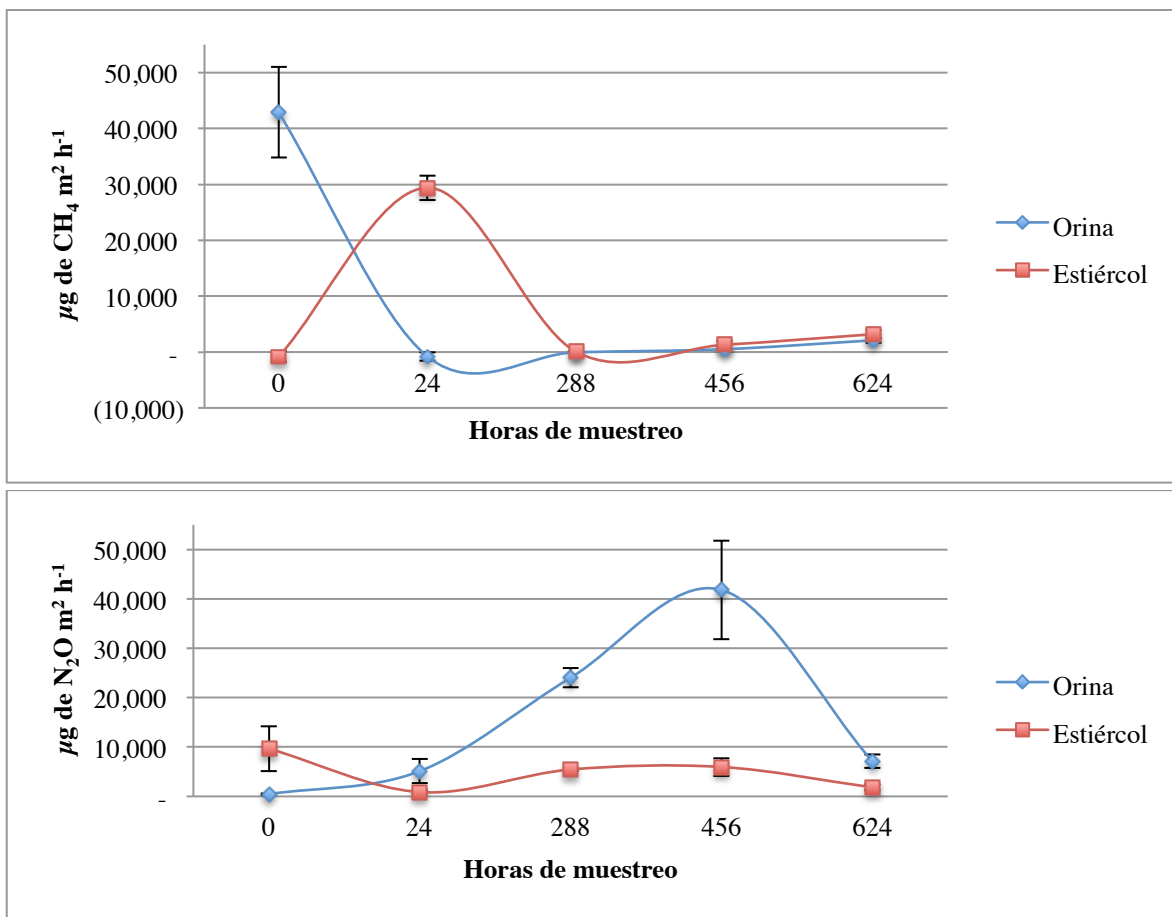
Con relación al metano, este gas tuvo un comportamiento similar al del CO<sub>2</sub>, donde la orina inició con altas emisiones hasta las 24 horas y el estiércol con emisiones negativas ( -818 µg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup>), pero a las 24 horas horario con menores emisiones para orina, el estiércol tuvo su máxima emisión durante el periodo de evaluación (29 389 µg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup>). Finalmente para el oxido nitroso las emisiones máximas fueron a horarios avanzados (456 h) para ambas excreciones siendo más elevadas para la orina teniendo un rango entre 100 µg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup> y 41000 µg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup>.

El comportamiento presentado en este estudio coincide con las tendencias identificadas por autores como Galbally *et al.* (2010) en Australia y van Groenigen *et al.* (2005) en Holanda, quienes observaron aumentos de la emisiones después de la deposición de la excretas, disminuyendo aproximadamente al mes de evaluación. En estas evaluaciones, las emisiones alcanzaron picos entre los 15 y 20 días en estiércol y picos más tempranos en orina.

Particularmente en orina, las emisiones de óxido nitroso aumentan rápidamente después de la aplicación (Luo *et al.*, 2008). Se sugiere que el aumento inicial de las emisiones de N<sub>2</sub>O es debido a la hidrólisis inmediatamente después de la aplicación de orina en el suelo, que aumenta el pH del suelo alrededor de la aplicación y estimula la liberación de carbono soluble disponible como un suministro de alimento para las bacterias desnitrificantes (Monaghan y Barraclough, 1993).

**Gráfica 2. 1** Flujo de las emisiones de GEI provenientes de estiércol y orina en el sistema intensivo tradicional





Estos resultados están de acuerdo con los encontrados por Sordi *et al.* (2013), donde el fracción de N que se pierde en forma de N<sub>2</sub>O de la orina era casi 10 veces mayor que la del estiércol. Es importante resaltar que solo una fracción relativamente pequeña de la N en el estiércol está en una condición inestable, y esto se ve afectado por la dieta de los animales (Lovell y Jarvis, 1996), razón por la cual en muchos casos se presentan mayores emisiones en orina frente a estiércol. Solo en dietas con altos contenidos de humedad y PC el estiércol puede generar mayores flujos de N<sub>2</sub>O.

A partir de una proyección con base en las características del sistema y los animales (dietas ofrecidas, consumo y estimación de la excreción de estiércol y orina), se estima que los animales pueden excretar alrededor de 48,5 kg de N animal<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> vía estiércol (33,58 % de lo consumido, el cual fue estimado a partir del consumo estimado y composición nutricional de la dieta ofrecida en el sistema – Capítulo 2, es decir 0,39 kg/animal/día) y 54,66 kg vía orina, representando el 37,8% del N consumido (0,39 kg/animal/día). Por hectárea, de acuerdo a la intensidad de rotación y capacidad de carga, se estimó una descarga de 339,56 kg de Nitrógeno año<sup>-1</sup> producto del estiércol y 382,63 por orina. Estas cantidades de N seguramente favorecieron mayores emisiones de N<sub>2</sub>O en el SILT como se observará más

adelante frente al SSPi. Según algunos autores, esta cantidad de N excretado pueden exceder la capacidad de absorción de la planta y conducir a importantes pérdidas de N por lixiviación (Wachendorf *et al.*, 2008) y volatilización por medio de N<sub>2</sub>O y otros gases (de Klein *et al.*, 2005); perdidas que puede verse incrementada en sistemas de producción intensivos (Oenema *et al.*, 1997).

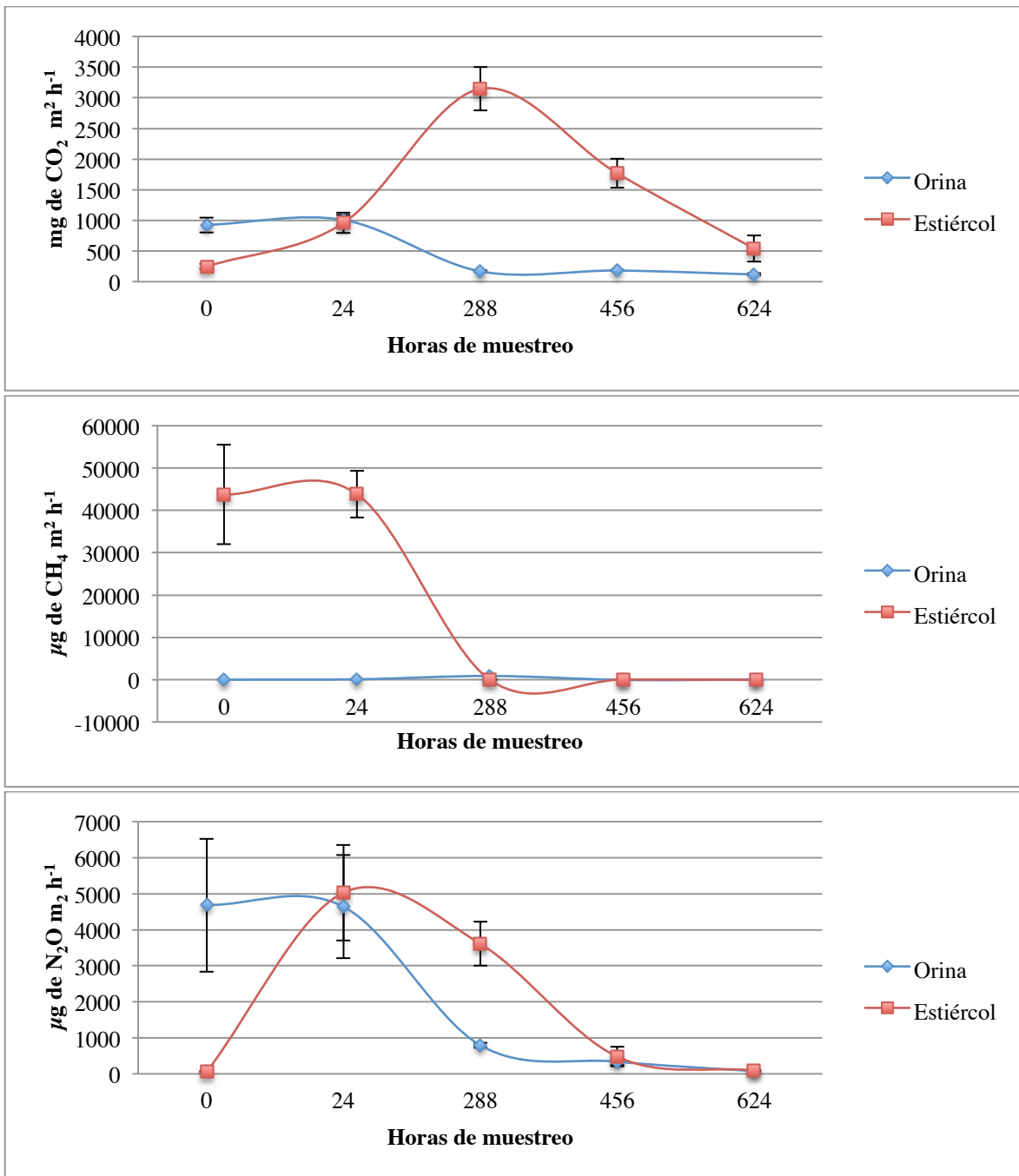
Con relación al SSPi evaluado, los flujos de las emisiones para estiércol y orina fueron contrastantes con los observados en el SILT. En el SSPi, la emisión de gases como CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> describieron diferencias ( $p = 0,003$  y  $p = 0,002$  respectivamente con prueba t de dos colas) entre la orina y el estiércol, caso contrario a lo observado para el N<sub>2</sub>O el cual no presentó diferencia para ambas excreciones ( $p = 0,64$ ). En promedio para el CO<sub>2</sub>, el estiércol tuvo emisiones de 1332 mg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup> frente 479 mg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup> de la orina durante todo el periodo de evaluación, y el metano presentó emisiones de 17495 vs 183 µg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup> para excretas y orina respectivamente. Los flujos presentados en el SSPi para estiércol y orina se observan en la Gráfica 2.2.

Específicamente para el CO<sub>2</sub> la orina tuvo un comportamiento relativamente estable durante el periodo evaluado, iniciando con emisiones máximas de 923 µg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup> aproximadamente hasta las 24 h, disminuyendo progresivamente hasta las 288 h donde alcanzó sus niveles más bajos. Este comportamiento fue totalmente contrario al estiércol el cual inició con niveles bajos de emisiones para CO<sub>2</sub> y alcanzo su pico máximo a las 288 h sobrepasando los 3000 µg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup>. Esto puede deberse a la inmovilización temporal de C durante la descomposición del estiércol lo cual igualmente puede condicionar las emisiones de N<sub>2</sub>O (van Groenigen *et al.*, 2005). Para el caso de CH<sub>4</sub> las emisiones en el SSPi también fueron diferentes al SILT, el estiércol alcanzó su máximos niveles a horarios tempranos y la orina durante el tiempo de evaluación, siempre se encontró muy estable como en gran parte lo estuvo en el sistema intensivo tradicional, sin reporte de una explicación clara para este comportamiento ya que normalmente existen picos en las emisiones para orina (Yamulki *et al.*, 1998).

Finalmente para el N<sub>2</sub>O, el estiércol del SSPi tuvo un comportamiento algo similar al descrito en el SILT alcanzando un pico de emisión más pronunciado (5000 µg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup>). Comprando estiércol y orina las emisiones fueron más tardías en estiércol, debido probablemente a la menor volatilización de sus componentes en esta excreción como se expreso anteriormente. Estos resultados pueden ser atribuidos al alto contenido de materia seca del estiércol, reduciendo el potencial de su N para infiltrarse en el suelo, lo que restringe la interacción con la comunidad microbiana del suelo. La lluvia y el riego son factores clave para el transporte de estiércol en el suelo mientras que es fresco. Sin embargo, bajo condiciones secas, el estiércol se pierde humedad y forman una costra, reduciendo la difusión del gas en el aire (Yamulki *et al.*, 1998). En el estudio actual, unas costras se observaron dentro de varias semanas después de la deposición en ambos sitios,

esto puede favorecer una variabilidad muy grande en las emisiones provenientes de estiércol.

**Gráfica 2. 2** Flujo de las emisiones de GEI provenientes de estiércol y orina en el SSPi



A partir de las características del SSPi (dieta, animales, capacidad de carga, entre otras), se calcula que los animales pueden excretar alrededor de 46,79 kg de N animal<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> vía

estiércol (34 % de lo consumido – Capítulo 2 - 0,37 kg/animal/día) y 42,88 kg vía orina, representando el 31,2% del N ingestado (0,39 kg/animal/día). Por hectárea, de acuerdo a la intensidad de rotación y capacidad de carga se estimó una descarga de 140,37 kg de nitrógeno año<sup>-1</sup> gracias al estiércol y 128,64 por orina. Los valores encontrados en este trabajo coinciden con datos reportados por Haynes y Williams (1993) y Smith *et al.* (2005), quienes estimaron descargas de N vía estiércol entre 130 y 1040 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> y por orina entre 300 y 600 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.

**Tabla 2. 1** Porcentaje de pérdidas de N vía N<sub>2</sub>O en ambos sistemas para estiércol y orina

|             | <b>Estiércol</b> | <b>Orina</b> |
|-------------|------------------|--------------|
| <b>SILT</b> | 1,77%            | 3,47%        |
| <b>SSPi</b> | 1,37%            | 0,30%        |

SILT: Sistema intensivo de lechería tropical; SSPi: Sistema silvopastoril intensivo.

De acuerdo al N promedio por excreta en cada sistema y las emisiones determinadas de N<sub>2</sub>O, se logró estimar la pérdida de N por óxido nitroso durante los 26 días de evaluación. En la Tabla 2.1 se presentan los porcentajes de pérdidas en los dos sistemas durante este periodo. El sistema intensivo de lechería tropical describió mayor porcentaje tanto en estiércol como en orina frente al SSPi, probablemente por mayor porcentaje de N en este primero y a la humedad presente gracias al riego aplicado allí.

Los valores reportados en esta evaluación se encuentran cercanos a lo recomendado por el IPCC, quien ha sugerido para los cálculos de los inventarios nacionales, un factor de emisión para N<sub>2</sub>O por excrementos animales (estiércol y orina) en praderas del 2% del N depositado (IPCC, 2001). De igual forma algunos trabajos sugieren que hay evidencia suficiente para desagregar también este factor de emisión por los tipos de excretas (estiércol y orina) y así caracterizar de una mejor forma las emisiones. Dichos estudios sugieren que la proporción de N perdido como N<sub>2</sub>O por el ganado en pastoreo se encuentra entre el 0,1 a 4% del N en la orina y de 0,1 a 0,7% del N en el estiércol (Oenema *et al.*, 1997; van Groenigen *et al.*, 2005). Según estos dos últimos valores, las emisiones reportadas en este trabajo se encontraron por encima para las dos excreciones, aspecto que reafirma la importancia de llevar a cabo evaluaciones en escenarios particulares para lograr conocer las emisiones reales y disminuir la incertidumbre.

La mayoría de los estudios que comparan los factores de emisión de N<sub>2</sub>O de la orina y estiércol sugieren factores mayores para la orina (de Klein *et al.*, 2004; Sherlock *et al.*, 2003b; van Groenigen *et al.*, 2005). Sin embargo, Allen *et al.* (1996) y Sherlock *et al.* (2003a) observaron valores similares para el estiércol y orina, mientras Wachendorf *et al.* (2008) encontraron mayores emisiones de N<sub>2</sub>O en el excremento del ganado en comparación con la orina, esto proporciona más apoyo para la desagregación de los factores de emisión basada en el tipo de excretas, como sugiere van Groenigen *et al.* (2005).

Los resultados de este estudio proporcionan apoyo a la desagregación de los factores de emisión de excretas de orina y estiércol. Esto proporcionará un cálculo más preciso de la emisión total de excrementos de animales depositado sobre pasturas (van Groenigen *et al.*, 2006; Luo *et al.*, 2010).

Finalmente comparando las dos excreciones entre sistemas, se observaron diferencias en las emisiones tanto para estiércol como para orina en los tres gases evaluados. Puntualmente para estiércol, el SSPi presentó mayores emisiones de CO<sub>2</sub> encontrándose diferencia (p= 0,034) pero no en los flujos de CH<sub>4</sub> ( p = 0,079), solo el SILT describió mayores emisiones de N<sub>2</sub>O al generar 4663 frente a 1854 µg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup> en el SSPi (p=0,032). En la Tabla 2.2 se presentan los valores encontrados para los dos escenarios.

**Tabla 2. 2** Emisiones (µg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup>) de estiércol y orina para ambos sistemas de producción

|                  | Estiércol             |                        |         |                 | Orina                 |                       |          |                 |
|------------------|-----------------------|------------------------|---------|-----------------|-----------------------|-----------------------|----------|-----------------|
|                  | SILT                  | SSPi                   | EEM     | <i>p- value</i> | SILT                  | SSPi                  | EEM      | <i>p- value</i> |
| CO <sub>2</sub>  | 664867,3 <sup>b</sup> | 1309227,2 <sup>a</sup> | 618627  | 0,034           | 814470,3 <sup>a</sup> | 456517,2 <sup>b</sup> | 618627   | 0,034           |
| CH <sub>4</sub>  | 6575,7                | 17324,6                | 5585,11 | 0,079           | 8759,6 <sup>a</sup>   | 186,7 <sup>b</sup>    | 13506,44 | 0,042           |
| N <sub>2</sub> O | 4600,1 <sup>a</sup>   | 1312,7 <sup>b</sup>    | 1027,53 | 0,029           | 14857,7 <sup>a</sup>  | 1694,7 <sup>b</sup>   | 12650,2  | 0,002           |

a,b Medias en una fila dentro de una misma fuente de emisión con diferente letra son estadísticamente diferentes, acorde con la prueba de Tukey (p<0,05). SILT: Sistema intensivo de lecharía tropical; SSPi: Sistema silvopastoril intensivo. EEM: Error estándar de la media.

Así como para el estiércol, las emisiones por orina de igual manera describieron algunas diferencias entre sistemas. Para los tres gases en evaluación, el sistema intensivo tradicional mostró mayores emisiones, ya que el SSPi en promedio emitió sólo 47,9; 2,2 y 11,6% de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O respectivamente, de lo encontrado en el SILT, como se pudo observar en la Tabla 2.2.

Las emisiones de metano en estiércol dependen de la composición de la suspensión y su volumen, al igual que de su temperatura y tiempo de almacenamiento o estadía en campo. Cuanto mayor sea el contenido de los ácidos grasos volátiles y otros compuestos orgánicos degradables, y mayor es la temperatura y el tiempo de almacenamiento, mayor serán las emisiones de CH<sub>4</sub> (Oenema *et al.*, 2007).

La relación C/N es considerada como uno de los factores más importantes en el control del la descomposición de la materia orgánica (Gallardo, 2001), y por tanto es empleada como predictor del potencial de descomposición de la hojarasca y estiércol. En general, se considera que una relación C/N <25, en el material, favorece la descomposición (Singer y Munns, 1999). Otros indicadores que revelan limitaciones en el proceso de descomposición son la relación N/P (Smith, 2002), y la presencia de taninos en las excretas, al favorecer complejos que asocian componentes como la proteína, restringiendo sus reacciones y por



ende sus emisiones.

El patrón general para la pérdida de peso de la materia orgánica como el estiércol en descomposición comprende dos fases de estado, una inicial de rápido desarrollo por el lavado de compuestos solubles y la descomposición de materiales lábiles como: azúcares, algunos fenoles, proteínas y almidones, y una segunda fase más lenta, como resultado de la descomposición de elementos recalcitrantes como celulosa, hemicelulosa, taninos y lignina (Arellano *et al.*, 2004). Por otra parte, durante la descomposición de la materia orgánica pueden llegar a diferenciarse tres fases para la liberación de nutrientes: una inicial de rápida liberación de componentes solubles, en la que dominan los procesos de lavado, seguida por una fase de inmovilización, y finalmente una fase de liberación neta (Weerakkody y Parkinson 2006). Esta liberación puede tomar varios caminos dependiendo de diferentes factores como la humedad, la temperatura, la disponibilidad de nutrientes en el suelo, la especie, la edad y, fundamentalmente, la calidad de la MO (concentraciones de N y P; relaciones C/N y N/P; contenido de lignina, taninos, etc.). Estas características de calidad pueden determinar a su vez la biomasa microbiana y la mineralización de los nutrientes (Liao *et al.*, 2006; Huang *et al.*, 2007).

Los valores de flujos de N<sub>2</sub>O obtenidos en este estudio oscilaron en promedio entre 430 y 4683 µg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup> para orina y entre 93 y 5031 µg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup> para estiércol, valores sensiblemente mayores a los reportados en otros trabajos donde reportaron rangos entre 300 y 4900 µg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup> (de Klein *et al.*, 2004; Berger, 2011).

**Tabla 2. 3** Coeficientes de correlación de los flujos en estiércol y orina frente a la temperatura interna de las cámaras y humedad del suelo.

| Excreción | Sistema | Gas              | Humedad<br>(Coef. Pearson) | Error Estandar | <i>p</i> - value | Temperatura<br>(Coef. Pearson) | Error Estandar | <i>p</i> - value |
|-----------|---------|------------------|----------------------------|----------------|------------------|--------------------------------|----------------|------------------|
| Orina     | SILT    | CO <sub>2</sub>  | -0,52                      | 0,04           | 0,018            | -0,48                          | 0,04           | 0,031            |
|           |         | CH <sub>4</sub>  | -0,5                       | 0,04           | 0,135            | -0,5                           | 0,04           | 0,023            |
|           |         | N <sub>2</sub> O | 0,28                       | 0,05           | 0,225            | -0,02                          | 0,05           | 0,934            |
|           | SSPi    | CO <sub>2</sub>  | 0,47                       | 0,04           | 0,035            | -0,34                          | 0,04           | 0,131            |
|           |         | CH <sub>4</sub>  | 0,19                       | 0,05           | 0,402            | 0,15                           | 0,05           | 0,510            |
|           |         | N <sub>2</sub> O | 0,31                       | 0,05           | 0,178            | -0,29                          | 0,05           | 0,202            |
| Estiércol | SILT    | CO <sub>2</sub>  | -0,2                       | 0,05           | 0,376            | 0,72                           | 0,02           | 0,001            |
|           |         | CH <sub>4</sub>  | -0,36                      | 0,04           | 0,114            | 0,13                           | 0,05           | 0,557            |
|           |         | N <sub>2</sub> O | -0,18                      | 0,05           | 0,438            | -0,24                          | 0,05           | 0,300            |
|           | SSPi    | CO <sub>2</sub>  | 0,2                        | 0,05           | 0,397            | 0,26                           | 0,05           | 0,397            |
|           |         | CH <sub>4</sub>  | 0,57                       | 0,03           | 0,114            | -0,43                          | 0,04           | 0,008            |
|           |         | N <sub>2</sub> O | 0,52                       | 0,04           | 0,008            | 0,31                           | 0,04           | 0,016            |

Los patrones del flujo de emisión de N<sub>2</sub>O mostraron variabilidad a lo largo del período de muestreo para los tres gases, en algunos casos, picos agudos de emisión en ambas excreciones. En general, estos picos pudieron estar asociados a manejos como la

fertilización y riego en el sistema intensivo tradicional, además de patrones de precipitación, concordando con lo observado por otros autores (Carter, 2007; Orwin *et al.*, 2010). Estudios realizados por de Klein *et al.* (2006), y Hyde *et al.* (2006) coinciden en que el factor hidrológico es el que mayor control ejerce sobre la emisión de N<sub>2</sub>O. Los períodos que presentaron baja humedad del suelo, mantuvieron las emisiones de N<sub>2</sub>O en valores bajos, al igual que lo observado por Williams *et al.* (1999). Esta tendencia también se pudo observar en las emisiones de CH<sub>4</sub> pero no para CO<sub>2</sub>, aunque no se encontró una correlación alta (valores por debajo de 0,5) entre los flujos y la humedad (Tabla 2.3).

### 2.2.2 Flujo de las emisiones de GEI en praderas y bosque (Experimento 2 y 3)

Debido a la importancia que tienen tanto las características físicas como químicas de los suelos sobre las emisiones de GEI generadas por estos, en la Tabla 2.3 y 2.4 se presentan las principales particularidades de los suelos de ambos sistemas bovinos y del bosque evaluado, para así establecer homogeneidad en este y asegurar que los flujos encontrados son atribuidos al efecto del sistema.

Dentro de las características químicas de los suelos se lograron identificar algunas particularidades para cada uno, estas diferencias se identificaron en las características químicas pero no en las físicas (Tablas 2.4 y 2.5). Las diferencias encontradas se deben probablemente al manejo particular bajo el cual se encuentra cada uno, ya que dos sistemas son pastoreados por animales, hay diferenciación de fertilización y para el caso del SILT, periódicamente es regado. Gracias a que los suelos de ambas praderas contaban con características físicas similares se pudieron establecer contrastes entre los sistemas.

Particularmente el pH en el sistema intensivo de lechería tropical registró valores más ácidos que el SSPi y el bosque ( $p < 0,0001$ ). De igual forma el SILT tuvo mayor cantidad de MO, Mg, S y N, además, describió valores superiores de N-NH<sub>4</sub> y N-NO<sub>3</sub> que el SSPi y el bosque encontrándose diferencias para MO, N y N-NO<sub>3</sub> ( $p=0,007$ ;  $p=0,004$  y  $p=0,016$ ), factores que facilitan las emisiones particularmente de N<sub>2</sub>O al favorecer condiciones para las reacciones nitrificación y desnitrificación (Kersebaum, 2007; de Klein y Eckard, 2008). Según lo encontrado la producción de N<sub>2</sub>O en el sistema intensivo tradicional, las altas emisiones probablemente están regidas por el proceso de desnitrificación gracias a la elevada concentración de N-NO<sub>3</sub> como lo argumentan autores como Zaman *et al.* (2007). Cabe destacar, que en sistemas ganaderos el proceso de desnitrificación es más común (de Klein y Eckard, 2008).

**Tabla 2.4** Características químicas de los suelos en cada uno de los sistemas

| Sistema | Cámara | pH   | MO<br>(g kg <sup>-1</sup> ) | P<br>(mg kg <sup>-1</sup> ) | K<br>(cmol kg <sup>-1</sup> ) | Ca<br>(cmol kg <sup>-1</sup> ) | Mg<br>(cmol kg <sup>-1</sup> ) | Na<br>(cmol kg <sup>-1</sup> ) | S<br>(mg kg <sup>-1</sup> ) | CIC<br>(cmol kg <sup>-1</sup> ) | N<br>(%) | N-NH <sub>4</sub><br>(mg kg <sup>-1</sup> ) | N-NO <sub>3</sub><br>(mg kg <sup>-1</sup> ) |
|---------|--------|------|-----------------------------|-----------------------------|-------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|-----------------------------|---------------------------------|----------|---|---|
| SILT    | 1      | 6,67 | 62,53                       | 71,04                       | 1,02                          | 13,08                          | 8,07                           | 0,40                           | 74,07                       | 23,00                           | 0,26     | 3,97  | 32,76                                       |

|               |                  |         |       |        |      |       |       |      |       |       |       |      |       |
|---------------|------------------|---------|-------|--------|------|-------|-------|------|-------|-------|-------|------|-------|
|               | 2                | 6,73    | 53,43 | 80,10  | 0,98 | 12,94 | 7,26  | 0,21 | 63,34 | 10,98 | 0,23  | 0,53 | 30,66 |
|               | 3                | 6,64    | 48,89 | 82,14  | 1,12 | 10,13 | 5,27  | 0,11 | 60,00 | 17,30 | 0,21  | 2,54 | 24,07 |
|               | 4                | 6,66    | 53,45 | 84,80  | 1,22 | 11,14 | 6,55  | 0,21 | 51,96 | 19,50 | 0,24  | 1,51 | 72,35 |
|               | Promedio         | 6,67    | 54,57 | 79,5   | 1,08 | 11,82 | 6,78  | 0,23 | 62,34 | 17,69 | 0,23  | 2,13 | 39,96 |
| <b>SSPi</b>   | 1                | 7,07    | 39,78 | 73,50  | 1,19 | 8,83  | 3,53  | 0,06 | 31,46 | 14,10 | 0,18  | 2,33 | 3,71  |
|               | 2                | 7,23    | 42,82 | 141,37 | 2,24 | 10,16 | 3,97  | 0,07 | 30,59 | 17,00 | 0,19  | 2,99 | 4,85  |
|               | 3                | 7,12    | 25,35 | 158,81 | 0,46 | 9,16  | 3,15  | 0,23 | 35,47 | 13,90 | 0,14  | 2,31 | 3,28  |
|               | 4                | 7,17    | 34,47 | 154,62 | 1,11 | 9,41  | 3,36  | 0,14 | 48,96 | 14,20 | 0,17  | 2,15 | 2,83  |
|               | Promedio         | 7,14    | 35,61 | 132,07 | 1,25 | 9,39  | 3,50  | 0,12 | 36,62 | 14,8  | 0,17  | 2,44 | 3,66  |
|               | <i>p - value</i> | <0,0001 | 0,007 | 0,03   | 0,67 | 0,019 | 0,002 | 0,19 | 0,006 | 0,313 | 0,004 | 0,71 | 0,015 |
| <b>Bosque</b> | General          | 7,5     | 48,90 | 120,54 | 1,08 | 11,7  | 4,1   | 0,18 | -     | 19,9  | 0,12  | 11   | 24    |

pH: Concentración de iones de hidronios; MO: Materia orgánica; P: Fósforo; K: Potasio; Mg: Magnesio; Na: Sodio; S: Azufre; CIC: Capacidad de intercambio catiónico; N: Nitrógeno; N-NH<sub>4</sub>: Nitrógeno amoniacal; N-NO<sub>3</sub>: Nitratos. SILT: Sistema intensivo de lecharía tropical; SSPi: Sistema silvopastoril intensivo.

Con relación a las características físicas de los suelos no se encontraron diferencias importantes como se puede observar en la Tabla 2.5, razón por la cual no hay argumentos claros para asegurar que las emisiones pudieron estar regidas por estas características. Para estos suelos probablemente no se presentan problemas de mal drenaje y baja difusión del O<sub>2</sub>, aspectos que no deben favorecer en gran medida emisiones especialmente de N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> (Oenema *et al.*, 2005; Luo *et al.*, 2010).

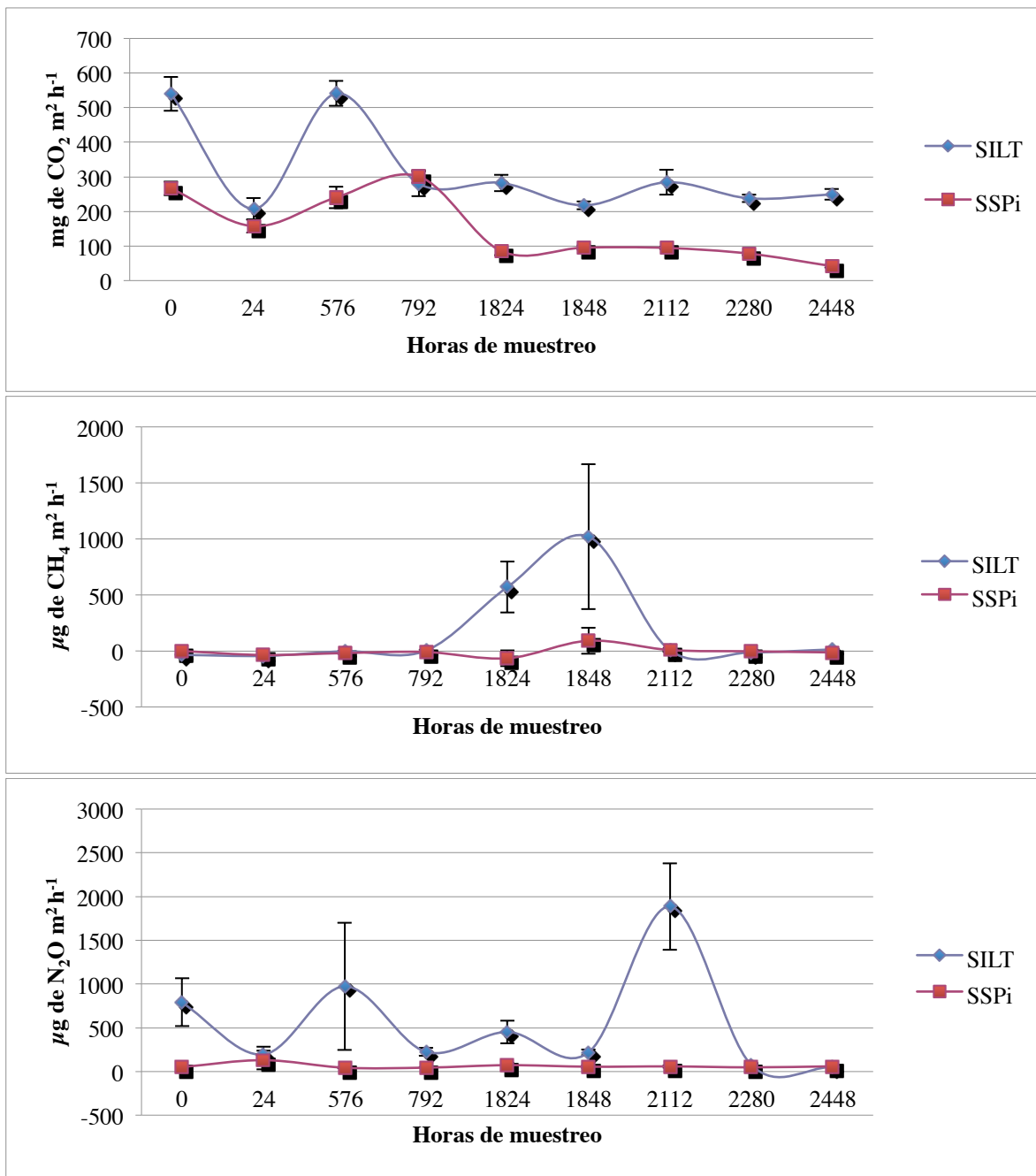
**Tabla 2. 5** Características físicas de los suelos en cada uno de los sistemas

| Sistema       | Cámara           | Arcilla (%) | Arena (%) | Limo (%) | DA (g cc <sup>-1</sup> ) | DR (g cc <sup>-1</sup> ) | Porosidad total (%) | Macroporos (%) | Mesoporos (%) | Microporos (%) |
|---------------|------------------|-------------|-----------|----------|--------------------------|--------------------------|---------------------|----------------|---------------|----------------|
| <b>SILT</b>   | 1                | 26,20       | 16,47     | 57,33    | 1,29                     | 2,51                     | 48,66               | 12,52          | 9,58          | 32,39          |
|               | 2                | 23,17       | 20,66     | 56,17    | 1,32                     | 2,52                     | 47,65               | 12,85          | 10,19         | 31,28          |
|               | 3                | 20,91       | 34,93     | 44,16    | 1,34                     | 2,61                     | 48,68               | 13,85          | 11,71         | 29,50          |
|               | 4                | 23,59       | 29,42     | 46,98    | 1,10                     | 2,49                     | 55,88               | 15,72          | 8,70          | 27,24          |
|               | Promedio         | 23,46       | 25,37     | 51,16    | 1,26                     | 2,53                     | 50,21               | 13,73          | 10,04         | 30,10          |
| <b>SSPi</b>   | 1                | 18,37       | 37,47     | 44,16    | 1,24                     | 2,56                     | 51,71               | 19,99          | 8,78          | 24,01          |
|               | 2                | 17,50       | 37,22     | 45,28    | 1,57                     | 2,55                     | 38,34               | 11,00          | 6,02          | 34,17          |
|               | 3                | 17,30       | 27,46     | 55,15    | 1,31                     | 2,69                     | 51,20               | 16,13          | 8,51          | 28,37          |
|               | 4                | 19,30       | 35,07     | 45,64    | 1,35                     | 2,61                     | 48,14               | 16,57          | 8,97          | 29,65          |
|               | Promedio         | 18,11       | 34,30     | 47,55    | 1,36                     | 2,60                     | 47,34               | 15,92          | 8,07          | 29,05          |
|               | <i>p - value</i> | 0,03        | 0,111     | 0,41     | 0,28                     | 0,14                     | 0,46                | 0,31           | 0,07          | 0,67           |
| <b>Bosque</b> | General          | 14,00       | 62,00     | 24,00    | 1,32                     | 2,72                     | 51,51               | -              | -             | -              |

DA. Densidad aparente; DR: Densidad real. SILT: Sistema intensivo de lecharía tropical; SSPi: Sistema silvopastoril intensivo.

En la Gráfica 2.3 se presentan los flujos de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O en las praderas de ambos sistemas durante el periodo de evaluación (experimento 2). Para los flujos de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O el SILT describió mayores emisiones en promedio que el SSPi (p<0,0001), ambos sistemas presentaron valores de 315 590 vs 151 154; 170,37 vs -3,73 y 541,3 vs 62,9 µg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup> de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O respetivamente, permitiendo que el SSPi solo emita el 48, 2 y 12% de lo emitido por el sistema intensivo de lecharía tropical para cada uno de los gases.

**Gráfica 2.3.** Flujo de emisiones de GEI durante el periodo de evaluación en praderas



Los dos sistemas antes del pastoreo (hora cero) iniciaron con emisiones relativamente alta como se observa en la Gráfica 2.3, siendo para el SILT aproximadamente un 100% más de CO<sub>2</sub> comparado con el SSPi. El sistema de lechería intensiva presentó su máxima emisión a las 554 h pos pastoreo y el SSPi presentó dicho pico a las 792 horas, tiempo antes de iniciarse una nueva rotación.

En cuanto al CH<sub>4</sub> durante en tiempo de evaluación, este gas estuvo muy constante, solo identificándose un pico en ambos sistemas momentos después del segundo pastoreo, lo cual coincide probablemente con la presencia de animales y riego para el SILT, pero no fue establecido el efecto de este en los flujos. Dicho pico se presentó dos días después de regarse las zonas de pastoreo. También cabe destacar que en muchos de los momentos de evaluación el SSPi tuvo flujos negativos, evidenciando que este sistema puede oxidar CH<sub>4</sub> y así ser una fuente de mitigación de GEI. Es importante mencionar que así como los pastizales puede emitir cierta cantidad de CH<sub>4</sub>, estos igualmente pueden oxidarlo a una velocidad mayor que las tierras de cultivo (6 y 3 kg de CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente) (Hendriks *et al.*, 2007).

Algunos autores han encontrado que durante la época de lluvias las emisiones se incrementan ya que se puede ver con mayor incidencia las condiciones anaerobias por saturación de agua en el suelo y cuando las condiciones de humedad son escasas, asociado con una disminución de las lluvias, se empiezan a generarse procesos oxidativos donde actúan las bacterias aeróbicas que favorecen las acumulaciones de metano, llegando a niveles donde el comportamiento es de sumideros de metano (Visscher *et al.*, 2007). Adicional a las condiciones antes mencionadas, los flujos de CH<sub>4</sub> pueden verse influenciados por la especie de pasto. Pastrana *et al.* (2011) en un estudio donde evaluaron tres accesiones de *Brachiaria humidicola* (Rendle) Schweickhardt bajo tres niveles de fertilización, encontraron diferencias estadísticas en la interacción genotipo por dosis de fertilización (p<0,05), lo cual indicó un comportamiento diferencial del genotipo evaluado en la emisión de metano bajo las diferentes dosis de fertilización.

En suelos bajo inundación, aproximadamente el 80% del CH<sub>4</sub> es consumido por bacterias metanótrofas que habitan la interface suelo-agua y la rizósfera de las plantas (Gilbert y Frenzel, 1995). En estos microambientes el acceso al oxígeno es posible por difusión a través de la columna de agua o directamente desde las raíces de la planta, a la vez que el acceso al CH<sub>4</sub> es facilitado por difusión desde las zonas anaerobias circundantes en las cuales puede desarrollarse la metanogénesis.

Se destaca que para este estudio ninguna de las fuentes de emisión (praderas, estiércol y orina) presentaron alguna relación con la temperatura experimentada en las cámaras y con la humedad del suelo, ya que ninguna presentó coeficientes superiores a 0,5, siendo la humedad la variable que aparentemente tuvo mayor correlación (Tabla 2.6).

**Tabla 2. 6** Coeficientes de correlación de los flujos en praderas y bosque frente a la temperatura interna de las cámaras y humedad del suelo.

| Sistema | Gas             | Humedad<br>(Coef. Pearson) | Error Estandar | p - value | Temperatura<br>(Coef. Pearson) | Error Estandar | p - value |
|---------|-----------------|----------------------------|----------------|-----------|--------------------------------|----------------|-----------|
| SILT    | CO <sub>2</sub> | -0,145                     | 0,029          | 0,399     | 0,434                          | 0,024          | 0,008     |

|               |                       |        |       |       |        |       |       |
|---------------|-----------------------|--------|-------|-------|--------|-------|-------|
|               | <b>CH<sub>4</sub></b> | 0,33   | 0,026 | 0,05  | -0,294 | 0,027 | 0,082 |
|               | <b>N<sub>2</sub>O</b> | 0,09   | 0,029 | 0,603 | 0,499  | 0,022 | 0,002 |
|               | <b>CO<sub>2</sub></b> | 0,028  | 0,029 | 0,873 | -0,262 | 0,027 | 0,122 |
| <b>SSPi</b>   | <b>CH<sub>4</sub></b> | 0,024  | 0,029 | 0,891 | 0,206  | 0,028 | 0,229 |
|               | <b>N<sub>2</sub>O</b> | -0,03  | 0,029 | 0,863 | 0,073  | 0,029 | 0,863 |
|               | <b>CO<sub>2</sub></b> | -0,002 | 0,056 | 0,994 | 0,124  | 0,055 | 0,601 |
| <b>Bosque</b> | <b>CH<sub>4</sub></b> | 0,473  | 0,043 | 0,035 | 0,408  | 0,046 | 0,074 |
|               | <b>N<sub>2</sub>O</b> | 0,101  | 0,055 | 0,672 | 0,079  | 0,055 | 0,742 |

Finalmente para el N<sub>2</sub>O, este gas fue el que tuvo mayores diferencias entre los sistemas bovinos, describiendo el sistema intensivo tradicional picos durante todo el periodo de trabajo mientras el SSPi tuvo un comportamiento muy estable no sobrepasando los 200 µg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup>, caso contrario al SILT el cual llego a tener un pico de hasta 1900 µg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup> de N<sub>2</sub>O. Esta condición se debe probablemente al régimen de fertilización que el SILT tiene con componentes nitrogenados, condición sustentada en la elevada presencia de N-NH<sub>4</sub> y N-NO<sub>3</sub> en los suelos del sistema.

La producción de N<sub>2</sub>O en suelos agrícolas se da básicamente como producto intermedio de actividades microbianas en procesos tales como la nitrificación y la desnitrificación (Singurindy *et al.*, 2009). Estudios de campo indican que generalmente los valores altos de emisión de N<sub>2</sub>O se encuentran ligados al proceso de desnitrificación, por lo que esta última sería la principal fuente de N<sub>2</sub>O bajo escenarios de producción ganadera intensiva, aunque la nitrificación es un proceso importante ya que es el responsable de convertir el N de la orina, urea o fertilizantes basados en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a N<sub>2</sub>O (de Klein y Eckard, 2008).

Finalmente contrastando los dos sistemas bovinos frente al bosque (Experimento 3), se estableció que este último para los tres gases tuvo diferencia con el SILT (p<0,001) pero con relación al sistema silvopastoril solo tuvo diferencias en las emisiones de CO<sub>2</sub>, las cuales fueron superiores en el sistema de bosque. En la Tabla 2.6 se muestran las emisiones promedio en cada uno de los sistemas durante el periodo de evaluación. Es importante destacar que no fue posible demostrar la homogeneidad del suelo entre las dos praderas y el bosque, por lo cual probablemente las diferencias entre sistemas en cuanto a los flujos de GEI puedan estar condicionadas por las características del suelo.

**Tabla 2. 7** Emisiones (µg m<sup>2</sup> h<sup>-1</sup>) del suelo en los tres sistemas bajo estudio

|               | <b>CO<sub>2</sub></b> | <b>CH<sub>4</sub></b> | <b>N<sub>2</sub>O</b> |
|---------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| <b>SILT</b>   | 254293 <sup>a</sup>   | 320,8 <sup>a</sup>    | 537,21 <sup>a</sup>   |
| <b>SSPi</b>   | 178673 <sup>b</sup>   | 5,2 <sup>b</sup>      | 59,06 <sup>b</sup>    |
| <b>Bosque</b> | 78908 <sup>c</sup>    | -23,3 <sup>b</sup>    | 52,80 <sup>b</sup>    |

|                 |          |        |        |
|-----------------|----------|--------|--------|
| <i>p- value</i> | <0,0001  | 0,047  | 0,011  |
| <b>EEM</b>      | 42511,86 | 658,61 | 869,58 |

<sup>a,b,c</sup> Medias en una columna dentro de una misma fuente de emisión con diferente letra son estadísticamente diferentes, acorde con la prueba de Tukey ( $p < 0,05$ ). SILT: Sistema intensivo de lecharía tropical; SSPi: Sistema silvopastoril intensivo; EEM: Error estándar de la media.

Los valores encontrados en praderas estuvieron cercanos a flujos reportados por otros autores (Hide *et al.*, 2006; Muñoz, *et al.*, 2011 y Pastrana *et al.*, 2011), quienes consiguieron flujos para CH<sub>4</sub> entre -10 a 280  $\mu\text{g m}^2 \text{h}^{-1}$  y para N<sub>2</sub>O entre 120 a 680  $\mu\text{g m}^2 \text{h}^{-1}$ .

## 2.3 Conclusiones

Según los resultados encontrados en este estudio se puede concluir que sistemas como los SSPi pueden tener menores emisiones de GEI en sus praderas que sistemas intensivos de lechería, a pesar de tener capacidades de carga por encima de 2,5 UGG y ofrecer densidades altas de leguminosas, llegando al punto de tener niveles de emisiones en suelo cercanas a las de un bosque. De igual manera se puede decir que bajo nuestras condiciones probablemente factores como los del IPCC para emisiones de estiércol y orina no tendrían mucha aplicación ya que las emisiones en estas excreciones aparentemente pueden ser algo diferentes. Finalmente cabe destacar que los suelos bajo sistemas con un alto uso de insumos externos pueden ser una fuente muy importante de GEI, la cual muchas veces no es tomada en cuenta, ya que puede llegar a emitir hasta 1,52 kg de CO<sub>2</sub> m<sup>2</sup> año<sup>-1</sup>, 1573 mg de CH<sub>4</sub> m<sup>2</sup> año<sup>-1</sup> y 4563 mg de N<sub>2</sub>O m<sup>2</sup> año<sup>-1</sup>.

## Bibliografía

- Allen, A.G., Jarvis, S.C. & Headon, D.M. (1996). Nitrous oxide emissions from soils due to inputs of nitrogen from excreta return by livestock on grazed grassland in the U.K. *Soil Biol. Biochem.* 28, 597–607.
- Arellano, R., Paolini, J., Vásquez, L. & Mora, E. (2004). Producción y descomposición de hojarasca en tres agroecosistemas de café en el estado de Trujillo, Venezuela. *Rev. Forest. Venez.* 48, 7-14.
- Berger, L. (2011). Informe de pasantía para optar por el título de Licenciatura en ciencias Biológicas: Emisiones de Óxido nitroso producidas por la actividad ganadera en el Uruguay en condiciones de pastoreo. Facultad de Ciencias, Universidad de la Republica, Montevideo, Uruguay. 42 pp.
- Boeckx, P. & Van Cleemput, O. (2001). Estimates of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes from agricultural lands in various regions in Europe. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60, 35–47.
- Burt, R. (Ed.). (2004). Soil Survey Laboratory Methods Manual Version 4. USDA-NRCS. Nebraska, USA. pp 735
- Carter, M.S. (2007). Contribution of nitrification and denitrification to N<sub>2</sub>O emissions from urine patches. *Soil Biol. Biochem.* 39, 2091–2102.
- Chu, Y. H. & Yagi, K. (2007). NO, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes in Winter barley field of Japanese Andisol as affected by N fertilizer management, *Soil Biology & Biochemistry*, 39 (1), 330 – 339.

- Ciarlo, E. (2009). Tesis Doctoral: Controles biológicos y no biológicos de las emisiones de gases nitrogenados (N<sub>2</sub>O y N<sub>2</sub>) en suelos agrícolas y ganaderos. Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires, Argentina. pp 129.
- de Klein, C.A.M. & Eckard, R.J. (2008). Targetted technologies for nitrous oxide abatement from animal agriculture. *Aust. J. Exp. Agric.*, 48, 14–20
- de Klein, C.A.M., & Ledgard, S.F. (2005). Nitrous oxide emissions from New Zealand agriculture—key sources and mitigation strategies. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 72, 77–85.
- de Klein, C.A.M., Li, Z. & Sherlock, R.R. (2004). Determination of the N<sub>2</sub>O emission factor from animal excreta or urea, following a winter application in two regions of New Zealand. Report for MAF Policy. Wellington, New Zealand, p. 31.
- Di, H.J. & Cameron, K.C. (2006). Nitrous oxide emissions from two dairy pasture soils as affected by different rates of a fine particle suspension nitrification inhibitor, dicyandiamide (DCD). *Biol. Fertil. Soils*, 42, 472-480.
- Flessa H., Ruser R., Dörsch P., Kamp T., Jimenez M.A., Munch J.C. & Beese F. (2002). Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) from two farming systems in southern Germany. *Agr., Ec. & Env*, 91, 175–189
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Bernsten, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D.C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Mand, S. & Van Dorland, R. (2007). Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller HL (eds) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge. Recuperado el 01 de Agosto del 2014 en: <https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-chapter2.pdf>
- Galbally, I.E., Meyer, M.C.P., Wang, Y., Smith, C.J. & Weeks, I.A. (2010). Nitrous oxide emissions from a legume pasture and the influences of liming and urine addition. *Agric. Ecosys. Environ.* 136, 262–272.
- Gallardo, A. (2001). Descomposición de hojarasca en ecosistemas mediterráneos. En: Zamora RR, Pugnaire de Iraola FI (Eds.), *Ecosistemas Mediterráneos: Análisis funcional. Consejo Superior de Investigaciones Científicas y Asociación Española de Ecología Terrestre. Granada*, pp. 94-122.
- Gilbert, B. & Frenzel, P. (1995). Methanotrophic bacteria in the rhizosphere of rice microsoms and their effect on pore-water methane concentration and methane emission. *Biol. Fertil. Soils*, 20, 93-100.
- Haynes, R.J. & Williams, P.H. (1993). Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Adv. Agron*, 49, 119–199
- Hendriks, D.M.D., van Huissteden, J., Dolman, A.J. & van der Molen, M.K. (2007). The full greenhouse gas balance of an abandoned peat meadow. *Biogeosciences*, 4, 411–424.
- Hide, B. P., Hawkins, M. J., Fanning, A. F., Noonan, D., Ryan, M., O`Toole, P. & Carton, O. T. (2006). Nitrous oxide emissions from a fertilized and grazed grassland in the South East of Ireland. *Nutr Cycl Agroecosyst.* 75, 187–200
- Holdridge, L.R. (1967). Life Zone Ecology. Tropical Science Centre, San Jose, California, USA.
- Holland, E., Robertson, G., Greenberg, J. Groffman, P., Boone, R. & Gosz, J. (1999). Soil CO<sub>2</sub> N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> exchange. En: Standard soil methods for long-term ecological research. Oxford University Press. pp. 185-201
- Hristov, A.N., Oh, J., Lee, C., Meinen, R., Montes, F., Ott, T., Firkins, J., Rotz, A., Dell, C., Adesogan, A., Yang, W., Tricarico, J., Kebreab, E., Waghorn, G., Dijkstra, J. & Oosting, S. (2013). Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production – A review of technical options for non-CO<sub>2</sub> emissions. Edited by Pierre J. Gerber, Benjamin Henderson and Harinder P.S. Makkar. FAO Animal Production and Health Paper No. 177. FAO, Rome, Italy.
- Hutchinson, G.L. & Mosier, A.R. (1981). Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45, 311-316.



- Hyde, B.P., Hawkins, M.J., Fanning, A.F., Noonan, D., Ryan, M., O'Toole, P. & Carton, O.T. (2006). Nitrous oxide emissions from a fertilized and grazed grassland in the south east of Ireland. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 75, 187–200.
- Huang, J., Wang, X. & Yan, E. (2007). Leaf nutrient concentration, nutrient resorption and litter decomposition in an evergreen broad-leaved forest in eastern China. *Forest Ecol. Manag.* 239, 150-158.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2001). Climate Change 2001: The Scientific Basis. En J. T. Houghton, Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. Van der Linden, X. Dai, C. A. Jonson (Edits.). United Kingdom and New York, USA: Cambridge University Press. Recuperado el 30 de Julio de 2014, de <http://www.ipcc.ch/ipccreports/tar/wg1/>
- Intergovernmental Panel on Climate Change. (IPCC). (2007). Climate Change 2007: Synthesis Report. En: C. W. Team, R. K. Pachauri, & A. Reisinger, Edits.) Recuperado el 30 de Julio de 2014, de [http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/publications\\_ipcc\\_fourth\\_assessment\\_report\\_synthesis\\_report.htm](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_synthesis_report.htm)
- International Organization for Standardization. (1999). Animal feeding stuffs. Determination of moisture and other volatile matter content. ISO 6496. Geneva, Switzerland
- Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC). (1999). NTC 4657. Alimento para animales. Determinación del contenido de nitrógeno y cálculo del contenido de proteína cruda. Método Kjeldahl. Bogotá, Colombia.
- Kim Deug-Soo & Kim Jo-Chun. (2002). Soil nitric and nitrous oxide emissions from agricultural and tidal flat fields in southwestern Korea. *J. Environ. Eng. Sci.* 1, 359 – 369.
- Kersebaum, K. C. (2007). Modelling nitrogen dynamics in soil–crop systems with HERMES. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 77, 39–52.
- Kreuzer, M., & Hindrichsen, I.K. (2006). Methane mitigation in ruminants by dietary means: the role of their methane emission from manure. *International Congress Series*, 1293, 199-208.
- Lovell, R.D., & Jarvis, S.C. (1996). Effect of cattle dung on soil microbial biomass C and N in a permanent pasture soil. *Soil Biol. Biochem.* 28, 291–299.
- Liao, J.H., Wang, H.H., Tsai, CH.CH. & Hseu, Z.Y. (2006). Litter production, decomposition and nutrient return of uplifted Coral Reef tropical forest. *Forest Ecol. Manag.* 235, 4-185.
- Luo, J., Lindsey, S.B., & Ledgard, S.F. (2008). Nitrous oxide emissions from animal urine application on a New Zealand pasture. *Biol. Fert. Soils* 44, 463–470.
- Luo, J., C.A.M. de Klein, S.F. Ledgard, & S. Saggar. (2010). Management options to reduce nitrous oxide emissions from intensively grazed pastures: a review. *Agriculture Ecosystems & Environment* 136, 282-2.
- Machefert S.E., Dise N.B., Goulding K.W.T. & Whitehead P.G. (2002). Nitrous oxide emission from a range of land uses across Europe. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6 (3), 325–337.
- Monaghan, R.M. & Barraclough, D. (1993). Nitrous oxide and dinitrogen emissions from urine-affected soil under controlled conditions. *Plant Soil*, 151, 127–138.
- Montenegro, J. & Abarca, S. (2002). Los sistemas silvopastoriles y el calentamiento global: un balance de emisiones. *Agronomía Costarricense* 26 (1), 17-24.
- Muñoz, C., Saggar, S., Berben, P., Giltrap, D. & Jha, Neha. (2011). Influence of Waiting Time After Insertion of Base Chamber Into Soil on Produced Greenhouse Gas Fluxes. *Chilean Journal of Agricultural Research*. 71 (4) 610 - 614
- Murgueitio, E., Calle, Z., Uribe, F., Calle, A. & Solorio, B. (2011). Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *Forest Ecology and Management*. 261(10), 1654–1663.
- Normas Técnicas Colombianas 5264 – NTC. (2008). Calidad del suelo. Determinación del pH en suelos. Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. Bogotá, Colombia. pp 7.
- Normas Técnicas Colombianas 5403– NTC. (2008). Calidad del suelo. Determinación del Catbono Orgánico. Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. Bogotá, Colombia. pp 8.

- Nunes, R. M., Diniz Valadares, R. F., Valadares Filho, S. C., Cecon, P. R., Rennó, L. N. & Da Silva, J. M. (1999). Uréia para vacas em lactação. Estimativas do volume urinário, da produção microbiana e da excreção de uréia. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 30 (6), 1948 – 1957.
- Oenema, O., Wrage, N., Velthof, G.L., van Groenigen, J.W., Dolfing, J. & Kuikman, P.J. (2005). Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutr. Cycl. Agroecosyst*, 72, 51–65.
- Oenema, O., Velthof, G.L., Yamulki, S. & Jarvis, S.C. (1997). Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use Manage.* 13, 288–295.
- Oenema, O., Oudendag, D. & Velthof GL. (2007). Nutrient losses from manure management in the European Union. *Livestock Science* , 112, 261-272.
- Orwin, K.H., Bertram, J.E., Clough, T.J., Condon, L.M., Sherlock, R.R., O’Callaghan, M., Ray, J. & Baird, D.B. (2010). Impact of bovine urine deposition on soil microbial activity, biomass, and community structure. *Applied Soil Ecology* 44, 89–100.
- Pastrana, I., Reza, S., Espinosa, M., Suárez, E. & Díaz, E. (2011). Efecto de la fertilización nitrogenada en la dinámica del óxido nitroso y metano en *Brachiaria humidicola* (Rendle) Schweickhardt. *Revista Corpoica - Ciencia y Tecnología Agropecuaria* 12 (2), 134-142.
- Rondón M., Fernandes E., Wandelli E. & Da Silva R. (2001). Tesis Doctoral: Fluxes of methane from soils in the Central Amazon: The role of agroforestry systems.. Department of Crop and Soil Sciences. Cornell University.
- Saggar, S., Andrew, R. M., Tate, K. R., Hedley, C. B., Rodda, N. J. & Townsend, J. A. (2004). Modelling nitrous oxide emissions from dairy grazed pastures. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 68, 243-255.
- Saggar, S., Luo, D.L., Giltrap, & M. Maddena. (2009). Nitrous oxide emissions from temperate grasslands: processes, measurements, modeling and mitigation.. In Sheldon, A.I., and E.P. Barnhart (eds.) Nitrous oxide emissions research progress. Environmental Science, Engineering and Technology Series. Nova Science Publishers, New York, USA. 1-66 p.
- Shelton, M. (1996). El género *Leucaena* y su potencial para los trópicos. En: Tyrone Clavero (edi) *Leguminosas forrajeras arbóreas en la agricultura tropical*. Fundación Polar, Universidad del Zulia, Centro de transferencia de tecnología en pastos y forrajes. Maracaibo, Venezuela, p 17-28.
- Sherlock, R.R., de Klein, C.A.M. & Li, Z., (2003a). Determination of the N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emission factor from animal excreta, following a summer application in 3 regions of New Zealand. Report for MAF Policy. Wellington, New Zealand, p. 28.
- Sherlock, R.R., de Klein, C.A.M. & Li, Z., (2003b). Determination of the N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emission factor from animal excreta, following a spring application in 3 regions of New Zealand. Report for MAF Policy. Wellington, New Zealand, p. 28.
- Smith, V.H. (2002). Effects of resource supply ratios on the structure and function of microbial communities. *Antonie van Leeuwenhoek*, 81, 99–106.
- Smith, L.C., Monaghan, R.M., Ledgard, S.F. & Catto, W.D. (2005). The effectiveness of different nitrification inhibitor formulation in limiting nitrate accumulation in a Southland pastoral soil. *N. Z. J. Agric. Res.* 48, 517–529.
- Singer, M.J. & Munns, D.N. (1999). Soils an Introduction. Fourth edition. Prentice Hall. Upper Saddle River. USA.
- Singurindy, O., Molodovskaya, M., Richards, B.K. & Steenhuis, T.S. (2009). Nitrous oxide emission at low temperatures from manure-amended soils under corn (*Zea mays* L.). *Agric. Ecosyst. Environ*, 132, 74-81.
- Sordi, A., Dieckow, J., Bayer, C., Albuquerque, M.A., Piva, J.T., Zanatta, J.A., Tomazi, M., Rosa, C.M., & Moraes, A. (2014). Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 90, 94 – 103
- Statistical Analysis System (SAS). (2001). SAS institute Inc., SAS/STAT; Software Versión 9.1 Cary, NC, USA.

- Uchida, Y., Clough, T. J., Kelliher, F. M., Hunt, J. M. & Sherlock, R. R. (2011). Effects of bovine urine, plants and temperature on N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions from a sub-tropical soil. *Plant Soil* 345, 171–186.
- Valadares, R. F. D., Broderick, G. A., Valadares, S. C. & Clayton, M. K. (1999). Effect of replacing alfalfa silage with high moisture corn on ruminal protein synthesis estimated from excretion of total purine derivatives. *Journal of Dairy Science*, 82, 2686 - 2696.
- van Groenigen, J.W., Kool, D.M., Velthof, G.L., Oenema, O. & Kuikman, P.J. (2006). Mitigating N<sub>2</sub>O emissions from urine patches in pastures. *Int. Congr. Series 1293*, 347–350.
- Van Groenigen, J.W., Kuikman, P.J., de Groot, W.J.M. & Velthof, G.L. (2005). Nitrous oxide emissions from urine-treated soil as influenced by urine composition and soil physical conditions. *Soil Biol. Biochem.* 37, 463–473
- Visser, A., Boeckx, P. & Cleemput, O. (2007). Artificial methane sinks. In: Reay DS, Hewitt CN, Smith KA, Grace J, (edit). *Greenhouse gas sinks*. Wallingford, UK: CAB International. pp 184-200.
- Wachendorf, C., Lampe, C., Taube, F. & Dittert, K. (2008). Nitrous oxide emissions and dynamics of soil nitrogen under <sup>15</sup>N-labeled cow urine and dung patches on a sandy grassland soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 171, 171–180.
- Weerakkody, J. & Parkinson, D. (2006). Input, accumulation and turnover of organic matter, nitrogen and phosphorus in surface organic layers of an upper montane rainforest in Sri Lanka. *Pedobiologia*, 50, 377-383.
- Williams D.L., Ineson P. & Coward P.A. (1999). Temporal variations in nitrous oxide fluxes from urine-affected grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 779-788.
- Yamulki, S., Jarvis, S.C. & Owen, P. (1998). Nitrous oxide emissions from excreta applied in a simulated grazing pattern. *Soil Biol. Biochem.* 30, 491–500.

### 3. Capítulo 3. Dinámica de fermentación y producción *in vitro* de metano en dietas de sistemas silvopastoriles intensivos con *L. leucocephala* y sistemas convencionales orientados a la producción de leche

#### Resumen

Con el objetivo de contribuir al conocimiento de las emisiones de CH<sub>4</sub> por fermentación entérica, se llevó a cabo una evaluación *in vitro* de la degradación y dinámica de fermentación de dietas ofrecidas bajo condiciones de pastoreo, en dos sistemas silvopastoriles intensivos (SSPi) con *L. leucocephala* y dos sistemas convencionales (SC) con y sin suplementación por medio de la técnica de producción de gases. En general, las dietas ofrecidas en ambos SSPi tuvieron contenidos de nutrientes adecuados para bovinos de leche, alcanzando valores de PC superiores al 15%, contenidos promedio de FDN y FDA de un 50 y 30% respectivamente y una aceptable oferta de minerales como Ca y P. Con relación a la degradación de la MS, hubo diferencia en DIVMS entre tratamientos, especialmente de los SSPi y SC con suplementación frente al SC sin suplementación, siendo más clara a las 12 y 24 horas ( $p < 0,0001$ ). La DIVMS a las 72 de incubación fue 59,65; 58,59; 56,06 y 56,18% para los tratamientos, sin encontrarse diferencia ( $p = 0,067$ ). La producción de gas a los primeros horarios presentó diferencia para las cuatro dietas ( $p < 0,05$ ), mostrando el SSPi1 las mayores producciones y SC sin suplementación las menores (16,71 vs 9,73 y 36,72 vs 19,94 ml g<sup>-1</sup> de MO incubada para las 3 y 6 horas, respectivamente). La producción de gas al máximo horario de incubación (72 horas) fue de 195,11; 189,08; 186,56 y 184,55 ml g<sup>-1</sup> de MO incubada para SC sin suplementación, SSPi2, SC con suplementación y SSPi1, respectivamente. En cuanto a las emisiones de CH<sub>4</sub>, no hubo diferencias entre los sistemas (SSPi y SC) con suplementación, pero si entre los sistemas SSPi y SC sin suplementación evidenciando un efecto de la *L. leucocephala* en las emisiones (8 % menos CH<sub>4</sub> por kg de MS consumida) ( $p = 0,0029$ ). Se concluye que en los SSPi se generan menores emisiones de CH<sub>4</sub> frente a SC sin suplementación. Además, el incremento de la calidad de la dieta forrajera puede contribuir a disminuir las emisiones por kg de MS consumida.

**Palabras claves:** Animales en pastoreo, calidad nutricional, cambio climático, fermentación entérica, gases de efecto invernadero (GEI).

## Abstract

With the aim of contributing to the knowledge of CH<sub>4</sub> emissions from enteric fermentation, an *in vitro* evaluation of degradation and fermentation dynamics of diets offered under grazing conditions in two intensive silvopastoral systems (ISS) with *L. leucocephala* and two conventional systems (CS) with or without supplementation was carried out by means of the gas production technique. In general, diets offered in both ISS has adequate contents of nutrients for dairy cattle, having CP contents above 15%, average NDF and ADF contents of 50 and 30%, respectively, and an acceptable content of minerals such as calcium and phosphorous. With respect to IVDMD, differences were observed between treatments, especially with the ISS and CS with supplementation versus CS without supplementation, the difference being greater at 12 and 24 hours ( $p < 0.0001$ ). IVDMD after 72 h was 59.65; 58.59; 56.06 and 56.18% with no difference between treatments ( $p = 0.067$ ). Early gas production accumulation showed first differences for the four diets ( $p < 0.05$ ), being greater for ISS1 and lowest for the unsupplemented CS (16.71 vs. 9.73 and 36.72 vs. 19.94 ml g<sup>-1</sup> incubated OM at 3 and 6 hours, respectively). Maximum gas production (72 hours) was 195.11; 189.08; 186.56 and 184.55 ml g<sup>-1</sup> incubated OM for CS without supplementation, ISS2, CS with supplementation and ISS1, respectively. As for CH<sub>4</sub>, there was no difference between systems (ISS1 and SC) with supplementation, but there was between unsupplemented ISS and SC systems, showing an effect of *L. leucocephala* on emissions (8% less CH<sub>4</sub> per kg DM consumed) ( $p = 0.0029$ ). It is concluded that in ISS lower emissions of CH<sub>4</sub> are generated compared to CS without supplementation. Furthermore, the increased quality of the forage diet can help reduce emissions per kg DM consumed.

**Keywords:** Climate change, enteric fermentation, grazing animals, greenhouse gas emissions (GHG), nutritional quality.

## Introducción

Sin lugar a dudas el sector ganadero es una significativa fuente de gases de efecto invernadero (GEI) al generar gases como el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) y óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) (IPCC, 2007). Estos sistemas productivos contribuyen al cambio climático (CC) de manera directa e indirecta ya que pueden generar emisiones durante la fermentación entérica de los rumiantes, por el manejo de sus excretas, durante la fabricación y transporte de los insumos utilizados en los procesos productivos, durante el procesamiento de los productos obtenidos y por el cambio en el uso del suelo para la generación de nuevas zonas de pastoreo (Steinfeld *et al.*, 2006; IPCC, 2007; Murgueitio *et al.*, 2011, Hristov *et al.*, 2013). Las emisiones estimadas en el sector ganadero alcanzan 7,1

gigatoneladas (GT) de dióxido de carbono equivalente (CO<sub>2</sub>-eq) por año, que representan el 14,5% de las emisiones de GEI de origen antropogénico, siendo la producción de carne y leche vacuna responsables del 41% y el 29% respectivamente, de las emisiones totales del sector agropecuario (Gerber *et al.*, 2013).

Debido a la importancia de los sistemas bovinos en la generación de GEI, desde hace algunos años se busca implementar alternativas de mitigación enfocadas a la generación de un menor impacto ambiental y capaces de generar mayor productividad para suplir las demandas de los mercados. Sin embargo, en general se ha carecido de evaluaciones y argumentos firmes que avalen su real potencial en condiciones particulares (Murgueitio *et al.*, 2011; Molina, 2013). Diversos autores han coincidido en que el primer paso para determinar las potencialidades de mitigación de sistemas alternativos de producción, debe estar alrededor de evaluaciones bajo diversos escenarios que permitan disminuir la incertidumbre actualmente existente frente a las emisiones de GEI de origen animal (de Klein *et al.*, 2008; IPCC 2007; IDEAM, 2010; Hristov *et al.*, 2013).

La generación de CH<sub>4</sub> durante la fermentación entérica en rumiantes es influenciada por múltiples factores ambientales, alimenticios, nutricionales y otros inherentes al animal (Cardona *et al.*, 2005), por lo que las emisiones pueden variar considerablemente entre países, regiones o inclusive entre sistemas de producción. Esto dificulta la estimación de emisiones bajo condiciones específicas mediante la utilización de ecuaciones o factores de emisión generalizados.

Con el objetivo de determinar las emisiones de CH<sub>4</sub> por fermentación entérica, degradación y dinámica de fermentación de dietas ofrecidas en escenarios específicos de producción bajo condiciones de pastoreo, se llevó a cabo una evaluación *in vitro* de cuatro dietas ofrecidas en sistemas orientados a la producción de leche en zonas cálidas de Colombia por medio de la técnica de producción de gases.

## **3.1 Materiales y métodos**

### **3.1.1 Dietas y sistemas evaluados**

Las dietas evaluadas fueron las ofrecidas en un sistema silvopastoril intensivo (SSPi) con *Leucaena leucocephala* asociada a pasturas mejoradas con la presencia de árboles dispersos y un sistema convencional (SC) basado *Cynodon plectostachyus* ambos con suplementación al momento del ordeño, así como de un SSPi y un SC sin suplementación.

Las diferentes pasturas, arbustos y materias primas típicas que conformaban las dietas se recolectaron en el municipio de El Cerrito en el departamento del Valle del Cauca (Colombia), en La Reserva Natural El Hatico ubicada a 3° 38' 39" N y 76° 19' 11" O y en

la Finca El Trejito a 3° 39' 34" N y 76° 19' 29" O. Además, las dietas sin suplementación fueron cosechadas en el predio Lucerna ubicado en el municipio de Bugalagrande (Valle del Cauca) a 4° 13' 07" N y 76° 09' 03" O.

La Reserva Natural El Hatico se encuentra a una altitud de 1.000 m.s.n.m., cuenta con una precipitación promedio anual de 750 mm distribuida en forma bimodal (marzo a mayo y octubre a noviembre), una humedad relativa del 75%, temperatura media de 24°C, una evaporación de 1825 mm año<sup>-1</sup> y se ubica en la zona de vida de bosque seco tropical (bs-T) (Holdridge, 1976). El predio El Trejito se encuentra a una altura de 986 m.s.n.m., su temperatura media anual es de 25 °C, su humedad relativa es cercana al 75%, cuenta con una precipitación de 800 mm año<sup>-1</sup> y así como la R. N. El Hatico, se localiza bajo condiciones de bs – T según la clasificación ecológica de Holdridge (Holdridge, 1976). Finalmente, el predio Lucerna cuenta con una precipitación anual promedio de 1110 mm, se encuentra a 960 m.s.n.m y está bajo condiciones de bs-T (Holdridge, 1976).

Los forrajes se tomaron momentos antes de ser pastoreados. Para el caso del SC del predio El Trejito, la pastura *C. plectostachyus* fue cosechada 30 días post-pastoreo y las otras materias primas alimenticias como el cogollo de caña y el alimento concentrado en pellet y harina fueron recolectadas al momento del ordeño. En cuanto a los forrajes de los SSPi, en ambos predios leucaena y estrella se colectaron a 45 días de rebrote y las otras fuentes ofrecidas como suplementos (germen de maíz y harina de arroz) fueron tomadas al momento del ordeño. Es importante anotar que las especies forrajeras fueron cosechadas en época de verano para todas las dietas evaluadas.

Los porcentajes de inclusión para establecer la mezcla de cada dieta se calcularon a partir de los consumos de materia seca (MS) estimados gracias a la herramienta *Cornell Net Protein and Carbohydrate System* (CNCPS; Fox *et al.*, 2000), el pesaje de los suplementos ofrecidos al momento del ordeño y, la oferta en potrero particularmente para la leucaena y estrella en los SSPi, se basó en lo reportado por Cuartas *et al.*, (2014b), quienes encontraron que el consumo de la arbustiva es de aproximadamente 27% del consumo total MS en novillos. De igual manera, se usaron los valores reportados por Restrepo *et al.* (2013) y Gaviria *et al.* (2013), quienes con la técnica de n-alcanos determinaron el consumo animal en estos mismos sistemas. En la Tabla 3.1 se presenta los porcentajes de inclusión de cada componente en las dietas evaluadas.

**Tabla 3. 1.** Porcentaje (%) de inclusión de cada una de los componentes que conforman las dietas ofrecidas en los sistemas trabajados

---

| Sistemas Silvopastoriles<br>Intensivos | Sistemas convencionales |
|--|-------------------------|
|--|-------------------------|

---

| Componente de la dieta   | R. N. El Hatico (TTO1) | Lucerna (TTO2) | Componente de la dieta   | El Trejito (TTO3) | Lucerna (TTO4) |
|--------------------------|------------------------|----------------|--------------------------|-------------------|----------------|
| <i>C. plectostachyus</i> | 50,73                  | 73             | <i>C. plectostachyus</i> | 46,04             | 100            |
| <i>L. leucocephala</i>   | 16,86                  | 27             | Concentrado Pellet       | 31,67             | 0              |
| Salvado de Arroz         | 24,54                  | 0              | Concentrado Harina       | 10,56             | 0              |
| Germen de Maíz           | 7,88                   | 0              | Cogollo de Caña          | 11,73             | 0              |

### 3.1.2 Análisis bromatológico

Cada una de las dietas fueron analizadas en el Laboratorio de Bromatología de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, por su contenido de humedad y otras materias volátiles (MS), proteína cruda (PC), fibra en detergente ácido (FDA), fibra en detergente neutro (FDN), cenizas (Cen), extracto etéreo (EE), calcio (Ca) y fósforo (P).

El porcentaje de N y PC se determinó por el método de Kjeldahl según NTC 4657 (1999), FDN y FDA según la técnica secuencial descrita por Van Soest *et al.* (1991) según AOAC 2002.04 y 973.18 respectivamente (2005), y EE por extracción Soxhlet por inmersión (NTC 668, 1973). Finalmente el contenido de Cen se determinó por incineración directa en una mufla a 500 °C según AOAC 942.05 (2005) y el contenido de los minerales Ca y P se determinó por espectrofotometría AA y U.V- VIS basado en NTC 5151 (2003) y 4981 (2001), respectivamente.

### 3.1.3 Técnica de producción de gas

La técnica de producción de gases (TPG) fue realizada siguiendo las recomendaciones de Theodorou *et al.* (1994) y Posada y Rosero (2006). Un total de 180 botellas de vidrio distribuidas en los cuatro tratamientos (dietas), tres repeticiones, tres inóculos y cuatro horarios de sacrificio fueron trabajados. La capacidad de las botellas fue de 110 ml donde se incubaron 0,5 g de las dietas evaluadas, 5 ml de líquido ruminal y 45 ml de solución tampón (relación líquido ruminal : solución tampón, 1:9). La solución tampón fue preparada siguiendo las recomendaciones de Brooks y Theodorou (1997) saturada con CO<sub>2</sub> y mantenida en estufa a 39 °C hasta su adición a cada uno de los frascos, solución de macrominerales, microminerales, solución reductora y resarzurina. Es importante resaltar que por cada cuatro botellas con sustrato, se contaba con una botella que no contenía sustrato, denominada “blanco”.

El líquido ruminal fue obtenido de tres animales sacrificados en la Central Ganadera de la ciudad de Medellín (Colombia), la cual se encuentra a una altitud de 1536 msnm, cuenta con una temperatura media anual de 26 °C y una precipitación promedio de 1656 mm (Espinal, 1992). Los animales sacrificados se encontraban recibiendo una dieta a base de pastos tropicales como *C. plectostachyus*. El contenido ruminal fue extraído inmediatamente después de que el rumen fuera separado de los animales durante el proceso de faenado. El líquido fue colectado rápidamente de diferentes zonas del rumen y fue



almacenado en termos previamente calentados con agua a 39 °C para su transporte al laboratorio de Nutrición Animal de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, donde se realizó la técnica de producción de gases. Una vez en el laboratorio, el líquido ruminal se filtró nuevamente a través de paños de algodón y fue transferido a un Erlenmeyer sumergido en un baño maría a 39 °C, con gaseo constante de CO<sub>2</sub>.

Las mediciones de presión (PSI) de los gases se llevaron a cabo con las botellas inmersas en un baño maría a 39 °C en ocho horarios (3, 6, 9, 12, 24, 36, 48 y 72 h pos-inoculación), con la ayuda de un transductor de presión (Ashcroft Inc., USA) y a una válvula de tres vías. La primera vía fue conectada a una aguja hipodérmica de 9 mm que se insertaba en el interior de las botellas, la segunda al transductor de presión y la tercera a una jeringa plástica que sirvió para medir el volumen de gas. El gas recolectado hasta las 24 horas fue acumulado en botellas de 27 ml (Molina, 2013). Para corregir el volumen total de producción de gas a los diferentes horarios se usó la ecuación:  $Y=0,1312 + 4,9203x$ , la cual se determinó con el paquete estadístico SAS<sup>®</sup> a partir de las presiones y volúmenes medidos durante la prueba.

Los datos de producción de gas fueron ajustados a cuatro modelos matemáticos no lineales: el modelo exponencial (Orskov & McDonald, 1979), el logístico (Schofield *et al.*, 1994), el modelo de France (France *et al.*, 1993), y el modelo Gompertz (Lavrencic *et al.*, 1997). Después de evaluar la capacidad de ajuste de los modelos a partir de criterios como el coeficiente de determinación (R<sup>2</sup>), los cuadrados medios del error, y la diferencia entre los valores observados y los predichos, el modelo de mejor ajuste a la cinética fermentativa fue el Gompertz, el cual tuvo el más alto valor de R<sup>2</sup> y fue el que más se aproximó a la curva real de producción de gas. Este modelo tiene la siguiente ecuación:

$$Y = e^{a-be^{cx}} \quad (\text{Ec. 3.1})$$

### **Ecuación 3. 1. Modelo no lineal de Gompertz**

Donde, Y es igual a la producción acumulada de gas a un tiempo x, a > 0 es la producción máxima de gas, el parámetro b > 0 es la diferencia entre el gas inicial y el gas final a un tiempo x y el parámetro c > 0 describe la tasa específica de acumulación de gas.

Este modelo tuvo un R<sup>2</sup> de 0,996 y un error promedio de 2,4. El ajuste de las curvas de producción acumulativa de gas se realizó mediante procedimientos no lineales con la ayuda del programa CurveExpert Professional 1.3 (Hyams, 2012). La aplicación práctica de este modelo requiere la conversión de los parámetros a, b, c en medidas con significado biológico. Para este estudio, estas fueron: hora al punto de inflexión (HPI, h), gas al punto de inflexión (GPI, ml), tasa máxima de producción de gas (TMPG, ml h<sup>-1</sup>) y fase Lag (FL o

establecimiento microbiano, h). Para su estimación se usan las siguientes fórmulas:  $HPI = b/c$ ;  $GPI = a/e$ ;  $TMPG = (a*c)/e$ ;  $FL = ((b/c)-(1/c))$ ; donde “e” es el número de Euler, equivalente a  $\approx 2,718281828459$ .

Finalmente, para determinar la degradabilidad *in vitro* de la materia seca (DIVMS) se retiraron frascos del proceso de incubación a las 12, 24, 48 y 72 horas. Estos frascos fueron refrigerados a 4°C para detener el proceso de degradación. El contenido de cada frasco fue filtrado a través de papel filtro cuantitativo de peso conocido con un tamaño de poro de 0,5 mm. La MS degradada fue determinada por el secado del material filtrado a 65°C por 48 horas hasta obtener peso constante.

### **3.1.4 Determinación de la producción de metano**

La concentración de metano se determinó usando cromatografía de gases en muestras del gas acumulado durante las primeras 24 h de fermentación, las cuales fueron recolectadas en botellas de 27 ml. Las muestras de los gases fueron analizadas en un cromatógrafo de gases Shimadzu® GC-14A con un detector FID. El programa Class VP de Shimadzu® se utilizó para operar el cromatógrafo de gases y para procesar las señales obtenidas calculando las concentraciones (en ppm) del gas en relación a los estándares. Para transferir las muestras desde los frascos hacia el cromatógrafo de gases, se utilizó una jeringa de vidrio de 5 ml para inyectar 4 ml vía un loop de 3 ml. La operatividad y condiciones del cromatógrafo fueron las existentes en el laboratorio de servicios ambientales del Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT) localizado en la ciudad de Palmira, Valle del Cauca (Colombia).

### **3.1.5 Análisis estadístico**

Los resultados se analizaron utilizando un diseño en bloques completos al azar. Cada sistema de producción contó con dos tratamientos para un total de cuatro tratamientos, tres repeticiones por horario de estudio (cuatro tiempos de sacrificio: 12, 24, 48 y 72 h) y tres inóculos diferentes, siendo esta última la variable de bloqueo y la repetición estadística.

Las variables analizadas fueron: Producción de gas acumulado (ml) por gramo de materia orgánica (MO), la desaparición de MS (%), los parámetros obtenidos mediante el modelo de Gompertz para la producción de gas, el metano por gramo de MS y materia seca degradada (MSD, g), y el porcentaje de energía bruta (EB) transformada en metano. La comparación de las medias se hizo mediante la prueba de Tukey. La normalidad de los datos se evaluó con la prueba de Shapiro-Wilk sobre los residuales originales con el PROC GLM y para el ajuste de los datos del volumen de la producción de gases a modelos matemáticos no lineales se utilizó el PROC NLIN. Para los análisis estadísticos se usó el software SAS®,

versión 9.1 (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA, 2001). El modelo utilizado se describe a continuación:

$$Y_{ij} = \mu + \tau_i + \beta_j + \varepsilon_{ij}$$

Donde:

$Y_{ij}$ : Observaciones del j-ésimo sujeto asignado al tratamiento i

$\mu$ : Media general de la población

$\tau_i$ : Efecto del i-ésimo tratamiento según la dieta del sistema de producción

$\beta_j$ : Efecto del j-ésimo bloque

$\varepsilon_{ij}$ : Error experimental.

## 3.2 Resultados y discusión

### 3.2.1 Composición química de las dietas evaluadas

En la Tabla 3.2 se presentan las fracciones químicas de las dietas evaluadas tanto en los SSPi como en los sistemas convencionales. En general, las dietas tuvieron una composición química adecuada para animales orientados a la producción de leche, debido a su contenido de PC superior al 15%, niveles promedio de FDN y FDA de un 50 y 30% respectivamente y una aceptable oferta de minerales como Ca y P. Solamente, el TTO4 presentó valores aparentemente bajos de PC y niveles elevados de fibra debido a que incluía solamente *C. plectostachyus*.

A pesar de que las dietas TTO1 y TTO3 contaban con la inclusión de alimentos concentrados comerciales (harina de arroz y gluten de maíz), sus características químicas no distan de lo aportado por la dieta TTO2 (dieta silvopastoril sin suplementación), especialmente en contenido de PC respectivamente aunque tuvo 1,43 y 1,32 veces más FDA. Esto se debe a la inclusión de la leguminosa *L. leucocephala* en el TTO3, la cual se caracteriza por contenidos elevados de PC (>20%) y bajos contenidos de FDN y FDA. Autores como Molina *et al.*, (2013) reportaron que esta leguminosa puede contener hasta tres veces más de PC que las gramíneas comúnmente ofrecidas en condiciones de bosque seco tropical. De la misma manera, un alto contenido de proteína ha sido frecuentemente reportado en leucaena, encontrándose valores de 22,3 y 30,0% en los estudios de Cardona *et al.* (2002) y Yousuf *et al.* (2007), respectivamente. Por su parte, Tedonkeng *et al.* (2005) reportaron contenidos de proteína de 24,88 y 28,02% en muestras de leucaena cosechada en época seca y lluviosa. Estos valores confirman el potencial de esta especie como fuente proteica en la alimentación de bovinos en pastoreo (Rodríguez *et al.*, 2005 y Cuartas *et al.*, 2014b).

**Tabla 3. 2.** Fracciones químicas de las dietas evaluadas (%)

| Tratamientos | EB (Mcal kg <sup>-1</sup> ) | PC (%) | FDN (%) | FDA (%) | EE (%) | Cen (%) | Ca (%) | P (%) |
|--------------|-----------------------------|--------|---------|---------|--------|---------|--------|-------|
| <b>TTO1</b>  | 4118                        | 17,5   | 47,9    | 26,9    | 6,6    | 8,99    | 0,41   | 0,73  |
| <b>TTO2</b>  | 4056                        | 15,94  | 60,78   | 38,6    | 1,58   | 10,76   | 0,45   | 0,27  |
| <b>TTO3</b>  | 4305                        | 16,25  | 51,3    | 29,2    | 2,8    | 10,08   | 0,73   | 0,24  |
| <b>TTO4</b>  | 3942                        | 11,69  | 69,84   | 40,87   | 1,46   | 11,83   | 0,28   | 0,28  |

EB: Energía Bruta; PC: Proteína cruda; FDN: Fibra en detergente neutro; FDA: Fibra en detergente ácido; EE: Extracto etéreo; Cen: cenizas; Ca: Calcio; P: Fósforo. TTO1: SSPi con *L. leucocephala* y suplementación; TTO2: SSPi con *L. leucocephala* sin suplementación; TTO3: SC con suplementación; TTO4: SC basado en pasto estrella sin suplementación.

En cuanto a los contenidos de FDA y FDN en *L. leucocephala*, autores como Flórez, *et al.* (1998); Pedraza *et al.* (2003); Sandoval *et al.* (2005) y García *et al.* (2009) reportaron valores de 23,4 y 39,5% para ambas fracciones respectivamente, contenidos muy inferiores a lo comúnmente encontrados en pasturas tropicales que fácilmente pueden sobrepasar el 60% (Barahona y Sánchez, 2005), por lo que la inclusión de leguminosas como *L. leucocephala* puede favorecer la oferta de nutrientes y la productividad animal (Murgueitio *et al.*, 2011; Cuartas *et al.*, 2014a). También, la inclusión de esta leguminosa en praderas con gramíneas puede ayudar al reciclaje de nutrientes, la recuperación de la biota, la fertilidad del suelo y la diversidad biológica, entre otros (Pagiola *et al.*, 2007; Alonso, 2011).

Observando ambos SSPi (TTO1 y TTO2) se pudo encontrar que a pesar de que TTO1 incluye materias primas como salvado de arroz y gluten de maíz (32% de total de MS), no estuvo alejado en sus contenidos de nutrientes frente al TTO2, por lo que es posible ofrecer una oferta adecuada de nutrientes en sistemas basados solo en SSPi con *L. leucocephala*. Autores como Rivera *et al.* (2012); Gaviria *et al.* (2012); Mahecha *et al.* (2013) y Cuartas *et al.*, (2014b) han encontrado que la base forrajera de estos sistemas sin suplementación puede permitir una producción de hasta 10 l animal<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> en ganado lechero y ganancias de hasta 800 g animal<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> en sistemas de ceba, con cargas cercanas a las 3,5 unidades gran ganado (U.G.G) a través de gran parte del año.

Con relación a los minerales y al EE. la inclusión de leucaena en un sistema convencional de solo pasturas (TTO4), puede incrementar los tenores de Ca en un 37,7% y el de EE en un 8%. Molina (2013) reportó que si bien pasturas como *C. plectostachyus* pueden contener mayor cantidad de minerales totales, leguminosas como *L. leucocephala* ofrecen dos veces más Ca, sin existir una clara diferencia en P.

Finalmente, en sistemas convencionales como el TTO4, sería necesaria la inclusión de gran cantidad de suplementos para lograr la oferta de nutrientes alcanzada bajo los SSPi. Esto es evidente en la dieta convencional con suplementación (TTO3) la con aproximadamente

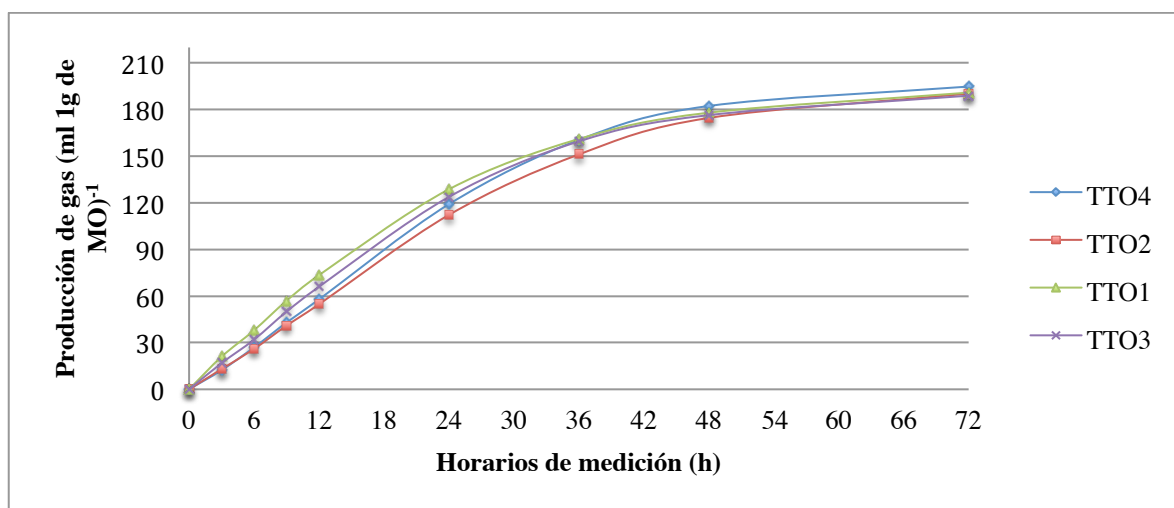
42% de alimento concentrado mostró características químicas proximales cercanas a los SSPi , exceptuando los contenidos de fibra.

### 3.2.2 Producción acumulada de gas

La cinética de fermentación del alimento depende de la proporción de material soluble, insoluble pero potencialmente degradable e indegradable del alimento, así como de los procesos de hidratación del sustrato y de colonización microbiana (Groot *et al.*, 1996). Bajo las condiciones del presente estudio se encontró que los forrajes evaluados en mezclas presentaron mejores fermentaciones, especialmente en horarios tempranos, lo cual sugiere efectos sinérgicos de componentes de estos forrajes y materias primas. Varios autores reportan que la composición química de los forrajes afecta el volumen de gas producido y la producción máxima de gas. Nsahlai *et al.* (1995), encontraron que la producción de gas está relacionada con la degradación de la FDN, por lo que hay una tendencia al aumento de la producción de gas en aquellos forrajes donde el contenido de FDN es mayor.

Las producciones de gases acumuladas de las cuatro dietas evaluadas fueron ajustadas al modelo de Gompertz, con el fin de describir las curvas a través de los diferentes horarios trabajados y por la posibilidad que ofrece este modelo de tener una buena interpretación biológica. En la Gráficas 3.1 se presenta la curva de producción de gas de las dietas evaluadas expresadas a 1 g de MO.

**Gráfica 3. 1.** Producción acumulada de gas durante la fermentación *in vitro*



TTO1: SSPi con *L. leucocephala* y suplementación; TTO2: SSPi con *L. leucocephala* sin suplementación; TTO3: SC con suplementación; TTO4: SC basado en pasto estrella sin suplementación.

La producción de gas a los primeros horarios presentó diferencia para las cuatro dietas ( $p < 0,0001$ ), mostrando el TTO1 las mayores producciones y TTO4 las menores producciones (16,71 vs 9,73 y 36,72 vs 19,94 ml g<sup>-1</sup> de MO incubada para los horarios de 3 y 6 horas

respectivamente). Esta misma tendencia se mantuvo hasta el horario de las 36 horas, cuando las diferentes dietas no fueron significativas ( $p= 0,4791$ ). Cabe destacar que la producción de gas al horario máximo de incubación (72 h) fue de 195,11; 189,08; 186,56 y 184,55 ml g<sup>-1</sup> de MO incubada para los TTO4, TTO2, TTO3 y TTO1 respectivamente.

El comportamiento de esta prueba es comprensible si se recuerda que TTO1 y TTP3 contenían una importante cantidad de granos y otras materias primas como se observa en la Tabla 3.1 (>30% de la MS total incubada), los cuales cuentan con una mayor fermentación que los forrajes a horarios tempranos (Rivera *et al*, 2013). Igualmente se debe mencionar que hasta las 36 horas el TTO2 (SSPi sin suplementación) presentó mayor producción de gas que TTO4, debido seguramente a la presencia de *L. leucocephala*. Además, al final de la incubación, las dietas con mayor porcentaje de forraje (TTO4 y TTO2) fueron los tratamientos con la mayor producción de gas acumulado (195,11 y 189,08 respectivamente).

Sommart *et al.* (2000) sugirió que el volumen de gas es un buen parámetro para predecir la degradabilidad, producto final de fermentación y la síntesis de proteína microbiana del sustrato por los microbios del rumen. Se ha demostrado que la digestibilidad *in vitro* de materia seca y de la materia orgánica tienen una alta correlación con el volumen de gas producido. Por otra parte, buena parte del gas se produce cuando el sustrato se fermenta a acetato o butirato, mientras que la menor producción de gas se asocia con producción de propionato (Ngamsaeng *et al.*, 2006).

La velocidad a la que diferentes componentes químicos son fermentados es un reflejo del crecimiento microbiano y accesibilidad por parte de estos a la alimentación (Getachew *et al.*, 2004). Se ha reportado que los alimentos ricos en precursores de ácido propiónico (los ricos en almidón) producen menos gas que aquellos ricos en precursores de los ácidos acético y butírico (Beever y Mould, 2000). Como consecuencia, estos autores concluyeron que la producción de gas *in vitro* provee poca información aparte de la estimación de las tasas de fermentación. Así, estos datos deben ser complementados con datos de degradación de los sustratos, perfiles de ácidos grasos volátiles y crecimiento bacteriano (Blümmel *et al.*, 1999).

Los resultados encontrados en este trabajo coinciden con evaluaciones realizadas por Huang *et al.* (2011), Molina *et al.* (2013), Rivera *et al* (2013) y Naranjo (2014), quienes encontraron mayores acumulaciones de gas a horarios tempranos de incubación cuando fueron incluidas leguminosas como *L. leucocephala* y/o alimentos basados en granos, como los alimentos concentrados.

En la Tabla 3.3 se muestran los parámetros obtenidos con el modelo Gompertz para los cuatro tratamientos evaluados. No hubo diferencias en las producciones máximas de gas ( $a$ )

entre las dietas ( $p=0,0524$ ). Estos resultados son consistentes con trabajos donde se han evaluado forrajeras y algunos suplementos (Sallam *et al.*, 2010; Rivera *et al.*, 2012) e indican que al inicio de la incubación es necesario un tiempo de adaptación de los microorganismos a los sustratos evaluados, presentándose producciones mayores a horarios tempranos en dietas con leguminosas y/o granos. Sin embargo, al final de la fermentación dietas con mayor cantidad de gramíneas y forrajeras alcanzan la producción máxima gracias a su contenido de pared celular que se relaciona con mayor producción de gas (Mauricio *et al.*, 1999; Posada y Noguera, 2005).

**Tabla 3. 3.** Parámetros del modelo Gompertz encontrados en las dietas evaluadas

| Parámetros  | TTO1               | TTO2               | TTO3               | TTO4               | <i>p-value</i> | EEM   |
|-------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|----------------|-------|
| <i>a</i>    | 185,57             | 191,93             | 186,63             | 192,48             | 0,0524         | 2,385 |
| <i>b</i>    | 1,13               | 1,24               | 1,13               | 1,28               | 0,0004         | 0,020 |
| <i>c</i>    | 0,090              | 0,080              | 0,089              | 0,085              | 0,3950         | 0,002 |
| <b>HPI</b>  | 11,82 <sup>b</sup> | 16,30 <sup>a</sup> | 12,95 <sup>b</sup> | 15,40 <sup>a</sup> | <,0001         | 0,427 |
| <b>GPI</b>  | 68,59              | 69,78              | 67,98              | 70,59              | 0,2330         | 0,877 |
| <b>TMPG</b> | 6,44 <sup>a</sup>  | 5,68 <sup>b</sup>  | 6,33 <sup>ab</sup> | 6,47 <sup>a</sup>  | 0,0145         | 0,158 |
| <b>FL</b>   | 0,98 <sup>c</sup>  | 3,92 <sup>a</sup>  | 1,93 <sup>b</sup>  | 3,56 <sup>a</sup>  | <,0001         | 0,243 |

<sup>a,b,c</sup> Medias en una fila con diferente letra son estadísticamente diferentes, acorde con la prueba de Tukey ( $p<0,05$ ). a: Producción máxima de gas; b: Diferencia entre el gas inicial y final en un tiempo x; c: tasa específica de acumulación de gas; HPI: hora al punto de inflexión, h; GPI: gas al punto de inflexión, ml; TMPG: tasa máxima de producción de gas, ml hora<sup>-1</sup>; FL: fase lag, h. TTO1: SSPi con *L. leucocephala* y suplementación; TTO2: SSPi con *L. leucocephala* sin suplementación; TTO3: SC con suplementación; TTO4: SC basado en pasto estrella sin suplementación; EEM: Error estándar de la media.

Al analizar el tiempo necesario para alcanzar el punto de inflexión (*HPI*), no hubo diferencias entre TTO4 y TTO2, pero si la tuvieron frente a TTO1 y TTO3 ( $p<0,0001$ ). En general, los tratamientos tuvieron bajos puntos de inflexión asociado a fermentaciones relativamente rápidas. Los resultados encontrados en este estudio están por debajo a lo reportado por Molina *et al.* (2013) y Naranjo (2014), quienes observaron valores de hasta 50% más en dietas similares a las estudiadas en esta evaluación.

Con relación al gas al punto de inflexión (*GPI*), no hubo diferencias entre dietas ( $p=0,2330$ ), pero para FL si hubo diferencias ( $p<0,0001$ ). Para el caso del tiempo de colonización microbiana o tiempo *lag* (*FL*), aunque según Rosero y Posada (2007), este está en función del sustrato degradado y del contenido de carbohidratos solubles, en el presente experimento no se observó claramente dicha relación. Es importante destacar que la fase *lag* representa el tiempo que tardan los microorganismos para adherirse a las partículas de alimento y liberar enzimas para utilizar el sustrato disponible (Yoon y Stern, 1995).

Finalmente, no hubo diferencias en TMPG entre los TTO1, TTO3 y TTO4 ( $p=0,2908$ ), pero si tuvieron diferencias frente a TTO2 ( $p=0,0145$ ). La TMPG hace referencia la producción máxima de gas en una hora. Estos valores se encuentran por encima de los valores reportados Naranjo (2014) y Molina *et al.* (2013) quienes encontraron TMPG 30% menos a lo reportado en este trabajo con dietas similares.

### 3.2.3 Degradación de la materia seca

En la Tabla 3.4 se muestra la desaparición de MS en las dietas evaluadas a las 12, 24, 48 y 72 horas de incubación. Hubo diferencias entre tratamientos en los horarios de 12 y 24 horas de degradación *in vitro* de la MS (DIVMS) ( $p<0,0001$ ), situación asociada probablemente a la presencia de granos en dietas como TTO1 y TTO3, que pueden favorecer dicha degradación.

**Tabla 3. 4** Desaparición de la materia seca a diferentes horarios en cada una de las dietas evaluadas (%).

| Horarios de incubación (h) | TTO1               | TTO2               | TTO3               | TTO4               | p-value | EEM   |
|----------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|---------|-------|
| 12                         | 30,17 <sup>a</sup> | 23,49 <sup>c</sup> | 28,45 <sup>b</sup> | 24,54 <sup>c</sup> | <,0001  | 0,813 |
| 24                         | 44,03 <sup>a</sup> | 39,56 <sup>b</sup> | 42,58 <sup>a</sup> | 36,70 <sup>c</sup> | <,0001  | 1,095 |
| 48                         | 53,39              | 54,76              | 53,43              | 52,57              | 0,220   | 1,063 |
| 72                         | 59,65              | 58,59              | 59,06              | 56,18              | 0,067   | 1,143 |

<sup>a,b,c</sup> Medias en una fila con diferente letra son estadísticamente diferentes, acorde con la prueba de Tukey ( $p<0,05$ ). TTO1: SSPi con *L. leucocephala* y suplementación; TTO2: SSPi con *L. leucocephala* sin suplementación; TTO3: SC con suplementación; TTO4: SC basado en pasto estrella sin suplementación; EEM: Error estándar de la media.

Durante las 72 horas de incubación, el TTO1 tuvo el mayor porcentaje de degradación, seguido por TTO2, TTO3 y TTO2. Para el SSPi sin suplementación (TTO2) se destaca que, si bien a las 12 y 24 horas estuvo por debajo de las dietas con suplementación, no hubo diferencias a las 48 y 72 horas ( $p=0,220$  y  $p=0,067$  respectivamente). Esto confirma la que la inclusión de *L. leucocephala* en dietas con solo pasturas puede aumentar la degradación de estas sin ser afectadas por la presencia de fenoles y otros metabolitos secundarios habitualmente encontrados en esta especie (Barahona *et al.*, 2003, Makkar, 2003). Al comparar el TTO4 (solo pasturas) y TTO2 (SSPi sin suplementación) hubo diferencias a favor del SSPi, sugiriendo que la presencia de *L. leucocephala* puede mejorar la degradación de la MS.

Al analizar la degradabilidad de *L. leucocephala*, Sandoval *et al.* (2005) y El Hassan *et al.* (2000) reportaron un 53,6% y 66% de degradabilidad a las 96 horas de incubación,



respectivamente. Sin embargo García *et al.* (2009) reportaron menor degradabilidad (47,78%). Es importante mencionar que normalmente esta leguminosa sola presenta degradaciones bajas (<50%), pero cuando es mezclada con gramíneas mejora la degradación de la dieta. Esto se pudo observar en el presente trabajo al comparar el TTO2 vs TTO4 con degradaciones de 56,18 y 58,59% respectivamente. Esta misma tendencia la evidenciaron Molina *et al.* (2013), Cuartas (2013) y Naranjo (2014).

Aunque la degradabilidad de *L. leucocephala* parece ser modesta, su aporte de N al rumen y duodeno es considerable, incluyendo proteína de sobrepaso, lo que podría contribuir a un aporte equilibrado de N para la síntesis de proteína microbiana y para las necesidades del animal (Fondevila *et al.*, 2002; La O *et al.*, 2003; Rodríguez *et al.*, 2005). Además, aunque la leucaena contiene metabolitos secundarios, sus efectos sobre la producción acumulada de gas *in vitro* son reducidos (Barahona *et al.*, 2003), lo que sugiere que probablemente tampoco reduzcan la degradación del N (La O *et al.*, 2003; Rodríguez *et al.*, 2005).

### 3.2.4 Producción de metano

Dentro de las estrategias para disminuir las emisiones de CH<sub>4</sub>, la alteración de la dieta se ha considerado como una alternativa viable que puede contribuir a mejorar la eficiencia energética en el animal. Esta alternativa toma más fuerza en condiciones tropicales, donde la mayoría de los sistemas de producción tienen bajos rendimientos debido a baja calidad de las dietas (Cardona *et al.*, 2005; Eckard *et al.*, 2010). Con alimentos de baja calidad, que generalmente están relacionados con bajo consumo, no sólo ocurren bajos parámetros productivos, sino también se incrementan las emisiones de metano. El mejoramiento de las características nutricionales del forraje y la implementación de sistemas estratégicos de suplementación, como ocurre en los sistemas silvopastoriles, pueden mejorar las características fermentativas, generando mayor productividad y disminuyendo las emisiones de metano (Carmona *et al.*, 2005; Morgavi *et al.*, 2010 Gerber *et al.*, 2013). En la Tabla 3.5 se observa la producción de metano de las cuatro dietas evaluadas.

**Tabla 3. 5** Producción de metano por g de MS incubada y kg de MS

|   | TTO1                | TTO2                | TTO3               | TTO4               | <i>p-value</i> | EEM   |
|---|---------------------|---------------------|--------------------|--------------------|----------------|-------|
| g de CH <sub>4</sub> kg de MSC <sup>-1</sup>        | 20,3 <sup>c</sup>   | 24,93 <sup>b</sup>  | 19,58 <sup>c</sup> | 26,93 <sup>a</sup> | 0,0029         | 1,035 |
| g de CH <sub>4</sub> kg de MSD <sup>-1</sup>        | 38,45 <sup>bc</sup> | 46,67 <sup>ab</sup> | 35,73 <sup>c</sup> | 53,53 <sup>a</sup> | 0,0016         | 2,236 |
| EB de la dieta transformada en CH <sub>4</sub> (Ym) | 7,51 <sup>b</sup>   | 6,93 <sup>c</sup>   | 8,17 <sup>b</sup>  | 9,10 <sup>a</sup>  | 0,0212         | 0,613 |

<sup>a, b, c</sup> Medias en una fila con diferente letra son estadísticamente diferentes, acorde con la prueba de Tukey (p<0,05). MSC: Materia Seca Consumida; MSD: Materia Seca Degradada; TTO1: SSPi con *L. leucocephala* y suplementación; TTO2: SSPi con *L. leucocephala* sin suplementación; TTO3: SC con suplementación; TTO4: SC basado en pasto estrella sin suplementación. EEM: Error estándar de la media.

Las dieta con suplementación no mostraron diferencias ( $p < 0,05$ ). Caso contrario a lo encontrado entre las dietas sin suplementación (TTO2 y TTO3) donde si existió diferencia ( $p = 0,0029$ ). El porcentaje de energía digestible que se pierde en forma de metano fue de 7%, en ambas dietas con suplementación, mientras que para TTO3 y TTO4 estuvo alrededor del 9%. Los datos reportados en el presente estudio se encuentran dentro del rango (2 - 12%) reportado por Johnson y Ward (1996). Según Von Bernard *et al.* (2007) la variación en emisiones tiene una alta relación con las digestibilidades de los forrajes y con componentes como FDN y FDA. Estos dos nutrientes se correlacionan con las emisiones de metano de forma negativa, por lo que se afirma que los carbohidratos de la pared emiten más metano que los solubles (Yan *et al.*, 2006; Archimède *et al.*, 2011).

En referencia al efecto de leucaena sobre las emisiones entéricas de  $\text{CH}_4$ , en Australia, se encontró que ésta puede reducir hasta un 30% las emisiones de  $\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}$  de MS consumida (Charmley, 2009), en México se encontró que en los SSPi con leucaena se reduce en 38% la emisión anual de  $\text{CH}_4$  por animal (Solorio, 2011) y en Colombia se encontró que en la presencia de leucaena se reduce en 35% la emisión de metano por kg de materia fermentada (Molina, 2013). Según Blaxter y Clapperton (1965) a mayor digestibilidad, menor producción de metano por unidad consumida. Eso se observó en el presente estudio, ya que la leucaena permite un mayor aporte de nutrientes (Archimède *et al.*, 2011), en especial proteína degradable y carbohidratos solubles, disminuyendo la relación acético/propiónico (Possenti *et al.*, 2008) y la emisión de  $\text{CH}_4$ . Si esta relación llega a 0,5, la pérdida de metano es mínima (Johnson y Johnson, 1995) dado que el pH ruminal baja e inhibe el crecimiento de los microorganismos ruminales (Van Kessel y Rusell, 1996, Lana *et al.*, 1998).

Las plantas ricas en taninos y sus extractos han demostrado la capacidad de disminuir la producción de metano tanto *in vivo* como *in vitro*, directamente a través de la actividad antimetanogénica e indirectamente a través de la actividad antiprotozoaria, de la depresión de la degradación de la fibra y de la disminución en la producción de  $\text{H}_2$  (Tavendale *et al.*, Carulla *et al.*, 2005; 2005, Bhatta *et al.*, 2009).

Los taninos condensados de leucaena pueden manipular la fermentación ruminal reduciendo la producción de metano y por lo tanto mejorando la eficiencia en el uso de la energía a nivel ruminal (Naranjo, 2014). Por ejemplo, a pesar de contener casi la misma cantidad de taninos ligados, solubles y totales en su forraje comparada con otras leguminosas tropicales, el forraje de *L. leucocephala* fue 1,57 veces más degradable y tuvo mayor acumulación de ácidos grasos volátiles cuando fue fermentado en experimentos de producción de gas (Barahona *et al.*, 2003); y cuando se evaluó la capacidad de taninos purificados de las mismas leguminosas para inhibir la degradabilidad *in vitro* de varios sustratos o la actividad de varias enzimas hidrolíticas producidas por el hongo anaeróbico *Neocallimastix*

*hurleyensis*, en la gran mayoría de ocasiones fue en la presencia de taninos de *L. leucocephala* donde se observaron las menores reducciones en estos parámetros (Barahona *et al.*, 2006).

Tan *et al.* (2011) al evaluar los taninos condensados (TC) de *L. leucocephala* híbrido Rendang encontraron que la producción de metano *in vitro* de pasto guinea se redujo linealmente en la presencia de niveles crecientes desde 1 hasta 3 %. Por su parte, Sallam *et al.*, (2010) cuando evaluaron los TC de varios materiales entre los que se encontraba leucaena, encontraron que los taninos podrían reducir hasta 88 % la producción de metano *in vitro*. El efecto de los TC es atribuido a la acción indirecta sobre la metanogénesis por la reducción de la producción de H<sub>2</sub> resultante de la degradación de materia orgánica y por la acción directa sobre las bacterias metanogénicas. De igual forma, la presencia de alimentos concentrados favorecen las disminuciones netas de este gas (Lovett *et al.*, 2005).

Otros componentes de la dieta como el EE también puede contribuir a explicar la variación en la producción de metano (Jayanegara *et al.*, 2009). El EE muchas veces no tiene relación con el metano cuando se correlaciona de forma individual, pero cuando se incluye junto otros componentes como taninos y otros de la dieta, su efecto es significativo para algunas ecuaciones de predicción (Jayanegara *et al.*, 2009). El papel de los lípidos en la disminución de metano (Bucher *et al.*, 2008; Beauchemin *et al.*, 2008) ha sido ilustrado a niveles más altos que los presentes en este estudio.

### **3.3 Conclusiones**

Las dietas evaluadas tuvieron una composición química adecuada para animales orientados hacia la producción de leche, con un contenido de PC superior al 15%, niveles promedio de FDN y FDA de 50 y 30% respectivamente y una aceptable oferta de minerales como Ca y P. El incluir leucaena en sistemas tradicionales basados en solo gramíneas puede aumentar en un 26% la PC, disminuir un 15% la FDN y 6% la FDA, además de incrementar en un 37% los porcentajes de Ca si la leucaena se incluye en un 25% de la dieta total.

En cuanto al comportamiento de fermentación, la inclusión de leucaena modificó estos parámetros al incrementar la producción de gas hacia el inicio de la fermentación. Con relación a la degradación de las dietas, la inclusión de esta leguminosa no afectó la desaparición de MS frente a sistemas tradicionales pero dados los cambios en la composición de la dieta la presencia de leucaena podría aportar mayor cantidad de nutrientes.

En lo referente a las emisiones de CH<sub>4</sub>, entre los dos sistemas con suplementación no hubo diferencias ( $p < 0,05$ ), pero si entre los sistemas sin suplementación evidenciando un efecto

de la *L. leucocephala* en las emisiones (8 % menos de CH<sub>4</sub> por kg de MS consumida) (p=0,0029).

## Bibliografía

- Alonso, J. (2011). Los sistemas silvopastoriles y su contribución al medio ambiente. *Rev Cubana Cienc Agríc*, 45(2), 107-115.
- Archimède, H., Eugène, M., Magdeleine, C., Boval, M., Martin, C., Morgavi, D. P., Lecomte, M. & Doreau, M. (2011). Comparison of methane production between C3 and C4 grasses and legumes. *Anim. Feed Sci. Technol*, 166-167, 59-64.
- Association Of Official Analytical Chemists (AOAC). (2005). Official Method 942.05. Determination of Ash in Animal Feed. En *Official Methods of Analysis of AOAC International* (18 ed.). Gaithersburg, MD, USA.
- Barahona, R. y Sánchez M. 2005. Limitaciones físicas y químicas de la digestibilidad de pastos tropicales y estrategias para aumentarla. *CORPOICA Cienc. Tecnol. Agropecu.*, 6 (1): 69–82.
- Barahona R., Lascano C. E., Narvaez N., Owen E., Morris P., Theodorou M. K. (2003). *In vitro* degradability of mature and immature leaves of tropical forage legumes differing in condensed tannin and non-starch polysaccharide content and composition. *J Sci Food Agr*. 83(12),1256–66.
- Barahona R., Theodorou M., Morris P., Owen E., Lascano C.E., Sánchez M.S. (2006). Effect of condensed tannins from tropical legumes on the activity of fibrolytic enzymes from the rumen fungus *Neocallimastix hurleyensis*. *Enzyme And Microbial Technology*, 39 (2), 281 – 288
- Beauchemin, K.A., Kreuzer, M., O'Mara, F. & McAlister, T.A. (2008). Nutritional management for enteric methane abatement: a review. *Aust. J. Exp. Agric.* 48, 21–27.
- Beever, D. E. & Mould, F. L. (2000). Forage Evaluation for Efficient Ruminant Livestock Production. In: Givens, D.I.E., Owen, R.F.E., Axford, H.M., Omededs. *Forage Evaluation in Ruminant Nutrition*, 15–42. CABI, Oxfordshire, UK.
- Blaxter, K. L. & Clapperton, J. L. (1965). Prediction of amount of methane produced by ruminants. *Br. J. Nutr*, 19(1), 511-522.
- Brooks, A. & M. K. Theodorou. (1997). Manual for gas production technique. Institute of Grassland and Environmental Research (IGER), Aberystwyth, UK.
- Blümmel, M., Schröder, A., Südekum, K. H. & Becker, K. (1999). Estimating ruminal microbial efficiencies in silage-fed cattle: comparison of an in vitro method with a combination of in situ and in vivo measurements. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition* 81, 57–67.
- Bucher, S., Meile, L., Kreuzer, M. & Soliva, C.R. (2008). Inhibitory effect of four saturated fatty acids on different methanogenic Archaea in pure cultures. *Proc. Soc. Nutr. Physiol.* 17, 157.
- Carmona, J. C., Bolívar, D. & Giraldo, L. A. (2005). El gas metano en la producción ganadera y alternativas para medir sus emisiones y aminorar su impacto a nivel ambiental y productivo. *Rev Col Cienc Pec*, 18 (1), 49 – 63.
- Cardona, M. G., Sorza, J. D., Posada, S. L., Carmona, J. C., Ayala, S. A., & Alvarez, O. L. (2002). Establecimiento de una base de datos para la elaboración de tablas de contenido nutricional de alimentos para animales. *Rev Col Cienc Pec*. 15 (2), 240-246.
- Carulla, J.E., Kreuzer, M., Machmüller, A. & Hess, H.D. (2005). Supplementation of Acacia mearnsii tannins decreases methanogenesis and urinary nitrogen in foragefed sheep. *Aust. J. Agric. Res.* 56, 961–970.
- Charmley, E. (2009). Reducing methane emissions from livestock and the role of Leucaena. The Leucaena Network 2009 Conference and Annual General Meeting. Recueperado el 16 de noviembre de 2014 en: <http://www.leucaena.net/conference.htm>

- Cuartas CA, Naranjo JF, Tarazona AM, Murgueitio E, Chará JD, Ku Vera J, Solorio F, Flores M, Solorio B, Barahona R. 2014a. Contribution of intensive silvopastoral systems to the adaptation and mitigation of climate change. *Rev. Colomb. Cienc. Pecu.* 2014, 27:76-94.
- Cuartas, C.A.; Naranjo, J.F.; Tarazona, A.; Correa, G. y Barahona, R. 2014. Estimation of DM and nutrient intake and diet composition by beef steers grazing in intensive silvopastoral systems based on *Leucaena leucocephala*. *Revista Brasileira de Zootecnia*, *en prensa*.
- de Klein, C.A.M. & Eckard, R.J. (2008). Targetted technologies for nitrous oxide abatement from animal agriculture. *Aust. J. Exp. Agric.*, 48, 14–20
- Eckard, R. J., Grainger, C., de Klein, C. M. A. 2010. Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. *Livestock Science* 130:47–56.
- El Hassan, S.M., Kassi, A., Newbold, C. J. & Wallace R.J. (2000). Chemical composition and degradation characteristics of foliage of some African multipurpose trees. *Animal Feed Science and Technology* 86, 27-37
- Espinal, L. S. (1992). Geografía ecológica de Antioquia. Zonas de Vida. Medellín: Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias Agropecuarias.
- Flores, O. I., Bolívar M., Botero, J. A & Ibrahim, M. A. (1998). Parámetros nutricionales de algunas arbóreas leguminosas y no leguminosas con potencial forrajero para la suplementación de rumiantes en el trópico. *Livestock Research for Rural Development*. Volumen 10, Art. # 7. Recuperado el 03 de Octubre de 2014 en: <http://www.lrrd.org/lrrd10/1/cati101.htm>
- Fondevila, M., Nogueira-Filho, J. C., Urdaneta, A.B. (2002) In vitro microbial fermentation and protein utilisation of tropical forage legumes grown during the dry season. *Anim. Feed Sci. Technol.*, 95, 1-14.
- Fox, D.G., Tylutki, T.P., Tedeschi, L.O., Van Amburgh, M.E., Chase, L.E., Pell, A.N., Overton, T.R. & Russell, J.B. (2000). The Net Carbohydrate and Protein System for Evaluating Herd Nutrition and Nutrient Excretion: Model Documentation. Mimeo No. 213. Animal Science Department, Cornell University, Ithaca, NY.
- García, D. E., Wencomo, H. B., Medina, M.G., Moratinos, P. & Cova, L.J. (2009). Caracterización de la calidad nutritiva de 53 accesiones del género *Leucaena* en condiciones tropicales. *Pastos y Forrajes*, 32 (1), 1-16. Recuperado el 03 de octubre de 2014 en: <http://scielo.sld.cu/pdf/pyf/v32n1/pyf06109.pdf>
- Gaviria, X., Sossa, C. P., Chará, J., Barahona, R., Lopera, J. J., Córdoba, C. P. & Montoya, C. (2012). Producción de Carne Bovina en Sistemas Silvopastoriles Intensivos en el Trópico Bajo Colombiano. En: *Memorias del VII Congreso de agroforestería*. Belém, Brasil, 661 – 665.
- Gaviria, X., Bolívar, D. M. & Barahona, R. (2013). Uso de la técnica de n-alcenos para estimar el consumo y selectividad de novillos pastoreando en un sistema silvopastoril intensivo (SSPi). *Rev Colomb Cienc Pecu*, 26, 456.
- Getachew, G., DePeters, E. J. & Robinson, P. H. (2004). In vitro gas production provides effective method for assessing ruminant feeds. *California Agriculture* 58, 54–58.
- Gerber, P. J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A. & Tempio, G. (2013). Hacer frente al cambio climático a través de la ganadería – Evaluación global de las emisiones y las oportunidades de mitigación. Organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura (FAO), Roma. 154 pp.
- Groot, J. C. J., Cone, J.W., Williams, B.A., Debersaques, F.M.A. & Latinga, E.A. (1996). Multiphasic analysis of gas production kinetic for in vitro fermentation of ruminant feeds. *Anim. Feed Sci. Technol.*, 64, 77- 89.
- Huang, X.D., Liang, J.B., Tan, H. Y., Yahya, R. & Ho, W. (2011). Effects of *Leucaena* condensed tannins of differing molecular weights on in vitro CH<sub>4</sub> production. *Animal Feed Science and Technology* 166– 167, 373– 376
- Hristov, A.N., Oh, J., Lee, C., Meinen, R., Montes, F., Ott, T., Firkins, J., Rotz, A., Dell, C., Adesogan, A., Yang, W., Tricarico, J., Kebreab, E., Waghorn, G., Dijkstra, J. & Oosting, S. (2013). Mitigation of

- greenhouse gas emissions in livestock production – A review of technical options for non-CO<sub>2</sub> emissions. Edited by Pierre J. Gerber, Benjamin Henderson and Harinder P.S. Makkar. FAO Animal Production and Health Paper No. 177. FAO, Rome, Italy.
- Hyams, D. G. (2012). CurveExpert Professional Documentation Release 1.3. pp 195
- Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC). (1973). NTC 668. Alimentos y materias primas. Determinación de los contenidos de grasa y fibra cruda. Bogotá, Colombia.
- Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC). (1999). NTC 4657. Alimento para animales. Determinación del contenido de nitrógeno y cálculo del contenido de proteína cruda. Método Kjeldahl. Bogotá, Colombia
- Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC). (2001). NTC 4981. Alimentos para animales. Determinación del contenido de fósforo. Método espectrofotométrico. Bogotá, Colombia.
- Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC). (2003). NTC 5151. Alimento para animales. Determinación de los contenidos de Calcio, Cobre, Hierro, Magnesio, Manganeso, Potasio, Sodio y Zinc. Método usando espectrometría de absorción atómica. Bogotá, Colombia.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2010). Segunda Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Bogotá DC, Colombia.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. (IPCC). (2007). Climate Change 2007: Synthesis Report. En: C. W. Team, R. K. Pachauri, & A. Reisinger, Edits. Recuperado el 30 de Julio de 2014, de [http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/publications\\_ipcc\\_fourth\\_assessment\\_report\\_synthesis\\_report.htm](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_synthesis_report.htm)
- Jayanegara, A., Togtokhbayar, N., Makkar, H., & Becker, K. (2009). Tannins determined by various methods as predictors of methane production reduction potential of plants by an in vitro rumen fermentation system. *Animal Feed Science and Technology* 150, 230–237
- Johnson, K.A. & Johnson, D.E. (1995). Methane emissions from cattle. *J Anim Sci*. 73, 2483-2492
- Johnson, D. E., & Ward, G. M. (1996). Estimates of animal methane emissions. *Environ. Monit. Assess*, 42(1-2), 133-141.
- La O, O., Chongo, B., Delgado, D., Ruiz, T.E., Elías, A., Stuart, J.R. & Torres, V. (2003). Dry matter and total nitrogen ruminal degradability of six ecotypes of *Leucaena leucocephala*. *Cuban J. Agric. Sci.*, 37, 265- 270.
- Lana, R. P., Russell, J. B., & Van Amburgh, M. E. (1998). The role of pH in regulating ruminal methane and ammonia production. *J. Anim. Sci*, 76(8), 2190-2196.
- Lavrencic, A., Stefanon, B., & Susmel, P. (1997). An evaluation of the Gompertz model in degradability studies of forage chemical components. *Anim Sci*, 64, 423 - 431.
- Lovett, D.K., Stack, L.J., Lovell, S., Callan, J., Flynn, B., Hawkins, M. & O'Mara, F.P., 2005. Manipulating enteric methane emissions and animal performance of late lactation dairy cows through concentrate supplementation at pasture. *J. Dairy Sci*. 88, 2836–2842.
- Mahecha, L., Corral, G. F., Murgueitio, M. M., Sánchez, C., Angulo, J., Olivera, M., Solorio, B. S., Zapata, A. C., Cuartas, C., Naranjo, J. F., Rodríguez-Muela, M., Ramírez, J. A., Mejía, A., Xóchitl, M. & Murgueitio, E. (2012). SSPi producen elevada cantidad de carne de alta calidad en Colombia y México. *Carta FEDEGAN*, 129, 60 – 72.
- Makkar, H. P. S. (2003). Quantification of tannins in tree and shrub foliage. A laboratory manual. Klumer Academic Publishers. Netherlands. 102 pp.
- Mauricio, R. M., Mould, F. L., Dhanoa M. S., Owen E., Channa, K. S. & Theodorou, M. K. (1999). A semi-automated in vitro gas production technique for ruminant feeds tuff evaluation. *Animal Feed Science and Technology*. 79, 321-330.
- Mbugua, D.M., Kiruiro, E.M. & Pell, A.N. (2008). In vitro fermentation of intact and fractionated tropical herbaceous and tree legumes containing tannins and alkaloids. *Anim. Feed Sci. Technol.*, 146, 1- 20.

- Molina I. C. (2013). Tesis para optar el título de Maestría: Determinación de las emisiones de metano a partir de dietas basadas en gramíneas tropicales con y sin inclusión de leguminosas forrajeras. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de ciencias Agrarias. Sede Medellín. 115 pp.
- Molina, I., Cantet, J. M., Montoya, S., Correa, G. & Barahona, R. (2013). Producción de metano in vitro de dos gramíneas tropicales solas y mezcladas con *Leucaena leucocephala* o *Gliricidia sepium*. *Revista CES Medicina Veterinaria y Zootecnia*, 8 (2), 15 – 31.
- Morgavi, D. P., Forano, E., Martin, C., & Newbold, C. J. (2010). Microbial ecosystem and methanogenesis in ruminants. *Animal*, 40 (7), 1024-1036.
- Murgueitio, E., Calle, Z., Uribe, F., Calle, A. & Solorio, B. (2011). Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *Forest Ecology and Management*. 261(10), 1654–1663.
- Naranjo, J. (2014). Tesis doctoral: Evaluación de la fermentación ruminal *in vitro* en dietas simuladas de Sistemas Silvopastoriles intensivos con *Leucaena leucocephala*. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de Antioquia. 156 pp.
- Ngamsaeng, A., Wanapat, M. & Khampa, S. (2006). Evaluation of local tropical plants by in vitro rumen fermentation and their effects on fermentation end-products. *Pakistan Journal of Nutrition* 5, 414–418.
- Nsahlai, I. V., Umunna, N. N. & Negassa, D. (1995). The effect of multi-purpose tree digesta on in vitro gas production from napier grass or neutral-detergent fibre. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 69, 519–528.
- Ørskov, E. R., & McDonald, I. (1979). The estimate of protein degradability in the rumen from incubation measurements weighed according to rate of passage. *J. Agric. Sci*, 92, 499-503.
- Pagiola, S., Ramírez, E., Gobbi, J., Haan, C., Ibrahim, M., Murgueitio, E., & Ruíz, J. (2007). Paying for the environmental services of silvopastoral practices in Nicaragua. *Ecol Econom*, 64(2), 374-385.
- Pedraza, R.M., La O, O., Estévez, J., Guevara, G. & Martínez. (2003). Nota técnica: Degradabilidad ruminal efectiva intestinal in vitro del Nitrógeno del follaje de leguminosas arbóreas tropicales. *Pastos y Forrajes*. 26, (3), 205-218. Recuperado el 03 de Octubre de 2014 en: <http://scielo.sld.cu/pdf/pyf/v35n2/pyf08212.pdf>
- Possenti, R. A., Franzolin, R., Schammas, E. A., Assumpção, J. J., Shiraishi, R. T. & Lima, M. A. 2008. Efeitos de dietas contendo *Leucaena leucocephala* e *Saccharomyces cerevisiae* sobre a fermentação ruminal e a emissão de gás metano em bovinos. *R. Bras. Zootec*, 37(8), 1509-1516.
- Posada, S. L., & Rosero, R. (2005). Técnica in vitro de producción de gases: Una herramienta para la evaluación de alimentos para rumiantes. *Livestock Research for Rural Development*. Volumen 17, Art. # 36. Recuperado el 07 de Mayo de 2012, de :<http://www.lrrd.org/lrrd17/4/posa17036.htm>.
- Restrepo, J. C., Rivera, J. R., Chará, J., Barahona, R., Lopera, J. J., Castaño, D. M. & Ceballos, O. A. (2012). Consumo de Forrajes, Producción y Calidad de Leche en Sistemas Silvopastoriles Intensivos en Bosque Seco Tropical (Valle del Cauca – Colombia). *VII Congreso de agroforestería*. Belém, Brasil. USJR, CBPS, UFPA, CIPAV, CATIE. 648 – 652.
- Rivera, J., Naranjo, J., Cuartas, C. & Arenas, F. (2013). Fermentación *in vitro* y composición química de algunos forrajes y dietas ofrecidas bajo un Sistema Silvopastoril en el trópico de altura. *Livestock Research for Rural Development*. Volumen 25, Art. #174. Recuperado el 03 de octubre de 2014 de: <http://www.lrrd.org/lrrd25/10/rive25174.htm>
- Rivera, J., Arenas, F., Córdoba, C., Cuartas, C., Naranjo, J., Murgueitio, E. & Blanco, C. (2012). Degradabilidad in vitro de dietas ofrecidas en sistemas silvopastoriles intensivos, y simulaciones de ganancias de peso en el caribe seco Colombiano. *VII Congreso de agroforestería*. Belém, Brasil, Brasil. USJR, CBPS, UFPA, CIPAV, CATIE . 40 – 50.
- Rodríguez, R., Fondevila, M. & Castrillo, C. (2009). In vitro ruminal fermentation of *Pennisetum purpureum* CT-115 supplemented with four tropical browse legume species. *Animal Feed Science and Technology* 151, 65–74.

- Rodríguez, R., Solanas, E. & Fondevila, M. (2005). Evaluation of four tropical browse legumes as nitrogen sources: Comparison of in vitro gas production with other methods to determine N degradability. *Anim. Feed Sci. Technol*, 123 (124), 341-350.
- Rosero, R., & Posada, S. (2007). Modelación de la cinética de degradación de alimentos para rumiantes. *Rev Col Cienc Pec*, 20(2), 174-182.
- Sallam, S.M.A., Bueno, I.C.S., Godoy, P.B., Nozella, E.F., Vitti, D.M.S.S., & Abdalla, A.L. (2010) Ruminal fermentation and tannins bioactivity of some browses using a semi-automated gas production technique. *Trop. Subtrop. Agroecosyst*, 12, 1- 10
- Sandoval-Castro, C. A., Lizarraga-Sanchez, H. L. & Solorio-Sanchez, F. J. (2005). Assessment of tree fodder preference by cattle using chemical composition, *in vitro* gas production and *in situ* degradability. *Animal Feed Science and Technology* 123–124, 277–289.
- Schofield, P., Pitt, R. E., & Pell, A. N. (1994). Kinetics of fiber digestion from in vitro gas production. *J. Anim. Sci*, 72, 2980-2991.
- Sommart, K., Parker, D. S., Rowlinson, P. & Wanapat, M. (2000). Fermentation characteristics and microbial protein synthesis in an in vitro system using cassava, rice straw and dried ruzi grass as substrates. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences* 13, 1084–1093.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M. & de Haan, C. (2006). Livestock's Long Shadow, Environmental Issues and Options. LEAD-FAO. Rome. 493 pp.
- Tan, H. Y., Sieo, C. C., Abdullah, N., Liang, J. B., Huang, X.D. & Ho, Y.W. (2009). Effects of condensed tannins from *Leucaena* on methane production, rumen fermentation and populations of methanogens and protozoa in vitro. *Animal Feed Science and Technology* 169 (2011) 185– 193
- Tavendale, M. H., Meagher, L. P., Pacheco, D., Walker, N., Attwood, G. T. & Sivakumaran, S. (2005). Methane production from in vitro rumen incubations with *Lotus pedunculatus* and *Medicago sativa*, and effects of extractable condensed tannin fractions on methanogenesis. *Animal Feed Science and Technology*, 123, 403–419.
- Tedonkeng, E., Fonteh, F., Tendonkeng, F., Kana, J., Boukila, B., Djaga, P., & Fomewang, G. (2006). Influence of supplementary feeding with multipurpose leguminous tree leaves on kid growth and milk production in the West African dwarf goat. *Small Ruminant Res*, 63, 142-149.
- Theodorou, M. K., Williams, B. A., Dhanoa, M. S., McAllan, A. B., & France, J. (1994). A simple gas production method using a pressure transducer to determine the fermentation kinetics of ruminant feeds. 1994; 48: 185-197. *Anim Feed Sci Technol*, 48 (3-4), 185-197.
- Van Kessel, J. A., & Russell, J. B. (1996). The effect of pH on ruminal methanogenesis. *FEMS Microbiol. Ecol*, 20(4), 205-210.
- Van Soest, P.J., Robertson, J.B. & Lewis B.A. (1991). Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. *J. Dairy Sci.*, 74, 3583–3597
- Von Bernard, H., Vilarino, V., & Pineiro, G. (2007). Emisión teórica de metano en tres sistemas de invernada para engorda de ganado en Argentina. *Cienc. Inv. Agr*, 34(2), 121-129.
- Yan, T., Mayne, C. S., & Porter, M. G. (2006). Effects of dietary and animal factors on methane production in dairy cows offered grass silage based diets. 2nd International Conference on Greenhouse Gases and Animal Agriculture, 1293, pp. 123-126. Switzerland.
- Yoon, I.K. & Stern, M.D. (1995). Influence of direct fed microbials on ruminal microbial fermentation and performance of ruminants: a review. *Asian-Aust. J. Anim. Sci.*, 8, 533- 555.
- Yousuf, M. F., Belew, M. A., Daramola, J. O., & Ogundun, N. I. (2007). Protein supplementary values of cassava, leucaena and gliricidia leaf meals in goats fed low quality *Panicum maximum* hay. *Livestock Research for Rural Development*, Volumen 19, Art. # 23 Recuperado el 03 de Octubre de 2014, de: <http://www.lrrd.org/lrrd19/2/yous19023.htm>



## 4. Capítulo 4. Análisis del ciclo de vida en la producción de leche bovina en un sistema silvopastoril intensivo y un sistema intensivo de lechería bajo condiciones de bosque seco tropical

### Resumen

Con el objetivo de estimar tres impactos ambientales en sistemas sistemas bovinos, y así contribuir a identificar alternativas de mitigación, se estructuró un análisis de ciclo de vida (ACV) tanto en un sistema silvopastoril intensivo (SSPi) como en un sistema intensivo de lechería tropical (SILT) bajo condiciones de bs – T. Para el análisis se usó la estructura de las ISO 14040 y 14044, los límites del estudio se establecieron hasta que la leche es vendida en finca, las unidades funcionales (UF) fueron: kg de leche corregida por grasa y proteína (LCGP), kg de leche corregida por energía (LCE), kg de proteína y kg de grasa, y los impactos ambientales analizados fueron: uso del suelo (US), uso de energía no renovable (UENR) y emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). En cada una de las UF, el SSPi emitió menores cantidades de GEI que el sistema intensivo de lechería tropical. Para producir un kg de LCGP, el SSPi emitió 12,3% menos GEI (2,05 vs. 2,34 kg de CO<sub>2</sub>-eq). A su vez, para producir un kg de LCE, un kg de proteína y un kg de grasa, el SSPi emitió 12,51; 18,94 y 22,93% menos de CO<sub>2</sub>-eq, respectivamente. Con relación al UENR, el SSPi requirió sólo 63% de energía para producir un kg de LCGP que la usada en el SILT (3,64 vs 5,81 Mj kg de LCGP<sup>-1</sup>). De igual manera, para producir un kg de grasa y proteína, el SSPi usó en promedio 44% menos de energía que el SILT. En lo referente al US, el SILT fue más eficiente en todas las UF frente al SSPi, necesitando solo 1,33 m<sup>2</sup> para producir un kg de LCGP, 31,14 m<sup>2</sup> para producir un kg de grasa y 33,09 m<sup>2</sup> para producir un kg de proteína. Estos valores fueron solo un 19,56; 22,20 y 21,10% del área utilizada por el SSPi. Se concluye que los SSPi pueden ser un alternativa para generar menores cargas ambientales por unidad de producto, al emitir menores GEI y tener menor UENR. Sin embargo, los sistemas convenciones intensivos pueden mejorar la eficiencia de uso del suelo en sistemas ganaderos, al generar mayor cantidad de productos animales por unidad de área.

**Palabras clave:** Animales en pastoreo, cambio climático, energía no renovable, gases de efecto invernadero, leucaena, mitigación.

## Abstract

In order to estimate the main GHG emissions associated with bovine milk production and identify mitigation alternatives, a life cycle analysis (LCA) was conducted in both intensive silvopastoral systems (ISS) and a conventional system (CS) under bs - T. The structure of ISO 14040 and 14044 was used, and boundaries were established until milk was sold, the functional units (FU) were kg milk corrected for fat and protein (MCFP) kg milk corrected for energy (MCE), kg of protein and milk fat, and environmental impacts analyzed were: land use (LU), use of non-renewable energy (UNRE) and emissions of greenhouse gases (GHG). For each of the FU, the ISS smaller emissions of GHGs than the conventional system. To produce one kg of MCFP, the ISS emitted 12.3% less GHG (2.05 vs. 2.34 kg CO<sub>2</sub>-eq). In turn, for producing one kg of MCE, one kg of protein and fat kg, the ISS emitted 12,51; 18,94 and 22,93% less CO<sub>2</sub> eq, respectively. With regard to UNRE, the ISS required only 63% of energy to produce one kg MCFP than that used in the CS (3.64 vs. 5.81 kg MCFP Mj<sup>-1</sup>). Similarly, to produce a kg of fat and protein, the ISS used on average 44% less energy than the CS. Regarding LU, the CS was more efficient in all UF compared to the ISS, needing only 1.33 m<sup>2</sup> to produce one kg LCGP, 31.14 m<sup>2</sup> to produce one kg of milk fat and 33.09 m<sup>2</sup> to produce one kg of protein. These values were only 19.56; 22.20 and 21.10% of the area used by the ISS. We conclude that the ISS can be an alternative to generate lower environmental impacts per unit of product, emitting less GHG and having lower UNRE. However, conventional intensive systems can improve the efficiency of land usage in livestock production, by generating greater amounts of animal products per unit area.

**Keywords:** Climate change, grazing animals, greenhouse gases, leucaena, non-renewable energy, mitigation.

## Introducción

La ganadería bovina ha estado asociada a una alta generación de gases de efecto invernadero (GEI), degradación general de los recursos naturales y bajos parámetros productivos (Steinfeld *et al.*, 2006b; IPCC, 2007; Murgueitio *et al.*, 2011). Con unas emisiones estimadas en 7,1 gigatoneladas (GT) de dióxido de carbono equivalente (CO<sub>2</sub>-eq) por año, que representan el 14,5% de las emisiones de GEI inducidas por el ser humano, los sistemas agropecuarios inciden de manera importante en el cambio climático (CC) (Gerber *et al.*, 2013). Debido a esto, actualmente se vienen impulsando iniciativas para aumentar la adopción de sistemas productivos de menor impacto ambiental, sin olvidar incluir aspectos productivos, sociales, económicos y ambientales (Jarvis *et al.*, 2010; Murgueitio *et al.*, 2011).

A pesar de esto, las nuevas alternativas productivas carecen muchas veces de información que demuestre aptitud para reducir algún impacto ambiental, por lo que existe la necesidad de estudiar cómo estos modelos pueden contribuir a mitigar los diferentes impactos negativos de la ganadería y mejorar el uso de los recursos (Jarvis et al 2010; Giraldo *et al.*, 2011; Nardone, 2012; Rivera *et al.*, 2014). El primer paso para determinar estas verdades potenciales debe ser la cuantificación de su impacto ambiental identificando sus factores de emisión de GEI y estableciendo su potencial de mitigación (IPCC 2007; IDEAM, 2010; Murgueitio *et al.*, 2011; Rivera *et al.*, 2014).

En los últimos años se ha venido utilizando el análisis de ciclo de vida (ACV) para determinar diferentes impactos ambientales de los sistemas de producción. Con el uso del ACV, se pueden identificar, cuantificar y caracterizar los diferentes impactos ambientales negativos, al igual que cuantificar los recursos utilizados durante la generación de un producto, permitiendo establecer estrategias de mitigación enfocadas a mejorar dichos sistemas (Thomassen *et al.*, 2009).

Con el objetivo de estimar las emisiones de GEI durante la producción de leche bovina, además del uso del suelo y uso de energía no renovable, e identificar alternativas de mitigación a nivel local, se llevó a cabo un análisis de ciclo de vida tanto en un sistema silvopastoril intensivo (SSPi) como en un sistema intensivo de lechería tropical con fertilización (SILT) bajo condiciones de bs – T.

## **4.1 Materiales y métodos**

### **4.1.1 Sistemas bajo estudio**

El análisis de ciclo de vida (ACV) fue llevado a cabo en los dos sistemas ganaderos, un SSPi con *L. leucocephala* y un sistema intensivo de lechería tropical (SILT) orientados a la producción de leche bovina bajo condiciones de bS-T.

#### **4.1.1.1 Sistema Silvopastoril Intensivo con *Leucaena leucocephala* orientado a la producción de leche bovina**

El Sistema Silvopastoril Intensivo (SSPi) evaluado se localizó en La Reserva Natural El Hatico a 3° 38' 39" N y 76° 19' 11" O, en el municipio de El Cerrito, Valle del Cauca. El SSPi se caracteriza por una alta densidad de arbustos de *L. leucocephala* Lam. Cv Cunningham (> 8000 arbustos ha<sup>-1</sup>), asociada a *Cynodon plectostachyus* (K.Schum.) Pilg y árboles dispersos en potrero como *Leucaena* y *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. El sistema se encontraba manejado bajo un pastoreo rotacional en franjas de aproximadamente 2000 m<sup>2</sup> que diariamente eran ofrecidas gracias al uso de una cerca móvil eléctrica, logrando con esto un tiempo de rotación de 43 días aproximadamente y periodos de ocupación de un día (Shelton, 1996; Murgueitio *et al.*, 2011).

Este SSPi era pastoreado por individuos de la raza criolla colombiana Lucerna, con pesos promedio de 410 kg de peso vivo (PV), con 2 a 5 partos, una producción media diaria de 16 l animal<sup>-1</sup> y que se encontraban en el primer tercio de lactancia. La capacidad de carga encontrada estuvo cercana a las 2,64 U.G.G (2,9 animales ha<sup>-1</sup>) y los individuos eran suplementados al momento del ordeño con salvado de arroz y germen de maíz a razón de 3,2 y 1 kg animal día<sup>-1</sup> respectivamente. En la Tabla 4.1 se presentan las principales características del sistema.

**Tabla 4. 1** Aspectos técnicos a tener en cuenta para descripción de sistemas a evaluar.

| Ítem  | Unidades                                   | SSPi    | SILT    |
|---|--|---------|---------|
| Tamaño del lote                                 | Ha   | 118     | 15      |
| Total de leche producida                        | l día <sup>-1</sup>                        | 2160    | 1280    |
| Promedio de producción de leche                 | l vaca <sup>-1</sup> día <sup>-1</sup>     | 10,8    | 16      |
| Leche exportada                                 | l día <sup>-1</sup>                        | 2116,8  | 1274    |
| Grasa en la leche                               | %  | 3,70    | 3,80    |
| Proteína en la leche                            | %  | 3,20    | 3,28    |
| Días de lactancia                               | Días                                       | 312     | 305     |
| Tasa de reemplazo                               | %  | 14%     | 10%     |
| Tasa de descarte                                | %  | 14%     | 10%     |
| Peso promedio Vacas Producción                  | Kg animal <sup>-1</sup>                    | 426     | 520     |
| Consumo de MS Vacas Producción                  | Kg MS vaca <sup>-1</sup> día <sup>-1</sup> | 14,14   | 16,12   |
| Capacidad de carga                              | UGG ha <sup>-1</sup>                       | 2,64    | 9,15    |
| Cogollo de Caña                                 | Kg MS vaca <sup>-1</sup> día <sup>-1</sup> | 0,00    | 2,10    |
| Consumo de gluten de maíz                       | Kg MS vaca <sup>-1</sup> día <sup>-1</sup> | 1,00    | 0,00    |
| Consumo de salvado de arroz                     | Kg MS vaca <sup>-1</sup> día <sup>-1</sup> | 3,00    | 0,00    |
| Concentrado ofrecido                            | Kg MS vaca <sup>-1</sup> día <sup>-1</sup> | 0       | 6,5     |
| Consumo de Forraje                              | Kg MS vaca <sup>-1</sup> día <sup>-1</sup> | 10,14   | 7,52    |
| Fertilización (Urea - N)                        | Kg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>      | 0       | 279,8   |
| Gallinaza                                       | Kg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>      | 0       | 2000,0  |
| Fertilización (SAM)                             | Kg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>      | 0       | 608,3   |
| Fertilización (DAP)                             | Kg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>      | 0       | 121,7   |
| Fertilización (K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) | Kg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>      | 0       | 182,5   |
| Sal mineralizada                                | Kg animal <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>  | 32,85   | 40,15   |
| Electricidad                                    | KW año <sup>-1</sup>                       | 84417,4 | 25325,2 |
| Diesel usado                                    | l año <sup>-1</sup>                        | 2557,4  | 3192    |
| Gasolina usada                                  | l año <sup>-1</sup>                        | 3473,2  | 0       |
| <b>Estructura del Hato</b>                      |  |         |         |
| Vacas en ordeño                                 | Número                                     | 200     | 80      |
| Vacas secas                                     | Número                                     | 40      | 20      |
| Novillas > 2 años                               | Número                                     | 41      | 0       |
| Novillas 1-2 años                               | Número                                     | 20      | 14      |
| Terneras 0-1 año                                | Número                                     | 20      | 18      |

MS: Materia seca; UGG: Unidad gran ganado= 450 kg de peso vivo; SSPi: Sistema silvopastoril intensivo; SILT: Sistema

#### **4.1.1.2 Sistema intensivo de lechería tropical (SILT) bajo fertilización orientado a la producción de leche bovina**

El SILT evaluado estaba localizado en el predio El Trejito (3° 39' 34" N y 76° 19' 29" O). El sistema pastoril se caracterizó por praderas conformadas por la especie *C. plectostachyus* (K.Schum.) Pilg., manejada en franjas de aproximadamente 1500 m<sup>2</sup> diariamente abiertas por medio del uso de cercas eléctricas, fertilizadas después de cada pastoreo con urea, SAM, DAP y sulfato de potasio a razón de 50, 50, 10 y 15 kg ha<sup>-1</sup> y regadas después de cada ocupación (8 mm cada 30 días).

El sistema se encontraba pastoreado por animales de las razas Pardo Suizo y Braunvieh, con pesos aproximados a los 520 kg, una producción promedio de 18 l animal<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> y una suplementación al momento del ordeño de alimento concentrado comercial en pellet y harina, y de cogollo de caña a razón de 6, 2 y 6 kg animal<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> respectivamente. La capacidad de carga en el sistema estuvo alrededor de 9,15 U.G.G (8 animales ha<sup>-1</sup>). Al igual que para el SSPi, en la Tabla 4.1 se presentan las principales características del SILT.

### **4.2 Análisis del ciclo de vida**

Para el análisis de ACV se usó la estructura metodológica basada en las normas ISO 14040 y 14044 (ISO, 2006a, b), las cuales cuentan con cuatro etapas o fases de trabajo: 1) objetivo y alcance; 2) el inventario del ciclo de vida; 3) evaluación de impacto; y 4) la interpretación del ciclo de vida. Para el caso particularmente propuesto en este estudio las etapas estuvieron establecidas bajo los siguientes parámetros:

#### **4.2.1 Objetivo y alcance**

Dentro de esta etapa y usando la metodología propuestas por las normas ISO 14040 y 14044 (ISO, 2006a, b) se establecieron los límites de la evaluación para el SSPi y el SILT, el objetivo del análisis, las unidades funcionales y las categorías de impacto. Los límites establecidos llegaron hasta que la leche fue vendida, es decir, de la “*cuna a la puerta de la finca*”, como tradicionalmente es llamado este tipo de alcance en sistemas agropecuarios.

Cuatro unidades funcionales (UF) fueron seleccionadas: (1) kilogramo de leche corregida por grasa y proteína (LCGP), (2) kg de leche corregida por energía (LCE), (3) kg de proteína y (4) kg de grasa, además en finca. De igual forma las categorías de impacto ambiental evaluadas fueron: el potencial de calentamiento global (GEI), el uso de la tierra (US) y el uso de energía no renovable (UENR). Para la corrección de la leche por grasa y

proteína se usó la ecuación descrita por Thomassen y de Boer (2005) y para la corrección de la leche por energía se usó la ecuación propuesta por Sjaunja *et al.* (1990).

$$\text{Kg LCGP} = (0,337 + 0,116 \% \text{grasa} + 0,06 \% \text{proteína}) \text{ kg leche (Ec. 4.1)}$$

**Ecuación 4. 1.** Kg de leche corregida por grasa y proteína

$$\text{Kg LCE} = \text{kg leche} \times (0,25 + 0,122 \% \text{grasa} + 0,077 \% \text{proteína}) \text{ (Ec. 4.2)}$$

**Ecuación 4. 2.** Kg de leche corregida por energía

#### 4.2.2 El inventario de ACV

Durante esta etapa se recolectó la información necesaria en cada sistema de producción. Para este fin, se realizó una encuesta en cada uno de los sitios para cuantificar los materiales utilizados directamente en el predio como la cantidad de fertilizante utilizado, el alimento balanceado ofrecido, la intensidad del transporte de insumos, la capacidad de carga animal, entre otros aspectos relevantes. En la Tabla 4.1 se presenta la información que fue obtenida para ambos sistemas.

#### 4.2.3 Evaluación de impacto

En esta etapa todas las estimaciones y cuantificaciones de ambos sistemas en la fase anterior se tradujeron en impactos. Para el caso de este estudio los impactos son mostrados en la Tabla 4.2.

**Tabla 4. 2** Impactos ambientales a evaluar y unidades de cuantificación

| <b>Impacto medioambiental</b>                  | <b>Unidad</b>           | <b>Contribución</b>             | <b>Factor</b>        |
|--|-------------------------|---------------------------------|----------------------|
| <b>Uso de suelo (US)</b>                       | m <sup>2</sup> o ha     | ocupación de suelo              | 1 en todos los casos |
| <b>Uso de energía no renovable (UENR)</b>      | Mj                      | Consumo de energía no renovable | 1                    |
| <b>Potencial de calentamiento Global (PCG)</b> | Kg CO <sub>2</sub> - eq | CO <sub>2</sub>                 | 1                    |
|  |                         | CH <sub>4</sub>                 | 21                   |
|  |                         | N <sub>2</sub> O                | 298                  |

El potencial de calentamiento global atmosférico o potencial de calentamiento global (PCG) fue tomado como el impacto antropogénico de efecto invernadero (GEI). El uso de

energía no renovable se refiere al agotamiento de recursos finitos de energía y se calcula utilizando los valores caloríficos propuesto en el método de la demanda de energía acumulada del SIMAPRO (Pré Consultores, 2008). Finalmente, el uso de la tierra se refiere a la pérdida de la tierra como un recurso, en el sentido de ser temporalmente no disponible para otros fines, debido al crecimiento de los cultivos.

#### **4.2.3.1 Emisiones dentro del predio**

Las estimaciones a nivel de predio estuvieron enfocadas a las principales fuentes de emisión que tradicionalmente son manejadas en sistemas ganaderos. En cuanto a las fuentes de CH<sub>4</sub>, estas fueron las asociadas con la fermentación entérica, emisiones por excretas a nivel de potrero y emisiones por praderas producto de algunas reacciones anaerobias en suelo. Las emisiones producto de la fermentación entérica fueron estimadas a partir de lo encontrado en el Capítulo 3 y las emisiones por excretas y praderas fueron determinadas a partir de lo encontrado en el Capítulo 2.

Debido a que todas estas emisiones dependen del consumo de materia seca (MS), el consumo en cada sistema fue determinado mediante el modelo CNCPS (Fox *et al.*, 2000) y a diferentes determinaciones llevadas a cabo en los mismos sistemas (Muñoz, 2009; Gaviria *et al.*, 2012; Cuartas, 2013) en los que se reportaron consumos promedio de MS entre el 2,7 y 3,2% del peso vivo animal. Adicionalmente para la estimación de CH<sub>4</sub> producto del estiércol depositado por lo animales en las praderas, la producción total de estiércol por hectárea se calculó a partir de la digestibilidad de la materia (DMS) de las dietas ofrecidas (Capítulo 3).

En cuanto a las emisiones de N<sub>2</sub>O, las fuentes incluidas en el análisis estuvieron relacionadas con la fertilización con fuentes químicas y orgánicas, excreción de N vía estiércol y vía orina, las cuales fueron estimadas siguiendo las recomendaciones del IPCC (2006) que se basan en emisiones entre el 1 y 2% del N depositado, además de lo encontrado en el Capítulo 2. Es importante resaltar que las cantidades de N excretado fueron calculadas a partir de la digestibilidad de la proteína cruda de las dietas ofrecidas en cada uno de los sistemas. Para esto se utilizaron los valores reportados por Rivera *et al.* (2012), Cuartas (2013) y Restrepo *et al.*, (2013), quienes encontraron una excreción de N vía orina alrededor del 35% del N consumido y vía estiércol del 30% aproximadamente para sistemas de lechería, también fueron usados los valores de excreciones encontrados en el Capítulo 2.

Finalmente dentro del predio fueron tenidas en cuenta las emisiones de CO<sub>2</sub>, generadas principalmente por la quema de combustible (IPCC, 2006) y por las praderas producto de la descomposición de la materia orgánica. Además, fueron usadas las emisiones estimadas en

el Capítulo 2. En la Tabla 4.3 se presentan los principales factores de emisión utilizados en el análisis de impactos a nivel de finca.

#### 4.2.3.2 Emisiones fuera del predio

Las emisiones externas a los predios se encontraron alrededor de los gases generados en la fabricación de los principales insumos utilizados en el proceso productivo por medio de factores de emisión identificados en la base de datos de Ecoinvent (2010). Cabe destacar que algunos elementos no fueron incluidos en el análisis ya que generan una baja cantidad de emisiones y porque en algunas ocasiones no fue posible encontrar los factores emisión correspondientes. Las emisiones de CH<sub>4</sub> fueron estimadas para la fabricación de insumos como: combustibles, urea, alimentos concentrados y otro tipo de fertilizantes. Las emisiones de N<sub>2</sub>O fueron estimadas durante la elaboración de urea y alimentos concentrados usados en cada sistema como también de otros fertilizantes y subproductos de cosecha ofrecidos a los animales; y el CO<sub>2</sub> estimado estuvo entorno a la fabricación de combustibles, Urea, cal, concentrados y energía eléctrica. En la Tabla 4.4 se muestran los factores de emisión utilizados fuera del predio.

**Tabla 4.3** Fuentes de emisión y factores de emisión utilizados en cada uno de los sistemas a nivel de finca

| Interno                            | Factor de emisión |          | Unidad   | Referencia                  |
|------------------------------------|-------------------|----------|--|-----------------------------|
|                                    | SSPi              | SILT     |  |                             |
| <b>Emisiones de CH<sub>4</sub></b> |                   |          |  |                             |
| Fermentación entérica              | 21,3              | 19,5     | g de CH <sub>4</sub> kg <sup>-1</sup> de MSC               | Capítulo 3 Tesis            |
| Excretas en potrero                | 6,3               | 6,3      | g de CH <sub>4</sub> m <sup>3</sup> día <sup>-1</sup>      | Sneath <i>et al.</i> (2006) |
| Praderas                           | -326,7            | 14.924,4 | g de CH <sub>4</sub><br>ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> | Capítulo 2 Tesis            |
| Quema de Gasolina                  | 0,12              | 0,12     | g de CH <sub>4</sub> lt <sup>-1</sup>                      | Ecoinvent (2010)            |
| Quema de Diesel                    | 0,14              | 0,14     | g de CH <sub>4</sub> lt <sup>-1</sup>                      | Ecoinvent (2010)            |
| <b>Emisiones de N<sub>2</sub>O</b> |                   |          |  |                             |
| Fertilización (Urea)               | 2,0%              | 2,0%     | Del N aplicado   | IPCC (2006)                 |
| Fertilización (Gallinaza)          | 2,0%              | 2,0%     | Del N aplicado   | IPCC (2006)                 |
| Fertilización (SAM)                | 2,0%              | 2,0%     | Del N aplicado   | IPCC (2006)                 |
| Fertilización (DAP)                | 2,0%              | 2,0%     | Del N aplicado   | IPCC (2006)                 |
| Excretas – Estiércol               | 1,37%             | 1,77%    | Del N excretado  | Capítulo 2 Tesis            |
| Excretas - Orina                   | 0,3%              | 3,47%    | Del N excretado  | Capítulo 2 Tesis            |
| Praderas                           | 5510,4            | 47417,9  | g de N <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>   | Capítulo 2 Tesis            |
| Quema de Gasolina                  | 0,19              | 0,19     | g de N <sub>2</sub> O l <sup>-1</sup>                      | Ecoinvent (2010)            |
| Quema de Diesel                    | 0,14              | 0,14     | g de N <sub>2</sub> O l <sup>-1</sup>                      | Ecoinvent (2010)            |
| <b>Emisiones de CO<sub>2</sub></b> |                   |          |  |                             |
| Quema de combustible (Diesel)      | 2630              | 2630     | g l-Usado <sup>-1</sup>                                    | Nemecek y Kagi (2007)       |



|                                 |      |      |  |                       |
|---------------------------------|------|------|--|-----------------------|
| Quema de combustible (Gasolina) | 2389 | 2389 | g l-Usado <sup>-1</sup>                                  | Nemecek y Kagi (2007) |
| Praderas                        | 132  | 276  | kg de CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> | Capítulo 2 Tesis      |

#### 4.2.3.3 Uso de energía no renovable

Para estas estimaciones fueron utilizadas factores logrados en diferentes estudios, como por ejemplo: transporte de fertilizantes y producción de otros forrajes, distribución de los insumos utilizaron, quema de combustible durante la producción de los insumos, entre otros. En la Tabla 4.5 se muestran los factores utilizados.

**Tabla 4. 4** Fuentes de emisión y factores de emisión utilizados en cada uno de los sistemas fuera de la finca

| Externo   | Factor de emisión |        | Unidad                           | Referencia                        |
|---|-------------------|--------|----------------------------------|-----------------------------------|
|   | SSPi              | SILT   |                                  |                                   |
| <b>Emisiones de CH<sub>4</sub></b>              |                   |        |                                  |                                   |
| Combustible (kg)                                | 1,43              | 1,43   | g l <sup>-1</sup> de Combustible | Ecoinvent (2010)                  |
| Urea (KgN)                                      | 3,71              | 3,71   | g Kg de N <sup>-1</sup>          | Ecoinvent (2010)                  |
| Concentrado (kg)                                | 1,47              | 1,47   | g kg <sup>-1</sup>               | Ecoinvent (2010)                  |
| Cogollo de Caña (kg)                            | 1,42              | 1,42   | g kg <sup>-1</sup>               | Ballesteros y Sotelo (2103)       |
| Gluten de maíz (Kg)                             | 1,05              | 1,05   | g kg <sup>-1</sup>               | Barber <i>et al.</i> (2011)       |
| Salvado de arroz (Kg)                           | 1,26              | 1,26   | g kg <sup>-1</sup>               | Xua <i>et al.</i> (2013)          |
| Fertilización (SAM)                             | 2,04              | 2,04   | g kg <sup>-1</sup>               | Ecocosts (2012)                   |
| Fertilización (DAP)                             | 1,94              | 1,94   | g kg <sup>-1</sup>               | Davis y Haglund (1999)            |
| Fertilización (K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) | 1,71              | 1,71   | g kg <sup>-1</sup>               | Ecocosts (2012); Ecoinvent (2013) |
| <b>Emisiones de N<sub>2</sub>O</b>              |                   |        |                                  |                                   |
| Urea - (Kg -N)                                  | 0,03              | 0,03   | g Kg <sup>-1</sup> de N          | Ecoinvent (2010)                  |
| Concentrado (kg)                                | 0,73              | 0,73   | g kg <sup>-1</sup>               | Ecoinvent (2010)                  |
| Cogollo de Caña (kg)                            | 0,51              | 0,51   | g kg <sup>-1</sup>               | Ballesteros y Sotelo (2103)       |
| Gluten de maíz (Kg)                             | 0,65              | 0,65   | g kg <sup>-1</sup>               | Barber <i>et al.</i> (2011)       |
| Salvado de arroz (Kg)                           | 0,68              | 0,68   | g kg <sup>-1</sup>               | Xua <i>et al.</i> (2013)          |
| Fertilización (SAM)                             | 0,033             | 0,033  | g kg <sup>-1</sup>               | Ecocosts (2012); Ecoinvent (2013) |
| Fertilización (DAP)                             | 0,2               | 0,2    | g kg <sup>-1</sup>               | Davis y Haglund (1999)            |
| Fertilización (K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) | 0,0138            | 0,0138 | g kg <sup>-1</sup>               | Ecocosts (2012); Ecoinvent (2013) |
| <b>Emisiones de CO<sub>2</sub></b>              |                   |        |                                  |                                   |
| Electricidad (Kwh)                              | 580,0             | 580,0  | g kwh <sup>-1</sup>              | Ecoinvent (2010)                  |
| Combustible (kg)                                | 320,0             | 320,0  | g kg <sup>-1</sup>               | Ecoinvent (2010)                  |
| Urea (KgN)                                      | 3100,0            | 3100,0 | g Kg <sup>-1</sup> de N          | Ecoinvent (2010)                  |
| Cal (kg)  | 820,0             | 820,0  | g kg <sup>-1</sup>               | Ecoinvent (2010)                  |
| Concentrado (kg)                                | 700,0             | 700,0  | g kg <sup>-1</sup>               | Ecoinvent (2010)                  |
| Cogollo de Caña (kg)                            | 78,8              | 78,8   | g kg <sup>-1</sup>               | Ballesteros y Sotelo (2103)       |

|   |        |        |                    |                                   |
|---|--------|--------|--------------------|-----------------------------------|
| Gluten de maíz (Kg)                             | 232,0  | 232,0  | g kg <sup>-1</sup> | Barber <i>et al.</i> (2011)       |
| Salvado de arroz (Kg)                           | 338,0  | 338,0  | g kg <sup>-1</sup> | Xua <i>et al.</i> (2013)          |
| Fertilización (SAM)                             | 1705,0 | 1705,0 | g kg <sup>-1</sup> | Ecocosts (2012); Ecoinvent (2013) |
| Fertilización (DAP)                             | 1884,0 | 1884,0 | g kg <sup>-1</sup> | Davis y Haglund (1999)            |
| Fertilización (K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) | 1426,0 | 1426,0 | g kg <sup>-1</sup> | Ecocosts (2012); Ecoinvent (2013) |
| <b>Transporte</b>                               |        |        |                    |                                   |
| Transporte de insumos externos                  |        |        |                    | Ecoinvent (2010)                  |

MSI: Materia seca ingestada; SAM: Sulfato de Amonio; DAP: Fosfato diamónico; K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>: Sulfato de potasio.

**Tabla 4. 5** Factores utilizados para estimar el uso de energía no renovable en los sistemas

| Uso de Energía no Renovable (Mj)                     | Valor | Unidad | Referencia                        |
|--|-------|--------|-----------------------------------|
| Concentrado (kg)                                     | 5,52  | Mj     | Ecoinvent (2010)                  |
| Diesel (kg)  | 44,61 | Mj     | Ecoinvent (2010)                  |
| Gasolina (kg)  | 43,5  | Mj     | Ecocosts (2012); Ecoinvent (2013) |
| Urea (kg- N)   | 63,93 | Mj     | Ecoinvent (2010)                  |
| Electricidad (Kwh)                                   | 11,38 | Mj     | Ecoinvent (2010)                  |
| Quemas de Diesel (kg)                                | 36,4  | Mj     | Ecoinvent (2010)                  |
| Quemas de Gasolina (kg)                              | 32,4  | Mj     | Ecoinvent (2010)                  |
| Cogollo de Caña (kg)                                 | 0,6   | Mj     | Ecocosts (2012); Ecoinvent (2013) |
| Gluten de maíz (kg)                                  | 1,02  | Mj     | Ecocosts (2012); Ecoinvent (2013) |
| Salvado de arroz (kg)                                | 2,178 | Mj     | Ecocosts (2012); Ecoinvent (2013) |
| Fertilización (SAM) (kg)                             | 26,8  | Mj     | Ecocosts (2012); Ecoinvent (2013) |
| Fertilización (DAP) (kg)                             | 27,9  | Mj     | Ecocosts (2012); Ecoinvent (2013) |
| Fertilización (K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) (kg) | 19    | Mj     | Ecocosts (2012); Ecoinvent (2013) |

SAM: Sulfato de Amonio; DAP: Fosfato diamónico; K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>: Sulfato de potasio.

#### 4.2.3.4 Uso del suelo

El uso del suelo se refiere a la pérdida de la tierra como un recurso, en el sentido de no ser temporalmente disponible para otros fines, debido al crecimiento de los cultivos. En este impacto se calculó el suelo usado fuera de cada sistema productivo con el fin de la elaboración de insumos, especialmente de los alimentos. En la Tabla 4.6 se presentan los factores usados para este fin.

**Tabla 4. 6** Factores del uso del suelo para la elaboración de insumos para los sistemas

| Uso de suelo fuera de la finca (m <sup>2</sup> ) | m <sup>2</sup> Kg de materia <sup>-1</sup> | Referencia                        |
|--|--|-----------------------------------|
| Concentrado                                      | 1,21                                       | Ecocosts (2012); Ecoinvent (2013) |
| Cogollo de Caña                                  | 0,44                                       | Ecocosts (2012); Ecoinvent (2013) |
| Gluten de maíz                                   | 0,25                                       | Ecocosts (2012); Ecoinvent (2013) |
| Salvado de arroz                                 | 0,3  | Ecocosts (2012); Ecoinvent (2013) |

### 4.3 Resultados y discusión

El ACV o LCA por sus siglas en inglés (*Life Cycle Assessment*) es una metodología que busca cuantificar, identificar y caracterizar los diferentes impactos ambientales potenciales, al igual que los recursos utilizados a lo largo de las etapas de un proceso productivo. En los últimos años, esta metodología se ha convertido en un popular método mundialmente aceptado para evaluar el impacto de la producción agrícola en el medio ambiente al tomar un enfoque de sistemas y a su constante evolución para alcanzar estimaciones más ajustadas a la realidad (Thomassen *et al.*, 2009; O'Brien *et al.*, 2012).

Las consecuencias ambientales predominantes cuantificadas en los estudios de ACV en sistemas agropecuarios han estado enfocados a efectos: acidificantes y eutróficos, efectos en el agua, calentamiento global y utilización de recursos como la tierra y energía no renovable (O'Brien *et al.*, 2012). Típicamente los estudios de este tipo llevados a cabo en sistemas agrícolas no evalúan la vida completa de un producto. En cambio, el efecto del sistema agrícola en el medio ambiente se tradicionalmente ha evaluado hasta el punto de producción del bien primario en finca (Williams *et al.*, 2006). Desde hace ya hace varios años, diferentes estudios en sistemas de producción tales como estabulación, pastoreo y orgánicos se han llevado a cabo (Basset-Mens *et al.*, 2009; Van der Werf *et al.*, 2009; Arsenault *et al.*, 2009).

En la Tabla 4.7 se presentan las emisiones expresadas como kilogramos de CO<sub>2</sub>-eq para cada una de las unidades funcionales evaluadas, de igual manera en la Tabla 4.8 se muestra la distribución tanto a nivel de finca como fuera de esta de las emisiones en cada una de las fuentes trabajadas.

En cada una de las UF el SSPi emitió menores cantidades de GEI si se compara con el sistema tradicional. Particularmente para un kg de LCGP el SSPi emitió un 12,14% menos de GEI que el SILT (2,05 vs 2,34 kg de CO<sub>2</sub>-eq), además, para un kg de LCE, un kg de proteína y un kg de grasa este mismo sistema logró generar 12,51; 18,94 y 22,93% menos de CO<sub>2</sub>-eq respectivamente respecto al sistema tradicional. Cabe destacar que gracias a las condiciones de cada predio la producción de leche durante un año era de aproximadamente 730.000 y 467.200 para el SSPi y SILT respectivamente.

La carga ambiental asociada a un kg de leche encontrada en este trabajo se encuentra por encima de otros estudios llevados a cabo especialmente en Europa donde el rango para un Kg de LCE estuvo entre 0,97 a 1,5 (Cederberg y Mattsson, 2000; Hospido *et al.*, 2003; Cederberg y Flysjö, 2004 y Basset-Mens *et al.* 2009), probablemente porque estos sistemas contaban con alguna diferencia en los factores de emisión utilizados en los estudios o parámetros productivos.

**Tabla 4. 7** Kilogramos de CO<sub>2</sub> -eq para cada una de las unidades funcionales trabajadas

|   | <b>SSPi</b> | <b>SILT</b> |
|---|-------------|-------------|
| kg CO <sub>2</sub> -eq kg de leche <sup>-1</sup>        | 1,61        | 1,87        |
| kg CO <sub>2</sub> -eq kg de leche (LCGP) <sup>-1</sup> | 2,05        | 2,34        |
| kg CO <sub>2</sub> -eq kg de Grasa <sup>-1</sup>        | 42,30       | 54,89       |
| kg CO <sub>2</sub> -eq kg de Proteína <sup>-1</sup>     | 47,27       | 58,32       |
| kg CO <sub>2</sub> -eq kg de leche (LCE) <sup>-1</sup>  | 1,68        | 1,92        |

LCGP: kg de leche corregido por grasa y proteína; LCE: kg de leche corregido por energía.

Diferentes estudios de ACV en sistemas de producción bovinos bajo distintos escenarios se han desarrollado (Thomassen *et al.*, 2008; Yan *et al.*, 2011; O'Brien *et al.*, 2012; Weiss y Leip, 2012). Sistemas tradicionales bajo pastoreo, sistemas de lechería con propósitos orgánicos y sistemas estabulados conforman principalmente las listas de sistemas analizados con esta metodología. Los resultados han sido muy contrastantes debido a la variedad de condiciones productivas, pero pocos estudios de comparación entre sistemas se han desarrollado (O'Brien *et al.*, 2012). Habitualmente los análisis de ACV han sido encaminados tanto para la producción de leche como para la producción de carne, pero es importante resaltar que estos se han enfocado a evaluaciones a nivel de finca especialmente (Hospido *et al.*, 2003; Yan *et al.*, 2011; Flysjö *et al.*, 2012).

Por otra parte las emisiones de GEI encontradas en este trabajo se encuentran en el rango descrito por Hagemann *et al.* (2012) quienes para sistemas de lechería alrededor del mundo encontraron emisiones entre 0,98 y 2,69 kg de CO<sub>2</sub> -eq por kg de leche producida corregida por grasa y proteína, siendo los valores más bajos en sistemas especializados en Europa y los valores más altos en África, dependiendo del grado de tecnificación y manejos locales de los sistemas, estos valores igualmente se encuentran cercanos a los reportados por Arsenault *et al.* (2009), O'Brien *et al.* (2012) y Flysjö *et al.* (2012).

Ambos sistemas tuvieron emisiones relativamente bajas, si se tiene en cuenta que se basan en pastoreo y a que fueron incluidas emisiones por fuera de las fincas. En general ambos sistemas cuentan con una alta producción, aspecto que permite alcanzar emisiones por unidad de producto relativamente bajas especialmente el SILT, el cual a pesar de ofrecer altas cantidades de alimento concentrado y tener un alto régimen de fertilización sus emisiones por kg de leche no distaron mucho del SSPi. En la Tabla 4.8 se presenta la distribución de gases para ambos sistemas.

Las emisiones promedio de CH<sub>4</sub> por fermentación entérica en los animales en producción fueron 0,301 y 0,314 kg animal<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> para los sistemas respectivamente. Mora (2001) en fincas lecheras especializadas evaluando los efectos en las emisiones de CH<sub>4</sub> en fincas con

niveles bajos, medios y altos de insumos, obtuvo valores de 0,388; 0,463 y 0,470 kg de CH<sub>4</sub> animal<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> respectivamente. De acuerdo a lo anterior, Abreu *et al.* (2004), se refirió a las emisiones de CH<sub>4</sub> en ganado lechero, señalando que estas varían con la dieta, la raza y estado fisiológico del animal, mientras que Johnson y Johnson (1995), mencionan factores que determinan la producción de CH<sub>4</sub> como el consumo y valor nutritivo del alimento, carbohidratos y la manipulación de microflora ruminal.

La diferencia de las emisiones totales entre sistemas se debió a la discrepancia de las áreas que conformaban cada uno, ya que por ejemplo el SSPi tenía 118 ha bajo pastoreo y el SILT solo 15. A nivel de finca, el gas con mayor importancia, expresado como CO<sub>2</sub>-eq fue el CH<sub>4</sub>, producto básicamente de la fermentación entérica, llegando a representar hasta el 84% de los gases para el SSPi y el 55% en el SILT. Otras fuentes importantes de GEI fueron las relacionadas con el N<sub>2</sub>O, especialmente en el sistema tradicional donde representaron aproximadamente el 40% de las emisiones internas. En términos de distribución interna de los tres gases expresadas como CO<sub>2</sub>-eq, el SSPi tuvo un 84% proveniente de metano, un 12% de N<sub>2</sub>O y el restante 4% obedeció a dióxido de carbono propiamente, en cuanto al SILT la distribución estuvo en un 55, 42 y 3% para cada gas respectivamente. La diferencia entre sistemas obedeció básicamente a la fertilización aplicada en el SILT, ya que fuentes de N como Urea, Gallinaza, SAM y DAP eran utilizadas en las praderas.

**Tabla 4. 8** Distribución de GEI en cada una de las fuentes de emisión a nivel de finca y fuera de esta

| Interno                                  | SSPi<br>t CO <sub>2</sub> -<br>eq | Del<br>total<br>% | LCGP<br>asignados por<br>fuente de<br>emisión | LCE asignados<br>por fuente de<br>emisión | SILT<br>t CO <sub>2</sub> -<br>eq | Del<br>total<br>% | LCGP<br>asignados por<br>fuente de<br>emisión | LCE asignados<br>por fuente de<br>emisión |
|--|-----------------------------------|-------------------|---|---|-----------------------------------|-------------------|---|---|
| <b>Emisiones de CH<sub>4</sub></b>       |                                   |                   |   |   |                                   |                   |   |   |
| Fermentación entérica                    | 627,46                            | 53,48%            | 306.598                                       | 372.934                                   | 272,68                            | 31,32%            | 116.675                                       | 142.478                                   |
| Excretas en potrero                      | 22,14                             | 1,89%             | 10.818  | 13.159                                    | 10,69                             | 1,23%             | 4.574   | 5.586                                     |
| Praderas                                 | -0,81                             | -0,07%            | -396  | -481                                      | 4,7                               | 0,54%             | 2.011   | 2.456                                     |
| Quema de Gasolina                        | 0,01                              | 0,00%             | 5   | 6   | 0                                 | 0,00%             | -   | -   |
| Quema de Diesel                          | 0,01                              | 0,00%             | 5   | 6   | 0,01                              | 0,00%             | 4   | 5   |
| <b>Total (t CO<sub>2</sub> -<br/>eq)</b> | <b>648,81</b>                     |                   |   |   | <b>288,08</b>                     |                   |   |   |
| <b>Emisiones de N<sub>2</sub>O</b>       |                                   |                   |   |   |                                   |                   |   |   |
| Fertilización (urea)                     | 0                                 | 0,00%             | -   | -   | 0                                 | 0,00%             | -   | -   |
| Fertilización (Gallinaza)                | 0                                 | 0,00%             | -   | -   | 0                                 | 0,00%             | -   | -   |

|  |                |        |        |         |               |        |        |         |
|--|----------------|--------|--------|---------|---------------|--------|--------|---------|
| Fertilización (SAM)                          | 0              | 0,00%  | -      | -       | 0             | 0,00%  | -      | -       |
| Fertilización (DAP)                          | 0              | 0,00%  | -      | -       | 0             | 0,00%  | -      | -       |
| Excretas – Estiércol                         | 55,58          | 4,74%  | 27.158 | 33.034  | 31,05         | 3,57%  | 13.286 | 16.224  |
| Excretas - Orina                             | 5,65           | 0,48%  | 2.761  | 3.358   | 33,57         | 3,86%  | 14.364 | 17.541  |
| Praderas                                     | 193,76         | 16,51% | 94.678 | 115.162 | 211,96        | 24,34% | 90.694 | 110.751 |
| Quema de Gasolina                            | 0,2            | 0,02%  | 98     | 119     | 0             | 0,00%  | -      | -       |
| Quema de Diesel                              | 0,11           | 0,01%  | 54     | 65      | 0,13          | 0,01%  | 56     | 68      |
| <b>Total (t CO<sub>2</sub> – eq)</b>         | <b>255,3</b>   |        |        |         | <b>276,71</b> |        |        |         |
| <b>Emisiones de CO<sub>2</sub></b>           |                |        |        |         |               |        |        |         |
| Quema de combustible (Diesel)                | 6,73           | 0,57%  | 3.289  | 4.000   | 8,39          | 0,96%  | 3.590  | 4.384   |
| Quema de combustible (Gasolina)              | 8,3            | 0,71%  | 4.056  | 4.933   | 0             | 0,00%  | -      | -       |
| Praderas                                     | 15,576         | 1,33%  | 7.611  | 9.258   | 4,14          | 0,48%  | 1.771  | 2.163   |
| <b>Total (t CO<sub>2</sub> – eq)</b>         | <b>30,606</b>  |        |        |         | <b>12,53</b>  |        |        |         |
| <b>Total Interno (t CO<sub>2</sub> – eq)</b> | <b>934,716</b> |        |        |         | <b>577,32</b> |        |        |         |

| Externo   | SSPi<br>t CO <sub>2</sub> -<br>eq | Del<br>total<br>% | LCGP<br>asignados por<br>fuente de<br>emisión | LCE asignados<br>por fuente de<br>emisión | SILT<br>t CO <sub>2</sub> -<br>eq | Del<br>total<br>% | LCGP<br>asignados por<br>fuente de<br>emisión | LCE asignados<br>por fuente de<br>emisión |
|---|-----------------------------------|-------------------|---|---|-----------------------------------|-------------------|---|---|
| <b>Emisiones de CH<sub>4</sub></b>              |                                   |                   |   |   |                                   |                   |   |   |
| Combustible (kg)                                | 0,18                              | 0,02%             | 88  | 107                                       | 0,1                               | 0,01%             | 43  | 52  |
| Urea (Kg-N) Concentrado (kg)                    | 0                                 | 0,00%             | -   | -   | 0,02                              | 0,00%             | 9   | 10  |
| Cogollo de Caña (kg)                            | 0                                 | 0,00%             | -   | -   | 6,83                              | 0,78%             | 2.922   | 3.569                                     |
| Gluten de maíz (kg)                             | 1,77                              | 0,15%             | 865   | 1.052                                     | 0                                 | 0,00%             | -   | -   |
| Salvado de arroz (Kg)                           | 6,96                              | 0,59%             | 3.401   | 4.137                                     | 0                                 | 0,00%             | -   | -   |
| Fertilización (SAM)                             | 0                                 | 0,00%             | -   | -   | 0,03                              | 0,00%             | 13  | 16  |
| Fertilización (DAP)                             | 0                                 | 0,00%             | -   | -   | 0                                 | 0,00%             | -   | -   |
| Fertilización (K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) | 0                                 | 0,00%             | -   | -   | 0,01                              | 0,00%             | 4   | 5   |
| <b>Total</b>                                    | <b>8,91</b>                       |                   |   |   | <b>13,91</b>                      |                   |   |   |
| <b>Emisiones de N<sub>2</sub>O</b>              |                                   |                   |   |   |                                   |                   |   |   |
| Urea - (KgN) Concentrado (kg)                   | 0                                 | 0,00%             | -   | -   | 2,5                               | 0,29%             | 1.070   | 1.306                                     |
| Cogollo de Caña                                 | 0                                 | 0,00%             | -   | -   | 48,12                             | 5,53%             | 20.590  | 25.143                                    |
|   | 0                                 | 0,00%             | -   | -   | 35,28                             | 4,05%             | 15.096  | 18.434                                    |

|  |                 |       |               |               |               |        |               |               |  |
|--|-----------------|-------|---------------|---------------|---------------|--------|---------------|---------------|--|
| (kg)   |                 |       |               |               |               |        |               |               |  |
| Gluten de maíz (kg)                                      | 15,55           | 1,33% | 7.598         | 9.242         | 0             | 0,00%  | -             | -             |  |
| Salvado de arroz (Kg)                                    | 53,33           | 4,55% | 26.059        | 31.697        | 0             | 0,00%  | -             | -             |  |
| Fertilización (SAM)                                      | 0               | 0,00% | -             | -             | 0,01          | 0,00%  | 4             | 5             |  |
| Fertilización (DAP)                                      | 0               | 0,00% | -             | -             | 0,01          | 0,00%  | 4             | 5             |  |
| Fertilización (K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> )          | 0               | 0,00% | -             | -             | 0             | 0,00%  | -             | -             |  |
| <b>Total</b>   | <b>68,88</b>    |       |               |               | <b>85,92</b>  |        |               |               |  |
| <b>Emisiones de CO<sub>2</sub></b>                       |                 |       |               |               |               |        |               |               |  |
| Electricidad (Kwh)                                       | 48,96           | 4,17% | 23.924        | 29.100        | 14,69         | 1,69%  | 6.286         | 7.676         |  |
| Combustible (kg)   | 1,93            | 0,16% | 943           | 1.147         | 1,02          | 0,12%  | 436           | 533           |  |
| Urea (KgN)   | 0               | 0,00% | -             | -             | 0,87          | 0,10%  | 372           | 455           |  |
| Concentrado (kg)   | 0               | 0,00% | -             | -             | 154,83        | 17,78% | 66.249        | 80.900        |  |
| Cogollo de Caña  | 0               | 0,00% | -             | -             | 18,29         | 2,10%  | 7.826         | 9.557         |  |
| Consumo de gluten de maíz                                | 18,63           | 1,59% | 9.103         | 11.073        | 0             | 0,00%  | -             | -             |  |
| Consumo de salvado de arroz                              | 88,95           | 7,58% | 43.464        | 52.868        | 0             | 0,00%  | -             | -             |  |
| Fertilización (SAM)                                      | 0               | 0,00% | -             | -             | 1,04          | 0,12%  | 445           | 543           |  |
| Fertilización (DAP)                                      | 0               | 0,00% | -             | -             | 0,23          | 0,03%  | 98            | 120           |  |
| Fertilización (K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> )          | 0               | 0,00% | -             | -             | 0,26          | 0,03%  |               |               |  |
| <b>Total</b>   | <b>158,47</b>   |       |               |               | <b>191,23</b> |        |               |               |  |
| <b>Transporte externo (t CO<sub>2</sub> – eq)</b>        | <b>2,38</b>     |       |               |               | <b>3,59</b>   |        |               |               |  |
| <b>Total Externo (t CO<sub>2</sub> – eq)</b>             | <b>238,64</b>   |       |               |               | <b>293,44</b> |        |               |               |  |
| <b>Gran Total (t CO<sub>2</sub> – eq)</b>                | <b>1173,356</b> |       |               |               | <b>870,76</b> |        |               |               |  |
| <b>Emisiones ha<sup>-1</sup> (t CO<sub>2</sub> – eq)</b> | <b>7,92</b>     |       |               |               | <b>38,49</b>  |        |               |               |  |
| <b>Litros producidos</b>                                 |                 |       | <b>573342</b> | <b>697389</b> |               |        | <b>372582</b> | <b>454980</b> |  |

SAM: Sulfato de Amonio; DAP: Fosfato diamónico; K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>: Sulfato de potasio.

Las emisiones de CH<sub>4</sub> por fermentación entérica calculadas en el presente estudio para cada uno de los sistemas fueron 6,00 y 19,27 t de CO<sub>2</sub> –eq ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Estos resultados contrastan con otros estudios ya que la calidad de la dieta y la carga animal afectan estas emisiones. En un estudio realizado en Brasil por Primavesi *et al.*, (2004), encontraron emisiones de este gas de 1,7 a 3,09 t CO<sub>2</sub> –eq ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en pasturas de *Megathyrus maximus* y *Brachiaria decumbens* fertilizados y de 1,38 a 1,52 t CO<sub>2</sub> –eq ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en pasturas sin fertilizar. El trabajo de estos autores, resalta la influencia de la calidad de los forrajes en las

emisiones y también los efectos raciales de los animales porque parecen existir diferencias en la eficiencia en el uso de los forrajes, que podrían deberse a diferencias en el contenido y degradabilidad de la fibra (Molina y Barahona, 2011). Los resultados de este estudio fueron muy similares a los encontrados por Naranjo *et al.*, (2012) quienes estimaron una emisión de 6,1 t de CO<sub>2</sub> -eq ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en sistemas silvopastoriles intensivos orientados a la producción de carne.

Particularmente para el óxido nítrico, según el IPCC (2006), el total de N excretado por Unidad Animal (U.A) en Suramérica se estima en 162 g de N día<sup>-1</sup>, para el caso de este estudio esta excreción fue de 196 y 218 g día<sup>-1</sup> respectivamente. Como emisiones directas, por cada kilo de N en forma de excreta depositada en el suelo, 20% se volatiliza y 30% se lixivia. Del 20% que se volatiliza, el 1% es emitido como N<sub>2</sub>O y del 30% lixiviado, un 75% es emitido como N<sub>2</sub>O (IPCC 2006). Así, una U.A. ha<sup>-1</sup> puede producir 59,13 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> como excretas; es decir, en forma directa se emiten 0,59 kg de N-N<sub>2</sub>O o 0,93 kg N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> e indirectamente se emiten 0,25 de N-N<sub>2</sub>O o 0,39 kg N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Naranjo *et al.*, 2012). Los cálculos en este estudio en emisiones de N<sub>2</sub>O por estiércol y orina en kg CO<sub>2</sub> -eq ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, fueron de 1114 para el SSPi y 7059 para el SILT, estos resultados se encuentran cercados a los reportados por Naranjo *et al.*, (2012), especialmente el alcanzado en el SSPi.

Por otra parte alrededor de las emisiones generadas fuera de las fincas, la distribución de los gases fue muy similar entre sistemas, encontrándose que el CO<sub>2</sub> fue el gas que mayormente se emitió con un 66% de la totalidad de CO<sub>2</sub>-eq, seguido del N<sub>2</sub>O con un 29% y el CH<sub>4</sub> se generó en un 4%. La fuente que tuvo mayores emisiones en el SSPi fue la obtención de los alimentos para suplementar, más específicamente el salvado de arroz. Con relación al SILT fuera de este, las mayores emisiones se generaron también por la fabricación del alimento concentrado, además de los fertilizantes llegando a representar hasta un 85% aproximadamente la elaboración de los alimentos para suplementar.

Finalmente contrastando las emisiones dentro y fuera los predios, se determinó que para el SSPi a nivel de finca se generaron el 78.78% y externamente el restante 20.22%, para el caso del SILT las emisiones internas y externas fueron 66.65 y 33.05% respectivamente. Además cabe resaltar que las emisiones por unidad de áreas (ha) estuvieron en 39.25 y 7.98 t de CO<sub>2</sub>-eq para el SILT y SSPi respectivamente. Los valores encontrados en este estudio del SSPi estuvieron muy cercanos a los reportados por Naranjo *et al.* (2012) quienes reportaron emisiones alrededor de 7,1 t de CO<sub>2</sub> - eq ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para un SSPi con leucaena, contrastando estos valores con los reportados por Primavesi *et al.* (2004) en Brasil (3.09 t CO<sub>2</sub> -eq ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) en pasturas tradicionales. Bajo estos valores se logra identificar que mayores emisiones por unidad de área es producto del nivel de intensificación de los mismos ya que estos representan una capacidad de carga mayor gracias la productividad de



sus pasturas, a que los consumos son mayores y a una probable fertilización (Restrepo *et al.*, 2012; Rivera *et al.*, 2014).

Con relación al UENR, en la Tabla 4.9 se presentan los resultados para ambos escenarios. Así como para el potencial de calentamiento global (GEI). El SSPi tuvo menor impacto al requerir menor cantidad de energía no renovable para producir cada una de las UF.

**Tabla 4. 9** Uso de energía no renovable (UENR) utilizada en cada una de las unidades funcionales en cada sistema.

| Resultados (Mj año <sup>-1</sup> )              | SSPi       | SILT       |
|---|------------|------------|
| Concentrado                                     | 0          | 1220968,8  |
| Diesel  | 114085,614 | 142395,12  |
| Gasolina  | 151084,2   | 0          |
| Urea  | 0          | 268346,175 |
| Electricidad                                    | 960669,91  | 288200,97  |
| Quemas de Diesel                                | 93089,36   | 116188,8   |
| Quemas de Gasolina                              | 112531,68  | 0          |
| Cogollo de Caña                                 | 0          | 105120     |
| Consumo de gluten de maíz                       | 81906      | 0          |
| Consumo de salvado de arroz                     | 573173,37  | 0          |
| Fertilización (SAM)                             | 0          | 16303,33   |
| Fertilización (DAP)                             | 0          | 3394,50    |
| Fertilización (K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) | 0          | 3467,50    |

SAM: Sulfato de Amonio; DAP: Fosfato diamónico; K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>: Sulfato de potasio.

Según el uso de energía para cada material o actividad incluida en los procesos productivos de ambos sistemas ganaderos (Tabla 4.10), el SSPi requirió sólo un 63% de energía para producir un kg de leche corregido por grasa y proteína de la usada en el SILT (3.64 vs 5.81 Mj kg de LCGP<sup>-1</sup>). De igual manera para producir un kg de grasa y proteína el SSPi uso en promedio un 44% menos de energía que el SILT.

Los resultados encontrados en este estudio se deben seguramente a la alta dependencia de insumos externos en el SILT, ya que la fabricación de estos requiere gran cantidad de energía como se observa en la Tabla 4.9, insumos como el concentrado para suplementación (56.4%), elaboración de la Urea (12%) y transformación de la energía eléctrica (13,3%) fueron los componentes con mayores requerimientos de energía; para el caso del SSPi fue la energía eléctrica (46%), el salvado de arroz (27%) y la gasolina (7,2%).

Los resultados encontrados en este estudio se encuentran cercanos a los reportados por O'Brien et al., 2012, quienes encontraron un uso de energía para en sistemas bajo pastoreo y en confinamiento entre 2.3 y 4.9 Mj kg de LCGP<sup>-1</sup>.

**Tabla 4. 10** Uso de energía (Mj) no renovable para lograr cada una de las UF trabajadas

|  | SSPi  | SILT   | Diferencia (SSPi vs SILT) |
|--|-------|--------|---------------------------|
| <b>kg de leche (LCGP)<sup>-1</sup></b> | 3,64  | 5,81   | 62,65%                    |
| <b>kg de leche (LCE)<sup>-1</sup></b>  | 2,99  | 4,76   | 62,82%                    |
| <b>kg de Grasa<sup>-1</sup></b>        | 75,22 | 136,26 | 55,20%                    |
| <b>kg de Proteína<sup>-1</sup></b>     | 84,06 | 144,77 | 58,06%                    |

Estos resultados se encuentran acordes con valores reportados por autores como Cederberg y Flysjö (2004), Haas *et al.* (2001), Thomassen *et al.* (2009) y Williams *et al.* (2006) quienes han reportado un uso de energía por kg de LCE entre 1.3 a 6,2 Mj, además para un kg de proteína de Vries y de Boer (2010) encontraron para sistemas en Europa un uso de energía entre 37 a 144 Mj kg<sup>-1</sup>. Comparando este uso de energía con otros productos animales parece ser que la leche puede necesitar menos de este recurso ya que por ejemplo para un kg de proteína de cerdo pueden ser utilizados entre 95 a 236 Mj kg<sup>-1</sup>, para pollo entre 80 a 152 Mj y para carne bovina entre 177 a 273 Mj kg<sup>-1</sup> (de Vries y de Boer, 2010). Finalmente en la Tabla 4.11 se presenta el uso del suelo adicional a las áreas de pastoreo en cada sistema para la obtención de materias primas usadas en sus procesos productivos, se destaca que el uso de la tierra se refiere a la pérdida de la tierra como un recurso, en el sentido de ser temporalmente disponible para otros fines, debido al crecimiento de los cultivos.

**Tabla 4. 11** Uso de suelo (US) fuera de finca (m<sup>2</sup>)

| Resultados                | SSPi    | SILT     |
|---------------------------|---------|----------|
| Concentrado               | 0       | 267639,9 |
| Cogollo de Caña           | 0       | 77088    |
| Consumo de gluten de maíz | 20075   | 0        |
| Salvado de arroz          | 78949,5 | 0        |

Según los datos encontrados el SSPi necesitaría aproximadamente 9,9 has más de suelo para suplir los requerimientos que exige el sistema en cuanto alimentos, además el ST necesitaría aproximadamente 34,4 has más de área para fabricar los alimentos que sirven como suplemento.

Un análisis de este tipo es importante ya que realmente permite conocer el área involucrada en el proceso productivo, para este estudio aparentemente el SILT era muy eficiente en el

uso del suelo pero analizando más integralmente se observó que requiere más área fuera del sistema que la utilizada para el verdadero pastoreo de los animales. También este análisis permite calcular la productividad por área total al incluir las áreas externas, según los resultados obtenidos en este estudio la productividad por has totales (incluyendo las áreas internas y externas) fue 4482,7 y 7531,1 kg de LCGP por ha para el SILT y SSPi respectivamente..

Según los resultados encontrados, para ambos sistemas el área necesaria para producir cada unidad funcional se presenta en la Tabla 4.12.

A partir de los valores consignados en la Tabla 4.11 el ST fue más eficiente en el uso del suelo en todas las UF frente al SSPi. Lo anterior se evidencia en que para un LCGP, LCE, kg de grasa y kg de proteína el SILT solo usó un 19.56; 64.26; 22.20 y 21.10% del área interna que el SSPi. De igual forma teniendo en cuenta el área total tanto interna como externa el ST siguió siendo más eficiente ya que para estas mismas unidades funcionales se usó el 59.52; 70.72; 67.55 y 64.22% del área que el SSPi. Estos resultados se encuentran por encima de los reportados por O'Brien *et al.*, (2012) especialmente el SSPi ya que estos autores encontraron un rango entre 0,93 a 1,72 m<sup>2</sup> para un kg de LCGP. Autores como Basset-Mens *et al.* (2009) encontraron en su estudio que sistemas ganaderos en Nueva Zelanda requieren en promedio 1,2 m<sup>2</sup> para producir un kg de LCE, además otros autores como Cederberg y Mattsson (2000), Cederberg y Flysjö (2004), Casey y Holden (2005), Thomassen *et al.* (2009) encontraron un uso del suelo para esta misma unidad funcional entre 1.3 a 1.9 m<sup>2</sup> por kg de LCGP en Suecia y España.

**Tabla 4. 12** Área (m<sup>2</sup>) necesario tanto a nivel de finca como total para producir cada UF.

|                       | SSPi    |              | SILT    |              |
|-----------------------|---------|--------------|---------|--------------|
|                       | Interno | Toda el área | Interno | Toda el área |
| <b>LCGP</b>           | 2,06    | 2,23         | 0,4     | 1,33         |
| <b>Kg de grasa</b>    | 42,54   | 46,11        | 9,44    | 31,14        |
| <b>Kg de proteína</b> | 47,54   | 51,53        | 10,03   | 33,09        |
| <b>LCE</b>            | 1,69    | 2,29         | 1,09    | 1,83         |

LCGP: Leche corregida por grasa y proteína; LCE: Leche corregida por energía

Por otra parte para la producción de un kg de proteína de Vries y de Boer (2010) encontraron que para la producción de leche se requiere entre 33 a 59 m<sup>2</sup> distintos sistemas en Europa. Es importante mencionar que para otros productos animales, se necesitan entre 47 a 64 m<sup>2</sup> para un kg en carne de cerdo, 42 a 52 m<sup>2</sup> para un kg de proteína de pollo, mientras que la producción de carne requiere entre 144 a 258 m<sup>2</sup>. Estos datos coinciden Elferink y Nonhebel (2007) y Baumgartner *et al.* (2008).

## 4.4 Conclusiones

Los SSPi con leucaena pueden ser una alternativa real para lograr disminuciones de GEI de entre un 13 a un 25% por unidad de producto frente a sistemas tradicionales, además de tener una alta productividad animal, gracias a la inclusión de leguminosas para la alimentación animal, adecuada oferta de alimentos concentrados y un apropiado balance de la dieta que permite disminuir la excreción de N. De igual forma, estos sistemas pueden producir bajo un escenario de escaso uso de energía no renovable ya que pueden alcanzar hasta un 45% menos de este recurso con relación a un SILT. Finalmente se debe resaltar la importancia de estos estudios bajo condiciones particulares con el objetivo de determinar impactos ambientales acordes a la realidad productiva Colombiana. Esto permitiría conocer que fuera de las fincas los impactos ambientales también se pueden dar llegando a ser hasta un 35% en cuanto a GEI y más de un 80% en UENR.

## Bibliografía

- Abreu, J., de Lima, M., Queiroz, M., de Santos, M., Primavesi, O., Toyoko, R. & Berchielli, T. (2004). Inventory improvements for methane emissions from ruminants in Brazil. Report No. 8. Jaguariúna, SP, Br, *Brazilian Agricultural Research Corporation- Embrapa*. 15p
- Arsenault, N., Tyedmers, P. & Fredeen, A. (2009). Comparing the environmental impacts of pasture-based and confinement-based dairy systems in Nova Scotia (Canada) using life cycle assessment. *Int. J. Agric. Sustain.*, 7, 19–41.
- Ballesteros, K. & Sotelo K. (2103). Tesis Profesional: Estimación de la Huella de Carbono para una hectárea cultivada con caña de azúcar desde una perspectiva orgánica., Universidad ICESI, Facultad de Ingeniería, departamento de Ingeniería Industrial. 125 pp.
- Barber, A., Pellow, G. & Barber. M. (2011). Carbon Footprint of New Zealand Arable Production – Wheat, Maize Silage, Maize Grain and Ryegrass Seed. Foundation for Arable Research Ministry of Agriculture and Forestry. New Zealand. Recuperado el 03 de Septiembre de 2014 en: <http://www.fedfarm.org.nz/Files/2011-MPIGrainCarbon.pdf>
- Basset-Mens, C., Ledgard, S. & Boyes, M. (2009). Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecol. Econ.*, 68, 1615–1625
- Baumgartner, D.U., de Baan, L. & Nemecek, T. (2008). European grain legumes — environment-friendly animal feed? Life cycle assessment of pork, chicken meat, egg and milk production. Fedearl Department of Economic Affairs DEA. Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, Zürich, Switzerland. Recuperado el 17 de noviembre de 2014 de: <http://www.agroscope.admin.ch/.../index.html?lang>
- Casey, J.W. & Holden, N.M., 2006. Quantification of GHG emissions from suckler-beef production in Ireland. *Agricultural Systems*, 90, 79–98.
- Cederberg, C. & Flysjö, A. (2004). Life cycle inventory of 23 dairy farms in southwestern Sweden. SIK Report Nr 728. The Swedisch Institute for Food and Biotechnology, Göteborg, Sweden. Recuperado el 17 de noviembre de 2014 de: <http://www.sik.se/archive/pdf-filer-katalog/SR728%281%29.pdf>
- Cederberg, C., Mattsson, B. (2000). Life cycle assessment of milk production — a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production*, 8, 49–60.

- Cuartas, C. A. (2013). Tesis Doctoral: Evaluación de la utilización de los nutrientes y comportamiento productivo de bovinos pastoreando en sistemas silvopastoriles intensivos con *Leucaena leucocephala*. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de Antioquia. 172 pp.
- Dalgaard, T., Halberg, N. & Porter, J.R. (2001). A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agric. Ecosyst. Environ.* 87, 51–65.
- Davis, J. & Haglund, C. (1999). Tesis de Maestría: Life Cycle Inventory (LCI) of Fertiliser Production. Fertiliser Products Used in Sweden and Western Europe. SIK-Report No. Chalmers University of Technology.
- de Vries, M. & de Boer, I.J.M. (2010). Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science* 128, 1–11.
- Ecoinvent. (2010). Ecoinvent Centre. Ecoinvent 2.0 database. Swiss centre for life cycle inventories, Dübendorf. Recuperado el 05 de Agosto de 2014 en: <http://www.ecoinvent.ch>
- Ecocosts. (2012). Ecocosts 2012 V2 LCA data on products and services EI V3 Idemat. Recuperado el 22 de Septiembre de 2014 en: <http://www.ecocostsvalue.com/EVR/model/theory/subject/5-data.html>
- Elferink, E.V. & Nonhebel, S. (2007). Variations in land requirements for meat production. *Journal of Cleaner Production*, 15, 1778–1786.
- Flysjö, A., Cederberg, C., Henriksson, M. & Ledgard, S. (2012). The interaction between milk and beef production and emissions from land use change e critical considerations in life cycle assessment and carbon footprint studies of milk. *Journal of Cleaner Production*, 28, 134-142
- Fox, D.G., Tylutki, T.P., Tedeschi, L.O., Van Amburgh, M.E., Chase, L.E., Pell, A.N., Overton, T.R. & Russell, J.B. (2000). The Net Carbohydrate and Protein System for Evaluating Herd Nutrition and Nutrient Excretion: Model Documentation. Mimeo No. 213. Animal Science Department, Cornell University, Ithaca, NY.
- Gaviria, X., Sossa, C. P., Chará, J., Barahona, R., Lopera, J. J., Córdoba, C. P. & Montoya, C. (2012). Producción de Carne Bovina en Sistemas Silvopastoriles Intensivos en el Trópico Bajo Colombiano. *VII Congreso de agroforestería*. Belém, Brasil. USJR, CBPS, UFPA, CIPAV, CATIE. 661 - 665
- Gerber, P. J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A. & Tempio, G. (2013). Hacer frente al cambio climático a través de la ganadería – Evaluación global de las emisiones y las oportunidades de mitigación. Organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura (FAO), Roma. 154 pp.
- Giraldo, C., Escobar, F., Chará, J. & Calle, Z. (2011). The Adoption of Silvopastoral Systems Promotes the Recovery of Ecological Processes Regulated by Dung Beetles in the Colombian Andes. *Insect Conservation and Diversity* 4, 115-122.
- Haas, G., Wetterich, F. & Köpke, U. (2001). Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83, 43–53.
- Hagemann, M., Ndambi, A., Hemme, T., & Latacz-Lohmann, U. (2012). Contribution of milk production to global greenhouse gas emissions. An estimation based on typical farms. *Environmental Science and Pollution Research*, 19:390–402
- Hospido, A., Moreira, M.T. & Feijoo, G. (2003). Simplified life cycle assessment of galician milk production. *International Dairy Journal*, 13, 783–796.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2010). Segunda Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Bogotá DC, Colombia.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2006). In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Agriculture, Forestry and other Land Use, vol. 4. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan.

- Intergovernmental Panel on Climate Change. (IPCC). (2007). Climate Change 2007: Synthesis Report. En: C. W. Team, R. K. Pachauri, & A. Reisinger, Edits.) Recuperado el 30 de Julio de 2014, de [http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/publications\\_ipcc\\_fourth\\_assessment\\_report\\_synthesis\\_report.htm](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_synthesis_report.htm)
- International Organisation for Standardisation (ISO). (2006 a). Environmental Management – Life Cycle Assessment: Principles and Framework (ISO 14040). European Committee for Standardization, Brussels, Belgium.
- International Organisation for Standardisation (ISO). (2006b). Environmental Management – Life Cycle Assessment: Requirements and Guidelines (ISO 14044). European Committee for Standardization, Brussels, Belgium.
- Jarvis, A., Touval, J. L., Castro, M., Sotomayor, L. & Graham, G. (2010). Assessment of threats to ecosystems in South America. *Journal for Nature Conservation*, 18, 180–188.
- Kaiser, E.A., Kohrs, K., Kucke, M., Schnug, E., Munch, J.C. & Heinemeyer, O. (1998). Nitrous oxide release from arable soil: importance of perennial forage crops. *Biol. Fertil. Soils* 28, 36-43
- Molina, I. C., & Barahona, R. (2011). Estimación de las emisiones de metano por novillos cebados en dos sistemas contrastantes de producción de carne bovina. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias* 24 (3), 378.
- Montenegro, J. & Abarca, S. (2000). Fijación de carbono, emisión de metano y de óxido nitroso en sistemas de producción bovina de Costa Rica. En: C. Pomareda y H. Steinfeld (editores). Intensificación de la Ganadería en Centroamérica: Beneficios Económicos y Ambientales. CATIE/FAO/SIDE, San José, Costa Rica. p 151-173.
- Mora, V. (2001). Tesis para optar el título de maestría: Fijación, emisión y balance de gases de efecto invernadero en pasturas en monocultivo y en sistemas silvopastoriles de fincas lecheras intensivas de las zonas altas de Costa Rica. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 92 p.
- Muñoz, J., Córdoba, C. & Barahona, R. (2009). Estimación y comparación del consumo de bovinos pastoreando en sistemas silvopastoriles intensivos y potreros remanentes del cultivo de arroz mediante el método de alcanos. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias* 22 (3), 532.
- Murgueitio, E., Calle, Z., Uribe, F., Calle, A. & Solorio, B. (2011). Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *Forest Ecology and Management*. 261(10), 1654–1663.
- Naranjo, J. F., Cuartas, C. A., Murgueitio, E., Chará, J., & Barahona, R. (2012). Balance de gases de efecto invernadero en sistemas silvopastoriles intensivos con *Leucaena leucocephala* en Colombia. *Livestock Research for Rural Development*. Volume 24, Article #150. Recuperado el 16 de noviembre de 2014 de: <http://www.lrrd.org/lrrd24/8/nara24150.htm>
- Nardone, A., Ronchi, B., Lacetera, N., Ranieri, M.S. & Bernabucci, U. (2010). Effects of Climate Changes on Animal Production and Sustainability of Livestock Systems. *Livestock Science* 130, 57–69.
- Nemecek, T., & Kägi, T. (2007). Life Cycle Inventories of Swiss and European agricultural production systems. Final report ecoinvent v2.0 No. 15a. Agroscope Reckenholz Taenikon research station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf. Recuperado el 15 de noviembre de 2014 en: [http://www.upe.poli.br/~cardim/PEC/Ecoinvent%20LCA/ecoinventReports/15\\_Agriculture.pdf](http://www.upe.poli.br/~cardim/PEC/Ecoinvent%20LCA/ecoinventReports/15_Agriculture.pdf)
- O'Brien, D., Shalloo, L., Patton, J., Buckley, F., Grainger, C. & Wallace, M. (2012). A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms. *Agricultural Systems* 107, 33–46.
- Pré Consultants (2008). Simapro 7.0. Pré Consultants. Printerweg, Amersfoort, Netherlands. Recuperado el 05 de Agosto de 2014 en: <http://www.pre.nl>.
- Primavesi, O., Frighetto, R. T., Pedreira, M. D. S., De Lima, M. A., Berchielli, T. T. & Barbosa, P. F. (2004) Dairy cattle enteric methane measured in Brazilian tropical conditions. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 39 (3), 227-283.
- Restrepo J. C., Rivera, J. E., Chará J., Barahona, R., Lopera J. J., Castaño, D. M. & Ceballos O. A. (2012). Consumo de Forrajes, Producción y Calidad de Leche en Sistemas Silvopastoriles Intensivos en Bosque

- Seco Tropical (Valle del Cauca – Colombia). VII Congreso de agroforestería. Belém, Brasil. USJR, CBPS, UFPA, CIPAV, CATIE. 645 - 652
- Rivera, J. E., Arenas, F. A., Rivera, R., Benavides, L. M., Sánchez, J. & Barahona, R. (2014). Análisis de ciclo de vida en la producción de leche: comparación de dos hatos de lechería especializada. *Livestock Research for Rural Development. Volume 26, Article #112*. Recuperado el 01 de Agosto del 2014 de: <http://www.lrrd.org/lrrd26/6/rive26112.htm>
- Rice, B. & Quinlan, G. (2003). An estimate of fuel use and related emissions on Irish farms. In: Proceedings of the Agricultural Research Forum, Tullamore Court Hotel, Tullamore, Ireland, March 3–4, Teagasc, pp. 60.
- Rivera, J. E., Arenas, F. A., Rivera, R., Benavides, L. M., Sánchez, J. & Barahona, R. (2014). Análisis de ciclo de vida en la producción de leche: comparación de dos hatos de lechería especializada. *Livestock Research for Rural Development. Volume 26, Article #112*. Recuperado el 05 de Agosto del 2014 en: <http://www.lrrd.org/lrrd26/6/rive26112.htm>
- Rivera, J., Arenas, F., Córdoba, C., Cuartas, C., Naranjo, J., Murgueitio, R. & Blanco, C. (2012). Degradabilidad *in vitro* de dietas ofrecidas en sistemas silvopastoriles intensivos, y simulaciones de ganancias de peso en el caribe seco Colombiano. VII Congreso de agroforestería. Belém, Brasil. USJR, CBPS, UFPA, CIPAV, CATIE. 40 - 50
- Sjaunja, L.O., Baevre, L., Junkkarinen, L., Pedersen, J. & Setala, J. (1990). A Nordic proposal for an energy corrected milk (ECM) formula. In 27th session of the International Commission for Breeding and Productivity of Milk Animals, Paris, France.
- Shelton, M. (1996). El género *Leucaena* y su potencial para los trópicos. En: Tyrone Clavero (edi) *Leguminosas forrajeras arbóreas en la agricultura tropical*. Fundación Polar, Universidad del Zulia, Centro de transferencia de tecnología en pastos y forrajes. Maracaibo, Venezuela, p 17-28.
- Sneath, R.W., Beline, F., Hilhorst, M.A. & Peu, P. (2006). Monitoring GHG from manure stores on organic and conventional dairy farms. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112, 122–128.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M. & de Haan, C. (2006). Livestock's Long Shadow, Environmental Issues and Options. LEAD-FAO. Rome. 493 pp.
- Thomassen, M.A. & de Boer, I.J.M. (2005). Evaluation of indicators to assess the environmental impact of dairy production systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 111, 185–199
- Thomassen, M.A., Dolman, M.A., Van Calker, K.J. & De Boer, I.J.M. (2009). Relating life cycle assessment indicators to gross value added for Dutch dairy farms. *Ecological Economics*, 68, 2278–2284.
- Thomassen, M.A., Van Calker, K.J., Smits, M.C.J., Iepema, G.L. & de Boer, I.J.M. (2008). Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agric. Syst.* 96, 95–107
- Van der Werf, H.M.G., Kanyarushoki, C. & Corson, M.S. (2009). An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. *J. Environ. Manage.* 90, 3643–3652.
- Weiss, F. & Leip, A. (2012). Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: A life cycle assessment carried out with the CAPRI model. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 149, 124– 134.
- Williams, A.G., Audsley, E., & Sandars, D.L. (2006). *Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities*. Main report. Defra Research Project IS0205. Cranfield University and Defra, Bedford. UK. pp 66
- Xua, X., Zhangb, B., Liua, Y., Xuea, Y. & Di. B. (2013). Carbon footprints of rice production in five typical rice districts in China. *Acta Ecologica Sinica*. 33 (4), 227–232
- Yan, M. J., Humphreys, J. & Holden, M. H. (2011). An evaluation of life cycle assessment of European milk production. *Journal of Environmental Management*, 92, 372-379.

# Conclusiones y recomendaciones generales

## Conclusiones

De los resultados obtenidos en este estudio se puede concluir que los SSPi pueden ser un alternativa real para buscar generar menores cargas ambientales por unidad de producto, al emitir menores GEI y menor UENR, gracias básicamente a nuevas opciones de manejo como la inclusión de arbustivas en la dieta animal, que mejoran la dieta basal de estos, y optimización de los recursos naturales como la luz solar favoreciendo una baja dependencia de insumos externos como fertilizantes y alimentos concentrados. También se destaca que sistemas tradicionales como el evaluado en este trabajo pueden ser una opción para mejorar el uso del suelo en sistemas ganaderos al generar altas cantidad de productos animales por unidad de área, siempre en cuando se optimicen y se manejen de forma sostenible los recursos utilizados en el procesos productivo.

De igual manera los SSPi pueden favorecer menores emisiones de CH<sub>4</sub> frente a SILT gracias a la inclusión de leucaena que modifica el comportamiento ruminal por medio de su composición química.

Finalmente los resultados encontrados en este estudio permiten concluir que sistemas como los SSPi tienen menores emisiones de GEI en sus praderas que sistemas intensivos tradicionales, a pesar de tener capacidades de carga por encima de 2,5 UGG y ofrecer densidades altas de leguminosas, llegando al punto de tener niveles de emisiones en suelo muy semejantes a las de un bosque. De igual manera se puede decir que bajo nuestras condiciones probablemente factores como los del IPCC para emisiones de estiércol y orina no tendrían mucha aplicación ya que las emisiones en estas excreciones aparentemente puede ser diferentes a los promedios reportados por este organismo.

## Recomendaciones

Es importante tener en cuenta que la fiabilidad de los resultados encontrados en un análisis de ACV se encuentran afectado por múltiples factores como la calidad de la información colectada en campo, los factores de emisión utilizados, los supuestos del modelo y en sí al tamaño de los trabajos, razón por la cual su interpretación debe ser lo más objetiva posible basada en un análisis integral que tenga en cuenta todas las variables posibles basado en información fiable.

De igual manera hay que saber que la mayoría de trabajos son sustentados en factores de emisión publicados en otras investigaciones, ya que determinar factores propios muchas



veces es costoso y requiere mucho tiempo y trabajo. Por lo cual los resultados habitualmente logrados en este tipo de estudios son solo una medida potencial del impacto y no un impacto ambiental real. Para disminuir en gran forma este limitante, es de vital importancia llegar a cabo estudios como el presentado en esta tesis, donde se buscó determinar emisiones bajo condiciones particulares y locales al hacer evaluaciones directas como las trabajadas en las emisiones generadas por fermentación entérica y provenientes de praderas y excreciones animales. Impactos reales deben ser diferidos del potencial debido a la variabilidad de numerosos factores locales, como por ejemplo, el tipo de suelo, clima y topografía.

Otras decisiones importantes tomadas durante el proceso de un ACV son la fuente de los datos o la literatura utilizada para los factores de emisión de los insumos y los factores de caracterización utilizados para calcular los impactos ambientales, una elección equívoca de estos pueden generar gran variabilidad de en los resultados, aspecto que refuerza la idea o necesidad de determinar factores locales como los trabajados en este trabajo.

Finalmente cabe destacar que este tipo de estudios deben ser escalados a mayor tamaño para generar más cantidad de datos que permiten lograr información más robusta que logre conocer de una forma más amplia los impactos ambientales generados por sistemas bovinos bajo nuestras condiciones, además hay que tener en cuenta en futuros trabajos el potencial de captura de carbono de los sistemas evaluados para alcanzar valoraciones más completas, así como otro tipo de impactos como los acidificantes, eutrofizantes, entre otros.